



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA



PAULO PONTES ARAÚJO

**AVALIAÇÃO DOS COMPOSTOS NITROGENADOS NO AQUÍFERO LIVRE EM
AGROECOSSISTEMAS DE CITROS NO ALTO RIO CAPITÃO POCINHO,
AMAZÔNIA ORIENTAL**

**BELÉM
2011**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA



PAULO PONTES ARAÚJO

**AVALIAÇÃO DOS COMPOSTOS NITROGENADOS NO AQUIFERO LIVRE EM
AGROECOSSISTEMAS DE CITROS NO ALTO RIO CAPITÃO POCINHO,
AMAZÔNIA ORIENTAL**

**Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia e Embrapa – Amazônia Oriental, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Ciências Agrárias: área de concentração Agroecossistemas da Amazônia, para obtenção do título de Doutor.
Orientador: Francisco de Assis Oliveira**

**BELÉM
2011**

Araújo, Paulo Pontes

Avaliação dos compostos nitrogenados no aquífero livre em agroecossistemas de citros no alto do rio Capitão Pocinho, Amazônia oriental. / Paulo Pontes Araújo – Belém, 2011.

175f.:il.

Tese (Doutorado em Ciências Agrárias/Agroecossistemas da Amazônia) – Universidade Federal Rural da Amazônia e Embrapa Amazônia Oriental, Belém, 2011.

1. Águas subterrâneas – compostos nitrogenados - avaliação 2. Vulnerabilidade DRASTIC - método 3. Hidroquímica 4. Água subterrânea rasa - poluição 5. Paisagem agrária. I. Título

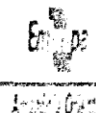
CDD – 553.79



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA



PAULO PONTES ARAÚJO

**AVALIAÇÃO DOS COMPOSTOS NITROGENADOS NO AQUIFERO LIVRE EM
AGROECOSSISTEMAS DE CITROS NO ALTO RIO CAPITÃO POCINHO,
AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Ciências Agrárias: área de concentração Agroecossistemas da Amazônia, para obtenção do título de Doutor.

Aprovado em 29 de julho de 2011

BANCA EXAMINADORA

Francisco de Assis Oliveira, Orientador
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

Joaquim Carlos Barbosa Queiroz, 1º Examinador
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
Rodrigo Otávio Rodrigues de Melo Souza, 2º Examinador
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
Antonio Carlos Felice Nicole Savério Tancredi, 3º Examinador
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
Herdjânia Veras de Lima, 4º Examinadora
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

Ao Senhor JESUS, toda honra e toda glória!

Aos meus pais, Zeca (*in memore*) e Ursula.

Aos meus filhos, Marcos e Luciana.

As minhas irmãs, Mana e Beth.

A minha esposa, Adriana.

A G R A D E C I M E N T O S

Ao Serviço Geológico do Brasil - CPRM, em nome de Valter J. Marques, pela liberação para as atividades acadêmicas e apoio financeiro parcial aos trabalhos de campo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, que financiou ao professor Francisco de Assis Oliveira, Proc. 484848/2007-0 no projeto Contaminação de Recursos Hídricos em Condições de Cultivos de Larga Escala *Citrus sinenses* L (Laranjais) na Amazônia oriental.

Ao apoio laboratorial do Instituto Evandro Chagas - IEC, Seção Meio Ambiente, da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, laboratório de Física do Solo e do Serviço Geológico do Brasil - CPRM, laboratório da SUREG-BE.

Ao apoio logístico da Cítricos do Pará - CITROPAR, em nome de Adalberto Ribeiro, Samuel Figueiras, Marly e demais funcionários da empresa.

Aos colegas Bruno Carneiro e Adaelson Campelo de Medeiros do Instituto Evandro Chagas (IEC), profissionais de elevado espírito de colaboração, pela análise do material coletado (água) durante esta pesquisa. Ao José Leocyvan G. Nunes pela sua colaboração na análise estatística.

Aos colegas Almir Pacheco, Sebastião Benjamim e Paulo Roberto, durante os trabalhos de campo e de escritório. Em especial aos amigos (as) Cesar Chaves, Suely Serfaty-Marques, Abraham Serfaty (*in memore*), Lúcia Travassos, Raimundo Lourenço (Seu Dico) e Alexandre Carvalho (CPRM).

Aos professores do Curso de Doutorado da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), pelos conhecimentos transmitidos. Em especial aos professores Herdjanía Veras de Lima e Norberto Noronha pela paciência e dedicação, durante as aulas teóricas e de laboratório das disciplinas Física do Solo e Classificação e Gênese dos Solos, respectivamente.

Ao professor Antonio Tancredi, um ícone da hidrogeologia, pelas oportunidades que me concede em desfrutar de seus conhecimentos.

Ao professor Francisco de Assis Oliveira, orientador desta pesquisa, por tornar este projeto de pesquisa possível de ser executado, pela sua amizade, pela sua sapiência e pelo exemplo de caráter, humildade e nobreza.

Aos colegas dos Cursos de Doutorado e Mestrado em Solos da UFRA, com os quais tive a alegria de compartilhar horas de estudos e aprender sobre temas tão específicos.

As secretárias dos cursos de Pós-Graduação da UFRA Shirley Barros, Milene e Greyce pela amizade e pelo apoio ao longo destes anos de convivência.

Ao Aaron Joslin pela revisão gramatical do abstract.

Ao professor Cláudio José R. Carvalho pela viabilização inicial deste projeto de pesquisa.

As bibliotecárias Ana Cristina G. Santos e Meraba C. F. da Gama (UFRA) e Nelma Ribeiro (CPRM), pelas orientações normativas.

Aos professores membros da banca de qualificação, pelas sugestões construtivas.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1 - Diagrama pH - Eh do nitrogênio (STARR, 1988)	25
Figura 2 - Comportamento das espécies de nitrogênio em subsuperfície (modificado de Freeze; Cherry, 1979)	26
Figura 3 - Equilíbrio amônio-amoniaco em função do pH (FENZL, 1988)	26
Figura 4 - Município de Capitão Poço, no contexto do Estado do Pará, onde está inserida a microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho (A). Área de pesquisa delimitada pelo contorno retangular, posicionado na parte inferior esquerda da figura, na imagem CBERS (B). No interior desta figura (identificados por círculos), está à localização dos poços piezômetros ou de monitoramento situados nas nascentes do rio Capitão Pocinho	49
Figura 5 - Detalhamento da área de pesquisa localizada no alto curso da microbacia do rio Capitão Pocinho, onde foram realizados os ensaios de infiltração e a coleta das amostras dos solos. Posicionamento do perfil esquemático (Figura 6)	50
Figura 6 - Perfil esquemático AB (Figura 5) mostrando o posicionamento, em profundidade, das amostras indeformadas e o intervalo onde foram realizados os ensaios de infiltração para a estimativa da condutividade hidráulica “in situ”	51
Figura 7 - Distribuição anual dos excedentes e déficits hídricos obtidos no balanço, considerando retenção hídrica de 100 mm para a área de pesquisa. Embrapa Amazônia Oriental, Capitão Poço (1980 a 2001)	52
Figura 8 - Ensaio de rebaixamento para cálculo da condutividade hidráulica na zona não saturada (ABGE, 1996)	53
Figura 9 - Posição do município de Capitão Poço (em vermelho), onde está inserida a microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho (A). Área de pesquisa delimitada pelo contorno retangular, parte inferior esquerda da figura (B). No interior desta figura (identificados por círculos pretos), está à localização dos poços piezômetros ou de monitoramento perfurados nas margens direita (PM04, PM05, PM06, PM07 e PM15) e esquerda (PM01, PM02, PM03, PM08, PM09, PM10, PM11, PM12, PM13 e PM14), nas nascentes do rio Capitão Pocinho	65
Figura 10 - Profundidade média do nível estático medido nos poços de monitoramento, durante o ciclo hidrológico de 2009 (Parâmetro D)	69
Figura 11 - Histograma esquemático utilizado para o cálculo do Δh nos 15 poços de monitoramento (modificado de Healey; Cook, 2002)	70
Figura 12 - Recarga do aquífero estimada em cada poço de monitoramento construído na área de pesquisa (Parâmetro R)	72
Figura 13 - Material do aquífero classificado através de análise granulométrica (Parâmetro A)	73
Figura 14 - Classificação textural do solo realizada através de análises granulométrica (Parâmetro S)	75
Figura 15 - Declividade da área de pesquisa (Parâmetro T)	77

Figura 16 - Influência da zona não saturada com base na litologia predominante da zona não saturada da área de estudo (Parâmetro I)	79
Figura 17 - Condutividade hidráulica do aquífero com base nos resultados de “ <i>Slug-test</i> ” realizados na zona saturada do aquífero livre Barreiras, na área de estudo (Parâmetro C)	82
Figura 18 - Classificação da vulnerabilidade à poluição do aquífero livre Barreiras, através do índice DRASTIC, nas nascentes da microbacia do Rio Capitão Pocinho	83
Figura 19 - Classificação da vulnerabilidade à poluição do aquífero livre Barreiras, através do índice DRASTIC <i>Pesticida</i> , nas nascentes da microbacia do Rio Capitão Pocinho	85
Figura 20 - Isotores de nitrato nas águas subterrâneas rasas nas nascentes da microbacia do Rio Capitão Pocinho. Valores maiores do que 2,0 mg L ⁻¹ de nitrato (NO ₃ ⁻) indicam contaminação antropogênica	88
Figura 21 - Localização do município de Capitão Poço, no contexto do Pará, onde está inserida a microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho (A). Área de pesquisa delimitada pelo contorno retangular (B)	99
Figura 22 - Detalhe da área de estudo mostrando a localização dos 15 poços de monitoramento	101
Figura 23 - Distribuição média mensal da precipitação pluviométrica anual no período de 1980 a 2001 (Embrapa Amazônia Oriental, Capitão Poço). As setas representam os meses de coleta das águas subterrâneas rasas para análise, ano 2009	102
Figura 24 - Classificação das águas subterrâneas rasas do aquífero Barreiras, coletadas no poço de referência (PR), durante os meses de julho e novembro de 2009 (Diagrama de <i>Piper</i>)	105
Figura 25 - Composição química de cátions e ânions das águas subterrâneas rasas do aquífero Barreiras (PM01, PM02, PM03, PM06, PM08, PM09, PM10, PM14 e PM15)	106
Figura 26 - Classificação das águas rasas do aquífero Barreiras, coletadas nos poços de monitoramento (PM01, PM02, PM03, PM04, PM06, PM08, PM09, PM12, PM14 e PM15), durante o mês de julho de 2009 (Diagrama de <i>Piper</i>)	107
Figura 27 - Classificação das águas rasas do aquífero Barreiras, coletadas nos poços de monitoramento (PM02, PM03, PM09, PM10 e PM12), durante o mês de setembro de 2009 (Diagrama de <i>Piper</i>)	108
Figura 28 - Classificação das águas rasas do aquífero Barreiras, coletadas nos poços de monitoramento (PM03, PM06, PM08, PM10 e PM14), durante o mês de novembro de 2009 (Diagrama de <i>Piper</i>)	109
Figura 29 - Distribuição dos isotores de nitrato nas águas dos poços de monitoramento em área de citricultura, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, na época chuvosa (janeiro a maio) do ano de 2009	112
Figura 30 - Distribuição dos isotores de nitrato nas águas dos poços de monitoramento, em área de citricultura, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, na época seca (julho a novembro) do ano de 2009	113
Figura 31 - Município de Capitão Poço (em vermelho), no contexto do estado do Pará, onde está inserida a microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho (A). Área de pesquisa delimitada pelo contorno retangular, parte inferior esquerda da figura (B). No interior desta figura (identificados por círculos pretos), está à localização dos poços de monitoramento perfurados nas margens direita (PM04, PM05, PM06, PM07 e PM15) e esquerda (PM01, PM02, PM03, PM08, PM09, PM10, PM11, PM12, PM13 e PM14), nas nascentes do rio Capitão Pocinho	119

Figura 32 - Distribuição média mensal de precipitação pluviométrica (mm) na microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho. Período: 1980 a 2001. Fonte: Laboratório de Climatologia/Embrapa Amazônia Oriental. As setas representam os meses de medidas da profundidade do nível estático das águas subterrâneas rasas, ano 2009	120
Figura 33 - Localização dos poços de monitoramento, perfurados durante as atividades de campo, onde foram realizados os “ <i>Slug-tests</i> ”, objetivando a determinação da condutividade hidráulica da zona saturada do aquífero Barreiras, na área de estudo	125
Figura 34 - Oscilação temporal do nível da água nos 15 poços de monitoramento, no período de janeiro a novembro de 2009, nas nascentes do rio Capitão Pocinho	129
Figura 35 - Perfil hidrogeológico esquemático norte-sul, entre os poços de monitoramento PM01, PM14 e PM06, mostrando o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas e o posicionamento dos aquíferos livre e/ou livre suspenso	131
Figura 36 - Sentido de fluxo das águas subterrâneas no aquífero livre Barreiras	133
Figura 37 - Bloco diagrama tridimensional mostrando a superfície potenciométrica e o sentido do fluxo das águas subterrâneas rasas, período chuvoso de 2009, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho	135
Figura 38 - Bloco diagrama tridimensional mostrando a superfície potenciométrica e o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas, período de déficit hídrico de 2009, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho	136

TABELAS

Tabela 1 - Espécies de nitrogênio inorgânico em subsuperfície (STARR, 1988)	24
Tabela 2 - Peso relativo de cada parâmetro do índice DRASTIC	30
Tabela 3 - Intervalos de valores de vulnerabilidade e a classificação correspondente	31
Tabela 4 - Peso relativo de cada parâmetro do índice DRASTIC <i>Pesticida</i>	31
Tabela 5 - Valores dos diferentes parâmetros físicos obtidos através de ensaios de infiltração realizados na zona não-saturada do aquífero livre Barreiras, na área de pesquisa	57
Tabela 6 - Valores de Δh calculado para cada poço de monitoramento construídos na área de pesquisa, recarga (R) para uma precipitação média de 211 mm ano ⁻¹ em um período de onze meses e índices DRASTIC correspondentes a recarga	71
Tabela 7 - Valores dos “Slug-tests” realizados na zona saturada do aquífero livre Barreiras, através dos poços de monitoramento localizados no alto rio Capitão Pocinho	80
Tabela 8 - Concentração dos teores de NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹), nas águas subterrâneas rasas do aquífero livre Barreiras, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, ano de 2009	87
Tabela 9 - Média dos parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas rasas, durante a época chuvosa (janeiro, março e maio de 2009), nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho – Pará	104
Tabela 10 - Média dos parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas rasas, durante a época seca (julho, setembro e novembro de 2009), nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho – Pará	104
Tabela 11 - Valores médios de cátions e ânions, em mg L ⁻¹ , utilizados no cálculo do teste “t”	110
Tabela 12 - Teste “t” para a média amostral em comparação no poço de referência (PR)	110
Tabela 13 - Intervalos de profundidades do nível da água no aquífero livre Barreiras, medidos nos 15 poços de monitoramento perfurados na área de pesquisa, durante o ano de 2009. Medidas efetuadas no período chuvoso (janeiro a maio) e no período com déficit hídrico (julho a novembro)	128
Tabela 14 - Coeficientes de correlação entre a variável precipitação pluviométrica média anual (Y) e a variável profundidade do nível estático. Os dados de variação do nível estático foram coletados nos 15 poços de monitoramento (X's) instalados nas nascentes da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho, durante o ciclo hidrológico de 2009	130
Tabela 15 - Oscilação média mensal da superfície potenciométrica, durante o período chuvoso e de déficit hídrico de 2009. Os dados coletados nos 15 poços de monitoramento perfurados na área de pesquisa, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho	132
Tabela 16 - Valores de condutividade hidráulica (K) em cm s ⁻¹ para alguns materiais geológicos (modificado de Fetter, 1988)	137

SUMÁRIO

	RESUMO	14
	ABSTRACT	15
1	CONTEXTUALIZAÇÃO	16
	REFERÊNCIAS	21
2	REVISÃO DA LITERATURA	22
2.1	FONTES E OCORRÊNCIAS DOS COMPONENTES NITROGENADOS	22
2.2	CLASSIFICAÇÃO DA VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO DE AQUÍFERO	28
2.3	CONTAMINAÇÃO POR NITRATO NA SAÚDE HUMANA	37
2.4	USO DE AGROTÓXICOS E FERTILIZANTES NO PLANTIO AGRÍCOLA	39
	REFERÊNCIAS	41
3	PROPRIEDADES FÍSICAS E DINÂMICAS DA INFILTRAÇÃO EM AGROECOSSISTEMA DE <i>CITRUS SINENSES</i> L (LARANJAL), NORDESTE PARÁ	46
	RESUMO	46
	ABSTRACT	46
3.1	INTRODUÇÃO	47
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	48
3.2.1	Determinação da condutividade hidráulica e da velocidade de infiltração na zona não saturada	52
3.2.2	Determinação da porosidade total	54
3.2.3	Análise granulométrica dos sedimentos da zona não saturada	55
3.2.4	Estimativa da velocidade de infiltração na zona não saturada	55
3.2.5	Determinação do gradiente hidráulico	56
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	56
3.4	CONCLUSÕES	59
	REFERÊNCIAS	60

4	VULNERABILIDADE DOS AQUÍFEROS À POLUIÇÃO POR NITRATO EM PLANTIO DE CITROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL - PARÁ, BRASIL	62
	RESUMO	62
	ABSTRACT	62
4.1	INTRODUÇÃO	63
4.2	ÁREA DE ESTUDO	65
4.3	GEOLOGIA E HIDROGEOLOGIA	66
4.4	MATERIAIS E MÉTODOS	67
4.5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	67
4.5.1	Profundidade do topo do aquífero (D)	68
4.5.2	Recarga do aquífero (R)	70
4.5.3	Material do aquífero (A)	72
4.5.4	Tipo de solo (S)	74
4.5.5	Topografia (T)	76
4.5.5	Influência da zona não saturada (I)	77
4.5.6	Condutividade hidráulica (C)	79
4.5.7	Vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC Pesticida	81
4.6	VALIDAÇÃO DO ÍNDICE DRASTIC <i>PESTICIDA</i>	86
4.7	CONCLUSÕES	90
	REFERÊNCIAS	91
5	CLASSIFICAÇÃO HIDROQUÍMICA E CONTAMINAÇÃO POR NITRATO NO AQUÍFERO LIVRE BARREIRAS NA BACIA DO RIO CAPITÃO POCINHO REGIÃO DO MÉDIO RIO GUAMÁ NA AMAZÔNIA ORIENTAL	96
	RESUMO	96
	ABSTRACT	96
5.1	INTRODUÇÃO	97
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	98

5.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	103
5.4	CONCLUSÕES	114
	REFERÊNCIAS	115
6	POTENCIOMETRIA E DINÂMICA SAZONAL DO NÍVEL FREÁTICO NAS NASCENTES DA MICROBACIA DO RIO CAPITÃO POCINHO (PA)	117
	RESUMO	117
	ABSTRACT	117
6.1	INTRODUÇÃO	118
6.2	ÁREA DE ESTUDO	119
6.3	MATERIAL E MÉTODOS	122
6.3.1	Perfuração e instalação da rede de poços de monitoramento	122
6.3.2	Determinação da condutividade hidráulica na zona saturada	124
6.3.3	Monitoramento da oscilação do nível da água e a definição do sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas	126
6.3.3	Análise de correlação linear entre as variáveis estudadas	126
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	127
6.5.	CONCLUSÕES	138
	REFERÊNCIAS	139
	CONCLUSÕES GERAIS	141
	A N E X O S	144

RESUMO: O objetivo desta pesquisa foi definir a vulnerabilidade à poluição do aquífero livre Barreiras, caracterizar a hidroquímica e estudar a dispersão temporal dos compostos nitrogenados nas águas subterrâneas rasas em área de citricultura intensiva, localizada nas nascentes da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho, município de Capitão Poço, nordeste do Estado do Pará. O material e métodos utilizados para o desenvolvimento deste trabalho consistiu em: revisão bibliográfica; levantamento topográfico; perfuração de 16 poços de monitoramento, sendo um poço de referência localizado em área de proteção ambiental, utilizado para a definição do *background* hidroquímico regional; amostragem de sedimentos inconsolidados para análise granulométrica e de sedimentos indeformados visando o cálculo da porosidade, em laboratório; ensaio de infiltração e *Slug-test*, objetivando a estimativa da condutividade hidráulica das zonas não saturada e saturada do aquífero livre; monitoramento do nível estático, coleta e análise físico-química sistemática das águas subterrâneas rasas, durante os meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro de 2009. As análises laboratoriais físico-químicas (pH, condutividade elétrica, Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{3-} , HCO_3^- , NH_4^+ e NO_3^-) foram realizadas no Instituto Evandro Chagas e as físicas (granulometria e porosidade) no Departamento de Solos da Universidade Federal Rural da Amazônia. Neste trabalho, foram utilizados os seguintes softwares técnicos: *ArcGis* 9.0, *SURFER* 8, *QUALYGRAF* e *TAL Windows*. Os resultados obtidos mostram que: 1) a oscilação sazonal do nível potenciométrico encontra-se em torno de 2 metros; 2) o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas segue a direção da vila de Capitão Pocinho; 3) a vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC Pesticidas à poluição das águas subterrâneas rasas foi classificada como alta a muito alta; 4) os valores hidroquímicos obtidos no poço de referência (*background*) são compatíveis com aqueles do aquífero Barreiras Inferior/Pirabas de idade terciária; 5) as águas subterrâneas rasas foram classificadas como bicarbonatadas cálcicas e mistas; 6) as águas do aquífero livre mostram indicadores de contaminação por nitrato e; 7) o processo de nitrificação ocorreu em 60% dos poços monitorados, durante o ciclo hidrológico do ano de 2009. Os resultados derivados da análise estatística confirmaram a mudança no teor dos íons Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- e NO_3^- . Estes íons apresentaram uma relação estatisticamente significativa, enquanto que para a análise multivariada dos demais íons a relação estatística não foi significante, para os intervalos de confiança de 95% para a média populacional de cada variável. Este fato indica uma tendência de aumento dos teores de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- e NO_3^- , com o passar do tempo. Observa-se que em 60% dos poços (PM02, PM05, PM06, PM07, PM08, PM10, PM11, PM13 e PM14) há um aumento desse último constituinte de uma época para o outro, ao mesmo tempo em que ocorre decréscimo de NH_4^+ , o que pode sugerir reações de oxidação de NH_4^+ , originando NO_3^- (nitrificação). Portanto, as águas subterrâneas rasas usadas para consumo humano na vila de Capitão Pocinho apresentam potabilidade duvidosa quanto ao nitrato.

Palavras-chave: vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas; hidroquímica; hidrodinâmica do aquífero livre; indicadores de contaminação; nitrato.

ABSTRACT: The objective of this research was to define the vulnerability to pollution of the unconfined aquifer Barreiras and to characterize the hydrochemistry and study the temporal dispersion and nitrogen compounds in shallow groundwater in an area of intensive citrus cultivation, located in the headwaters of the river Capitão Pocinho, of the municipality Capitão Poço, in northeastern Pará State. Material and methods used to develop this work consisted of: a literature review, surveying, drilling of 16 monitoring wells, one well located in the reference area of environmental protection, used to define hydrochemical background of regional; sampling of unconsolidated sediments for particle size analysis as well as for undisturbed sediments in order calculate the porosity in the laboratory; infiltration test and slug-test, to estimate hydraulic conductivity of unsaturated and saturated zones of unconfined aquifers; monitoring static level, by systematically analyzing physical and chemical samples of shallow groundwater during the months of January, March, May, July, September and November 2009. Laboratory physicochemical tests (pH, electrical conductivity, Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{3-} , HCO_3^- , NH_4^+ e NO_3^- .) were performed at the Instituto Evandro Chagas and the physical test (grain size and porosity) in the Soils Department of the Federal Rural University of Amazonia. In this study, we used the following technical software: ArcGIS 9.0, SURFER 8, QUALYGRAF and TAL Windows. The results show that: 1) the potentiometric level oscillations are around 2 meters, 2) the direction of shallow groundwater flow follows the direction of the town of Capitão Pocinho, 3) the vulnerability of shallow groundwater DRASTIC and Pesticide DRASTIC pollution was classified as high to very high, 4) hydrochemical values obtained in the pit of reference (background) are compatible with those of the aquifer of Tertiary age Barreiras, 5) shallow groundwater were classified as calcic bicarbonate and mixed, 6) the waters of the unconfined aquifers showed indicators of nitrate contamination and; 7) the process of nitrification occurred in 60% of wells monitored during the hydrological cycle in the year 2009. The results derived from statistical analysis confirmed the change in content of Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- and NO_3^- . These ions showed a statistically significant difference, whereas for the remaining ions multivariate analysis the relationship was not statistically significant, for intervals of 95% for the population mean of each variable. This indicates a trend of increasing concentrations of Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- and NO_3^- , with the passage of time. It was observed that in 60% of wells (PM02, PM05, PM06, PM07, PM08, PM10, PM11, PM13 and PM14) there is an increase of the latter constituent from one time to another, while occurring decrease of NH_4^+ , which may suggest the oxidation of NH_4^+ , resulting in NO_3^- (nitrification). Therefore, the shallow groundwater used for human consumption in the village of Capitão Pocinho are of dubious potability due to the presence of nitrate.

Keywords: vulnerability to pollution of groundwater, hydrochemistry, hydrodynamics of shallow groundwater; contamination indicators; nitrate.

1 CONTEXTUALIZAÇÃO

A agricultura é uma forma de cultivo que vem sendo praticada ao redor do mundo há séculos, porém o que poucos sabem é que, no início da década de 20, iniciou-se o processo de utilização de pesticidas nas plantações de todos os tipos. Como se já não bastasse a sua aplicabilidade sem muitos cuidados, por parte da maioria dos produtores, devido à falta de informações da época, poucos anos mais tarde, esses produtos foram incorporados ao militarismo, pois passariam a ser usados como armas químicas no intercurso da II Guerra Mundial.

Após esse conturbado período, alguns pesquisadores, nos Estados Unidos, conseguiram ampliar seus estudos genéticos para o desenvolvimento de laranjeiras no final do século XIX. Esses estudos objetivavam a obtenção de árvores cada vez mais resistentes a mudanças climáticas, doenças e também aos agrotóxicos, já inseridos na prática do cultivo agrícola.

No entanto, apesar desses avanços serem de grande importância para todos, a maior parte das instituições financeiras de cunho internacional praticava sanções econômicas em alguns países da África, Ásia e América Latina, no intuito de forçá-los a utilizar substâncias químicas em suas terras, o que já estava sendo comum, visto que a agricultura era a principal base de sustentação daqueles países naquela época.

Seguindo também essa diretriz, o Brasil embarcou em um Plano Nacional de Desenvolvimento, cuja elaboração deu-se pelo Governo Federal em 1975, o qual vinculava a obtenção de crédito rural somente se o produtor se comprometesse a utilizar agrotóxicos em sua produção. Esta política pública tornou o país no maior consumidor mundial de produtos desse tipo, desde aquela época tendo o estado do Pará uma participação importante neste processo.

A origem dessa expansão da citricultura deve-se em parte aos municípios de Capitão Poço, Irituia e Ourém, nos quais podem ser encontrados mais de três milhões de laranjeiras, responsáveis por cerca de 50 mil toneladas de frutos, no final dos anos 90. Neste período foram exportadas 34 mil toneladas de laranjas do município de Capitão Poço, sendo 70% da produção destinados ao nordeste do País. Desde então, devido a essas práticas de mercado, o Pará vem abastecendo não somente os consumidores locais, no caso de sua capital Belém,

como também outros estados da federação, muitas vezes em virtude da escassez de condições por parte de solo, maquinário, boas plantas, clima, capital, dentre outras.

Considerando as informações contidas no banco de dados da Empresa de Cítricos do Pará – CITROPAR, podemos dizer que esse tipo de cultivo no médio vale do rio Guamá ocupa hoje a maior área contínua (com aproximadamente 2.000 hectares e 1.000.000 de plantas) de plantio de laranjeiras (*Citrus sinensis L*) e tangerineiras (*Citrus sp*) na Amazônia oriental, mais precisamente nos domínios de microbacias hidrográficas afluentes do rio Santa Luzia, tributário do rio Guamá. Esse modelo de agroecossistema tem interação e efeito importante no ciclo hidrológico, tanto nos processos de superfície como nos de subsuperfície. Áreas que abrigam esses agroecossistemas estão diretamente sob a influência do manejo do plantio de citros adotado pela empresa, no que concerne à adição de defensivos e fertilizantes (SHUTTLEWORTH et al., 2005).

A CITROPAR admite a necessária reposição hídrica em um futuro próximo, em virtude da área de produção de citros, localizada no município de Capitão Poço, apresentar um clima Am₃, ou seja, são climas com pelo menos um mês com precipitação inferior a 60 mm (KÖEPPEN, 1948). A deficiência anual varia entre 200 a 300 mm (MARTORANO et al., 1993). Para isso, a empresa contará com águas armazenadas em aquíferos confinados no seguimento de produção de citros, porém isso pode acelerar o processo de contaminação dos recursos hídricos. Portanto, devido à conectividade existente entre a ação agrária e o sistema aquífero livre, há uma preocupação em relação a um eventual declínio da qualidade desses recursos, principalmente dos hídricos mais próximos à superfície do terreno, os quais são utilizados para o suporte hídrico da população menos favorecida (ABRAMOVITZ, 1996).

Essa preocupação tem como fundamento a interação do sistema aquífero livre com a água superficial (rios, lagos e represas) e, ainda, a maneira com que as formas de uso e ocupação do meio físico são reguladas pela zona não saturada, a qual representa a primeira, e mais importante, defesa natural das águas subterrâneas (REBOUÇAS et al., 1994). Para tanto, a zona não saturada pode atenuar ou retardar o movimento dos contaminantes através de processos físicos, químicos, biogeoquímicos e geoquímicos (ANDREWS et al., 2004).

Os contaminantes nesta zona não saturada dependem, principalmente, da mobilidade e da degradação das substâncias, e essas, de suas próprias propriedades, da do solo e do clima. Complementando tudo isso, existe a sorção, que é um dos processos mais importantes a ser considerado (KOLPIN et al., 1998; SPARK; SWIFT, 2002; CARVALHO et al., 2002), no que diz respeito à avaliação da mobilidade, retenção, persistência e degradação de um

determinado composto nesse meio ambiente subterrâneo. Neste contexto, a citricultura na Amazônia oriental constitui um potencial problema ambiental e de saúde pública.

Na região nordeste do Pará, a CITROPAR possui um projeto de plantio de citros, cujo delineamento ocorreu em 1993, que inclui três áreas: Fazenda CITROPAR I e II (no município de Capitão Poço) e CITROPAR III (no município de Garrafão do Norte), que, por problemas técnicos e financeiros, tiveram reduzidas as suas atividades de citricultura (no período de 2004 a 2009), fazendo com que uma menor concentração de agroquímicos transformasse aquela área em uma fonte difusa não constante de poluição antropogênica. Hipoteticamente, essa redução de atividades nessas áreas deve ter contribuído para minimizar os possíveis impactos negativos na qualidade das águas superficiais e subterrâneas da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho.

Na última década, parte da Fazenda CITROPAR I e II situada nas nascentes da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho é utilizada como área de pesquisa científica. Naquela região, ocorre uma possível interação entre a utilização dos recursos aplicados na citricultura e a disponibilidade hídrica, assim como a qualidade das águas que alimentam os subsistemas socioambientais da população de 2000 habitantes, residente na vila Capitão Pocinho (IBGE, 2002). Nesta localidade, a forma de captação da água para o consumo humano, feita pelos seus habitantes, ocorre de diversas maneiras: eventualmente na superfície, no canal de escoamento do curso do rio Capitão Pocinho e na subsuperfície (poços caseiros rasos e/ou fontes naturais surgentes).

A mudança na estruturação do meio ambiente, na microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho, para abrigar os agroecossistemas de mono cultivo de citros, passa a ser um cenário dominante desses sistemas biológicos, os quais são o motivo da análise diferencial em termos funcionais nos processos biosféricos. E, como já foi dito, o fato de a vila Capitão Pocinho estar situada no vale do alto curso do rio homônimo e de ser abastecida, principalmente, por poços caseiros rasos, vem justificar o desenvolvimento desta pesquisa de avaliação da contaminação dos recursos hídricos subterrâneos rasos (lençóis freáticos) por fertilizantes, dentre os quais se destacam os compostos nitrogenados.

Neste contexto, a pesquisa procura entender as seguintes questões científicas:

i) os defensivos agrícolas e fertilizantes utilizados no sistema de manejo do solo, associados à elevada precipitação pluvial e a irrigação eventual da área de pesquisa, podem atuar como vetores de introdução de substâncias tóxicas na matriz do sistema pedoquímico e, por conseguinte, no sistema aquífero livre?

ii) a dinâmica sazonal da infiltração interfere na superfície potenciométrica da zona saturada?

iii) qual o sentido e velocidade do fluxo das águas subterrâneas rasas associadas ao aquífero livre Barreiras?

iv) a vulnerabilidade à poluição do aquífero livre é compatível com os teores de contaminantes nas águas subterrâneas rasas?

v) ocorrem mudanças sazonais na composição química das águas subterrâneas?

Para tal, foram testadas as seguintes hipóteses:

i) considerando-se o uso da terra com agroecossistemas de mono cultivo de citros, acredita-se que os agroquímicos utilizados no solo alcancem as águas subterrâneas rasas, através do processo de infiltração;

ii) se ocorre a prática agrícola continuada, logo, é possível se caracterizar o processo de nitrificação entre os períodos sazonais, com base em análises dos parâmetros físico-químicas das águas;

iii) se o sentido de fluxo das águas subterrâneas é controlado pelo gradiente hidráulico, as águas captadas na vila Capitão Pocinho estão passíveis de contaminação por produtos químicos;

iv) a análise das variações sazonais dos teores de nitrato é aceitável como parâmetro de validação da vulnerabilidade *DRASTIC Pesticida*.

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar os compostos nitrogenados no aquífero livre, classificar o tipo químico das águas subterrâneas freáticas e a vulnerabilidade à poluição em função dos efeitos da conversão dos ecossistemas sucessionais naturais em plantio mono dominantes (*Citrus sinensis L*), em larga escala.

A pesquisa foi direcionada para alcançar os seguintes objetivos específicos:

a) avaliar as variações sazonais dos componentes nitrogenados nas águas subterrâneas rasas, durante o ano de 2009;

b) analisar os efeitos da sazonalidade pluvial nas águas subterrâneas rasas;

c) determinar as características hidrogeológicas e hidroquímicas locais do aquífero livre, com base em análises dos parâmetros físicos da zona não saturada, físico-químicas das águas;

d) classificar a vulnerabilidade à poluição dos aquíferos, através dos métodos *DRASTIC* e *DRASTIC Pesticida*;

- e) realizar a classificação das águas subterrâneas rasas e a análise das variações sazonais dos teores de nitrato como parâmetro de validação da vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC *Pesticida*;
- f) analisar a água subterrânea rasa usando técnicas gráficas para classificar o tipo químico das águas subterrâneas rasas de acordo com a espécie predominante e;
- g) analisar a correlação com a qualidade das águas subterrâneas rasas, utilizando técnicas de estatística.

Os resultados alcançados neste trabalho serão apresentados e discutidos na forma de quatro artigos científicos, a saber: 1) Propriedades físicas e dinâmicas da infiltração em agroecossistema de *Citrus sinensis* L (laranja), nordeste Pará; 2) Vulnerabilidade dos aquíferos à poluição por nitrato em plantio de citros na Amazônia oriental - Pará, Brasil; 3) Classificação hidroquímica e contaminação por nitrato nas águas subterrâneas do aquífero livre Barreiras na região de Capitão Pocinho (PA) e; 4) Potenciometria e dinâmica sazonal do nível freático nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho (PA).

REFERÊNCIAS

ABRAMOVITZ, J. N. Imperiled waters, impoverished Future: The Decline of Freshwater Ecosystems Washington, **Worldwatch Paper** 128, 1996_ 80 pp.

ANDREWS, J.E.; P. BRIMBLECOMBE, T. D. JICKELLS, P. S.; LISS; REID, B. **An introduction to Environmental Chemistry**. 2nd Ed. New York. Blackwell Science, 2004.

CARVALHO, R. F.; RIGITANO, R. L. O.; LIMA J. M. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras-MG. **Ciênc. Agrotec.**, v. 26, p. 332-341, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico 2002**. Rio de Janeiro, 2002.

KÖEPPEN, W. **Climatologia**: con um estúdio de los climas de la Tierra. México: Fondo de Cultura Economica, 1948. 478p.

KOLPIN, D. W.; BARBASH, J. E.; GILLIOM, R. J. Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: Initial results from the National Water - Quaity Assessment Program. **Environ. Sci. Technol.**, v.32, n.5, p.558-566, 1998.

MARTORANO, L. G.; PEREIRA, L. C.; CESAR, E. G. M.; PEREIRA, I.C.B. **Estudos climáticos do Estado do Pará, Classificação Climática (Koppen) e Deficiência Hídrica (Thornthwaite & Mather)**. Belém: CHSRA/SUDAM, 1993. 53p.

REBOUÇAS, A.C.; RICCOMINI, C.; ELLERT, N.; DUARTE,U.; MELLITO, K. M.; SENF, L.A. Diagnóstico hidrogeológico da R.M.S.P: uso e proteção. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 8., 1994, Recife. **Anais...** Recife: ABAS, 1994.

SHUTTLEWORTH, J.; CARRERA, J.; KABAT, P. Global Cycles: Overview and Introduction. In: BRONSTERT, A.; J. CARRERA; P. KABAT, P.; LUTKEMEIER , S. (Ed). **Coupled Models for the Hydrological Cycle**. Heidelberg: Springer-Verlag. 2005, p.1-73.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 FONTES E OCORRÊNCIAS DOS COMPONENTES NITROGENADOS

Na última década houve um aporte significativo no desenvolvimento da agricultura no Brasil, resultante do aumento de área cultivada, da produtividade e da utilização de fertilizantes e agrotóxicos. O uso de fertilizantes nas áreas agricultáveis do Brasil, na última década, cresceu duas vezes e meia. Em relação aos agrotóxicos, o Brasil está entre os maiores consumidores do mundo. Os herbicidas figuram como os mais utilizados (58% do total), seguidos dos inseticidas (13% do consumo) e fungicidas (1% do consumo). Em 2001, para 50,7 milhões de hectares de área plantada, o Brasil utilizou 158,7 mil toneladas de agrotóxicos, com uma média de 3,13 kg/ha em 2001, segundo os indicadores de desenvolvimento sustentável (IBGE, 2004).

Dados do Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola – SINDAG mostram que a venda total de agrotóxicos, em 2004, atingiu US\$ 4,49 bilhões, 43% a mais em faturamento do que em 2003. A presença destes compostos nos produtos agrícolas altera sua qualidade e reduz seu valor para o consumidor. Além disso, os fertilizantes e agrotóxicos são considerados como uma ameaça potencial à qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, principalmente, num cenário onde se encontra associado o plantio agrícola em grande escala e a presença de área urbana desprovida de saneamento básico. Nestas regiões a população residente faz uso da água para consumo próprio ou decantação de animais domésticos, através da captação em poços caseiros rasos e/ou no leito dos rios principais, como é o caso da área em estudo.

A caracterização das águas subterrâneas quanto à presença de agroquímicos tem sido objeto de pesquisa em várias partes do mundo. A maioria das pesquisas é realizada em amostras de águas subterrâneas provenientes de aquíferos localizados em áreas suscetíveis à contaminação por pesticidas ou que, em função das atividades agrícolas desenvolvidas ao longo do tempo, podem ter poluído esses recursos. Estudos têm revelado que em áreas de intensa atividade agrícola, sobretudo quando essas áreas constituem as zonas de recargas dos aquíferos, é cada vez mais comum a ocorrência de agrotóxicos nas águas subterrâneas (BRASIL, 2005). Entretanto, a análise de resíduos de agrotóxicos nas águas subterrâneas do

Brasil ainda é escassa, principalmente, quando se considera a extensão e o potencial das reservas aquíferas no subsolo do país.

Quando aplicados diretamente no solo, os agroquímicos podem ser degradados por vias químicas, fotólise ou ação de microrganismos. Entretanto, as moléculas com alta persistência (baixa taxa de degradação) podem permanecer no ambiente sem sofrer qualquer alteração. Essas moléculas podem ser adsorvidas nas partículas do solo, desorvidas a partir dessas mesmas partículas, sofrer lixiviação e atingir o aquífero, ou ainda serem carreadas para os corpos hídricos superficiais (SANCHES et al., 2003). Nos ambientes aquáticos, os agroquímicos podem sofrer adsorção (ligar-se ao sedimento por interações físicas e químicas) ou desorção das partículas de sedimentos (fenômeno de retirada de substância(s) adsorvida(s) ou absorvida(s) por outra(s)). Podem ser degradados por via química, biológica ou fotólise, além de serem volatilizados. No ar, as moléculas na forma de gás ou de vapor podem ser transportadas por quilômetros, atingindo áreas distantes de aplicação (LOURENCETTI, 2005).

Estudos relacionados à contaminação por nitrato em área rural mostram que a atividade agrária é uma fonte difusa geradora de contaminação, mais especificamente em áreas onde a precipitação pluviométrica é elevada e os solos são arenosos. Na área urbana os fatores que contribuem para que ocorra a contaminação por nitrato estão associados ao saneamento ambiental deficitário e ao sistema de esgoto “in situ” tratado por cada morador. Nestes casos, os nutrientes e os organismos fecais estão entre os principais tipos de contaminantes (JACKSON, 1980).

No planeta Terra a produção de nitrogênio fixo por ano é estimada em 150 milhões de toneladas (O.P.S. e O.M.S., 1980). Na litosfera, o nitrogênio é um elemento pouco representado e se encontra nas argilas e em rochas argilosas (600 mg kg^{-1}). Nas águas das chuvas, a sua concentração na forma de amônio (NH_4^+), varia de 0,01 a $1,00 \text{ mg L}^{-1}$ enquanto que os teores de nitrato (NO_3^-) estão entre 0,25 e $0,30 \text{ mg L}^{-1}$, chegando a atingir até $12,00 \text{ mg/L}$ (SCHOELLER, 1962). Nas águas subterrâneas, a presença de NH_4^+ em concentrações acima de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ já indica contaminação (CUSTÓDIO; LLAMAS, 1976). O nitrato (NO_3^-) encontrado nas águas pode originar-se da atmosfera, de esgotos dispostos sobre e sob a superfície do terreno, de fertilizantes utilizados na agricultura e de resíduos vegetais.

O nitrogênio ocorre na atmosfera, nos solos e em substâncias orgânicas, na forma de nitrogênio orgânico ou em espécies de nitrogênio inorgânico (Tabela 1), que se formam em determinadas condições de pH e Eh (Figura 1).

Certas plantas contribuem na transformação do quimismo das águas subterrâneas, usando minerais como nutriente ou aumentando os teores de CO₂ no subsolo, através da respiração das raízes. As condições de pH – Eh, temperatura e pressão, regulam a existência da vida biológica em praticamente todos os solos (FENZL, 1988). Considerando-se a reação redox envolvendo o nitrato (NO₃⁻) e o amônio (NH₄⁺) em água com determinado pH, num sistema à 25° C, a condição de equilíbrio de pH-Eh requer a reação (DOMENICO; SCHWARTZ, 1990): $1/8 \text{NO}_3^- + 5/4 \text{H}^+ + \text{e}^- = 1/8 \text{NH}_4^+ + 3/8 \text{H}_2\text{O}$

Tabela 1 - Espécies de nitrogênio inorgânico em subsuperfície

Espécie	Símbolo	Estado de oxidação do nitrogênio
Nitrato	NO ₃ ⁻	+ 5
Nitrito	NO ₂ ⁻	+ 3
Nitrogênio molecular	N ₂	0
Amônia	NH ₃	- 3
Amônio	NH ₄ ⁺	- 3

Fonte: (STARR, 1988)

As reações de redox ou de oxi-redução, são diferentes de outras reações porque são promovidas através de microrganismos, que as utilizam como fonte de energia.

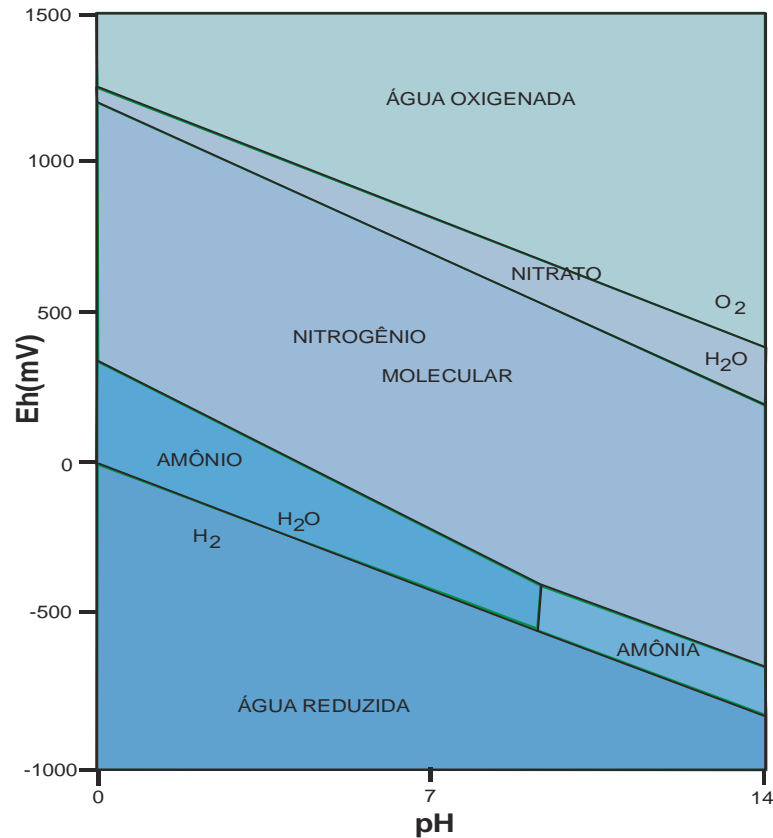


Figura 1 - Diagrama pH - Eh do nitrogênio (STARR, 1988)

Uma das mais importantes fontes de nitrogênio, ligadas às atividades humanas, está relacionada com o plantio agrícola (FREEZE; CHERRY, 1979). Pode-se esperar que os sistemas agrários ocasionem frequentemente aumentos na concentração de nitratos nas águas subterrâneas (Figura 2).

Os compostos nitrogenados encontrados nos agrotóxicos e fertilizantes produzem amoníaco (gás incolor), também denominado amônia (solução aquosa do amoníaco), através do processo de decomposição e mediante a participação de bactérias especializadas.

A formação do amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3) está condicionada ao pH da água, obedecendo à seguinte reação: $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$

A reação produz NH_4^+ se o pH da água diminui ou, NH_3 no caso contrário (Figura 3).

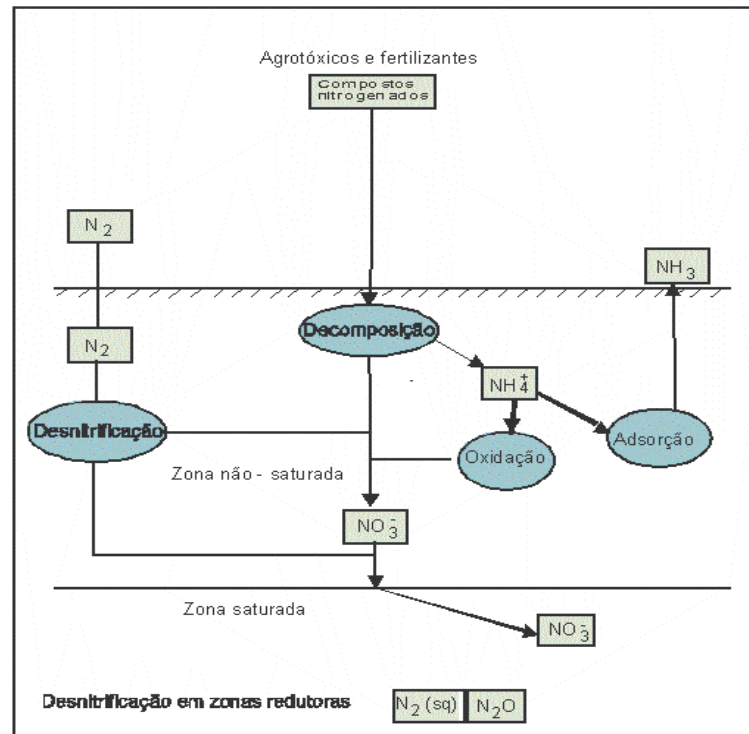


Figura 2 - Comportamento das espécies de nitrogênio em subsuperfície (modificado de Freeze; Cherry, 1979)

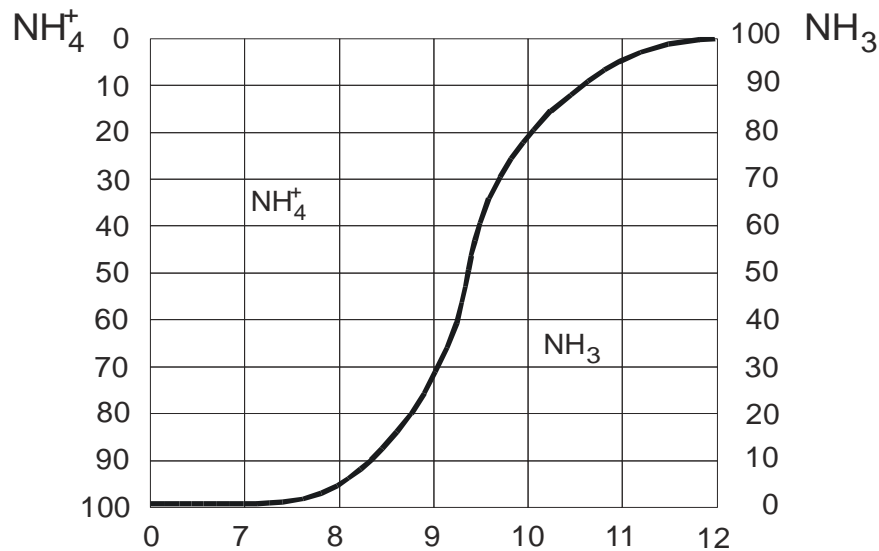


Figura 3 - Equilíbrio amônio-amoníaco em função do pH (FENZL, 1988)

O amônio pode ser lançado diretamente no solo ou ser transportado através da conversão do nitrogênio orgânico, pelo processo de amonificação, o qual ocorre dentro do aquífero livre, sob condições anaeróbias. O amônio é a forma predominante de nitrogênio que se infiltra na subsuperfície (FERREIRA; HIRATA, 1983).

O nitrato, proveniente de contaminação por via direta ou originária das transformações bioquímicas sob condições anaeróbicas e na presença de matéria orgânica, pode ser reduzido

à amônia (NH₃) e nitrogênio (N₂) através do processo de desnitrificação, sempre com a participação de bactérias especializadas. A reação química que produz o nitrogênio, mediante este processo é: $4\text{NO}_3^- + 5\text{CH}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{N}_2(\text{g}) + 5\text{HCO}_3^- + \text{H}^- + 2\text{H}_2\text{O}$

Comumente, a desnitrificação se processa abaixo do nível d'água, sob condições de deficiência de oxigênio. A desnitrificação é um processo desejável de melhoria na qualidade das águas subterrâneas.

O processo de conversão do nitrogênio orgânico para NH₄⁺ é conhecido como amonificação. O composto liberado tanto pode ser absorvido pelo solo e usado pelas plantas como nutriente, como também pode ser oxidado biologicamente por bactérias para formar nitritos e posteriormente nitratos, que chegam às águas subterrâneas. O fenômeno é conhecido como nitrificação e processa-se mediante as reações: $2\text{NH}_4^+ + 2\text{OH}^- + 3\text{O}_2 = 2\text{NO}_2^- + 2\text{H}_3\text{O}^+ + 3\text{H}_2\text{O}$ (nitrosomonas) e $2\text{NO}_2^- + \text{O}_2 = 2\text{NO}_3^-$ (nitrobáctér)

As duas reações se processam pelas bactérias nitrosomonas e nitrobáctér, ambas são organismos aeróbicos. Algumas plantas e bactérias podem reduzir nitratos e nitritos, porém como o nitrito é facilmente oxidado para nitrato, a concentração de nitritos em águas superficiais é geralmente reduzida (normalmente inferior a 0,3 mg de nitrogênio como nitrito/mL).

Os processos de amonificação e nitrificação comumente ocorrem na zona não saturada, onde a matéria orgânica e o oxigênio ocorrem em quantidades suficientes (FREEZE; CHERRY, 1979; STUMM; MORGAN, 1981; KOMOR; ANDERSON, 1993).

O nitrato, em pequenas quantidades, também pode ser oriundo do sistema de infiltração de efluentes, em função das condições anaeróbicas, presentes. Como os nitratos possuem carga negativa, eles não são atraídos pelas partículas do solo, ou seja, não são adsorvidos (CANTER; KNOX, 1988).

Em águas subterrâneas oxidantes, o nitrato é a forma mais estável de nitrogênio dissolvido. Neste ambiente, onde a estabilidade é alta, o principal mecanismo de atenuação do contaminante é a diluição hidráulica, que ocorrerá ao longo do seu transporte (FREEZE; CHERRY, 1979).

A desnitrificação é causada pelo aumento do potencial redutor das águas subterrâneas. Neste processo, as bactérias utilizam o oxigênio contido em componentes nitrogenados para sua respiração. O nitrato então é reduzido a óxido de nitrogênio (N₂O), ou nitrogênio molecular (N₂), conforme a equação: $5\text{CH}_2\text{O} + 4\text{NO}_3^- = 2\text{N}_2 + 5\text{HCO}_3^- + \text{H}_3\text{O}^+ + \text{H}_2\text{O}$.

O N_2O e o N_2 não existem como espécies dissolvidas nas águas subterrâneas. Se a água se move dentro da zona não saturada, eles podem se perder pela liberação na forma de gases (FREEZE; CHERRY, 1979). Valores de pH acima de 7,0 favorecem a liberação de N_2 , enquanto que valores abaixo de 6,0 favorecem a liberação de N_2O .

A contaminação direta por nitrato ocorre quando são lançados sobre o solo produtos fertilizantes contendo nitrato em sua composição, os quais são lixiviados para as águas subterrâneas através de águas pluviais e/ou de irrigação artificial.

2.2 CLASSIFICAÇÃO DA VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO DE AQUÍFERO

De acordo com as conclusões e recomendações da Conferência Internacional sobre “Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants”, realizada nos Países Baixos, no ano de 1987, a vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas pode ser definida como a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das características intrínsecas do aquífero (PARALTA et al., 2003). Com base nesta definição, o conceito de vulnerabilidade diferencia-se do risco de poluição. Este depende não só da vulnerabilidade do aquífero, mas também da existência de cargas poluentes significativas que possam contaminar a água subterrânea (PORTUGAL, 2002). Deste modo, é possível existir um aquífero com um alto índice de vulnerabilidade, mas sem risco de poluição, caso não haja carga poluente, ou de haver risco de poluição excepcional apesar de o índice de vulnerabilidade ser baixo. É importante precisar a diferença entre vulnerabilidade e risco de poluição. O risco é caracterizado pela presença de atividades poluentes e não apenas pelas características intrínsecas do aquífero.

Outro aspecto a ser considerado é o fato de que a vulnerabilidade de um aquífero depende também do tipo de poluente. A água subterrânea pode ser muito vulnerável a uma carga de contaminantes originadas por práticas agrícolas incorretas, porém ser pouco vulnerável a cargas patogênicas, devido à mortalidade natural dos agentes patogênicos (LEITÃO et al., 2003). Diante disso, cientificamente é recomendado avaliar a vulnerabilidade em relação a contaminantes específicos como compostos nitrogenados, pesticidas, nutrientes, materiais de origem orgânica, metais pesados, entre outros.

Estas informações sobre indicadores de vulnerabilidade natural à poluição de aquífero foram a sua maioria extraídas de fontes bibliográficas diversas, destacando-se: Aller et al., (1987); Foster, (1987); Van Stempvoort et al., (1992); Civita, (1994); EPPNA, (1998) e Paralta et al., (2003).

A seguir apresentam-se cinco métodos de avaliação da vulnerabilidade á poluição dos aquíferos (EPPNA; GOD; AVI; SINTACS; SI), descritos de forma sucinta, acrescido do método DRASTIC utilizado neste trabalho.

- EPPNA: este método atribui uma classe de vulnerabilidade como função das características litológicas e hidrogeológicas de uma área (EPPNA, 1998).

- GOD: baseia-se nos seguintes fatores: (1) G - ocorrência de águas subterrâneas (aquífero é livre, semiconfinado ou confinado); (2) O – grau de consolidação e litologia do aquífero; (3) D - profundidade ao topo do aquífero. A cada fator é atribuído um índice e o índice final calcula-se multiplicando esses três índices. O índice máximo é 1,0 representando a vulnerabilidade máxima. O valor mínimo é 0,016 se existe um aquífero ou 0 se não existe aquífero (FOSTER, 1987).

- AVI: o método do índice AVI (Índice de Vulnerabilidade do Aquífero) foi desenvolvido pelo National Hydrology Research Institute (NHRI), no Canadá. O método AVI baseia-se em dois parâmetros físicos: (1) di - espessura de cada camada sedimentar acima da zona saturada mais próxima da superfície; (2) Ki - condutividade hidráulica estimada de cada uma destas camadas. Baseado nestes parâmetros calcula-se a resistência hidráulica (c), como $c = \sum (d_i / K_i)$ (VAN STEMPOORT et al. 1992).

- SINTACS: o desenvolvimento deste método baseou-se no método DRASTIC, utilizando os mesmos parâmetros: (1) S – profundidade do nível freático; (2) I – recarga do aquífero; (3) N – influência da zona não saturada; (4) T – tipo de solo; (5) A – litologia do aquífero; (6) C – condutividade hidráulica do aquífero e; (7) S ou X – topografia. O SINTACS atribui a cada parâmetro um índice de 1 a 10. O índice de vulnerabilidade resulta do somatório dos sete índices, cada um, multiplicado por um peso respectivo (CIVITA, 1994).

- IS: o índice de susceptibilidade (IS) é calculado a partir da soma ponderada de 5 parâmetros: (1) D – profundidade ao topo do aquífero, (2) R – recarga anual, (3) A – litologia do aquífero, (4) T – topografia, e (5) LU – ocupação do solo. A cada parâmetro é atribuído um índice que é multiplicado por um peso. O índice varia entre 0 e 100 (FRANCES et al., 2001).

• **DRASTIC**: o índice DRASTIC foi desenvolvido a partir das seguintes condicionantes: a) o contaminante é introduzido à superfície do terreno; b) o contaminante é transportado verticalmente ao aquífero, através da lixiviação da água de infiltração; c) o contaminante tem a mobilidade da água e d) a área mínima avaliada pelo DRASTIC é de 0,4 km² (ALLER et al.,1987).

O índice DRASTIC constitui-se num modelo qualitativo para avaliar a vulnerabilidade natural das águas subterrâneas a cargas específicas de poluentes, em função de variáveis hidrogeológicas. O índice DRASTIC corresponde à soma ponderada de 7 parâmetros hidrogeológicos, a saber: D – profundidade do nível estático (Depth to groundwater); R – taxa de recarga (Recharge rate); A – material do aquífero (Aquifer media); S – tipo de solo (Soil media); T – topografia (Topography); I – impacto da zona não saturada (Impact of the vadose zone); C – condutividade hidráulica do aquífero (hydraulic Conductivity).

Cada um dos sete parâmetros DRASTIC foi dividido, quer em escalas, quer em tipos de meios significativos que condicionam o potencial de poluição. A cada uma das divisões foi atribuído um índice de avaliação mínimo (um) e máximo (dez). O referido valor se relaciona diretamente com o potencial de poluição. O índice de vulnerabilidade DRASTIC é obtido através da seguinte equação 2.1:

$$\text{Índice DRASTIC} = D_p \times D_i + R_p \times R_i + A_p \times A_i + S_p \times S_i + T_p \times T_i + I_p \times I_i + C_p \times C_i \quad [\text{Eq. 2.1}]$$

Onde: D_i; R_i; A_i; S_i; T_i; I_i; C_i = são índices de avaliação atribuídos ao parâmetro em questão e; D_p; R_p; A_p; S_p; T_p; I_p; C_p = valor numérico do peso correspondente ao parâmetro em questão.

O peso (fixo) de cada parâmetro, variando de 1 a 5, reflete sua importância relativa na quantificação da vulnerabilidade. A Tabela 2 mostra o peso referente a cada parâmetro do índice DRASTIC.

Tabela 2 - Peso relativo de cada parâmetro do índice DRASTIC

Parâmetro	D	R	A	S	T	I	C
Peso	5	4	3	2	1	5	3

Fonte: Aller et al.,1987

O índice final de vulnerabilidade pode atingir um valor mínimo de 23 e o valor máximo de 226. Valores dessa ordem são raros, situando-se normalmente entre 50 e 200. A Tabela 3 mostra os valores de vulnerabilidade ao índice DRASTIC e seus respectivos intervalos.

Tabela 3 - Intervalos de valores de vulnerabilidade e a classificação correspondente

Intervalo de valores	Classificação da vulnerabilidade
< 100	Insignificante
101 - 119	Muito baixa
120 - 139	Baixa
140 - 159	Moderada
160 - 179	Alta
180 - 199	Muito alta
> 200	Extrema

Fonte: Aller et al.,1987

A utilização deste método DRASTIC em área impactada por pesticidas requer modificações na atribuição dos pesos estabelecidos para cada parâmetro. Neste caso, o método recebe a denominação de DRASTIC *Pesticida* e os pesos observados na Tabela 4 ficam com os seguintes valores (ALLER et al., 1987):

Tabela 4 - Peso relativo de cada parâmetro do índice DRASTIC *Pesticida*

Parâmetro	D	R	A	S	T	I	C
Peso	5	4	3	5	3	4	2

Fonte: Aller et al.,1987

ppa

Para a realização desta pesquisa, a qual tem como foco central a área rural, os índices DRASTIC e DRASTIC *Pesticida* foram os mais indicados para a determinação da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas, visto que estes índices se destacam dentre os vários sistemas de avaliação e de mapeamento da vulnerabilidade anteriormente apresentados. Estes índices são resultados de uma média ponderada composta por parâmetros hidrogeológicos e morfológicos que estão relacionados às características dos aquíferos (PORTUGAL, 2002).

O estudos sobre a vulnerabilidade à poluição dos recursos subterrâneos, realizados por Bachmat; Collin (1990), utilizou como base os métodos DRASTIC e DRASTIC *Pesticida*, sendo aplicados na região de Sharon (Israel). De acordo com os dados obtidos ocorrem índices acima de 150 próximo à costa (direção sul - leste). Os fatores que mais contribuíram para esta classificação foram os seguintes: nível freático com pequena profundidade, taxa de recarga elevada e a predominância de solos arenosos. Na extremidade sul - leste da área pesquisada, os valores elevados do índice DRASTIC foram atribuídos ao calcário cárstico do aquífero e ao material da zona não saturada. O mapa também apontou valores mais elevados próximos às áreas mais agricultáveis, fazendo uma correlação entre os mapas de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC *Pesticida* nota-se que neste último, a vulnerabilidade foi maior nas áreas de intensa atividade humana.

Leite; Möbus (1998) estudaram a vulnerabilidade dos aquíferos porosos da região norte da Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú, no litoral oeste do Ceará, utilizando o método DRASTIC, através do programa IDRISI. O índice variou de 37 a 146, a qual não caracteriza áreas totalmente protegidas (< 35), de forma coerente com as características do aquífero e da profundidade do nível estático, inferior a 15m. O mapa de vulnerabilidade indicou a zona de mangue como pouco vulnerável.

Na área de ocorrência das rochas do Grupo Barreiras, a classificação predominante foi de alta vulnerabilidade devido ao predomínio da fração arenosa. Enquanto que nas áreas onde foram detectadas manchas de solo com plintita a vulnerabilidade vê-se atenuada pelo efeito selante desse elemento. Entretanto, quando o nível d'água subterrânea encontra-se muito próximo da superfície (< 10 m) tem-se área de alto risco. Os autores concluíram que a área mais vulnerável é aquela onde ocorrem os sedimentos quaternários/recente das dunas (região costeira).

Kim; Hamm (1999) ao investigarem o potencial de contaminação da água subterrânea da cidade de Cheongju, a qual está localizada na Coreia do Sul, detectaram por meio do índice DRASTIC, associado às ferramentas de Sistema de Informação Geográfica (SIG), que as áreas em torno dos rios Miho e Musim apresentaram alto índice, devido aos seguintes fatores: nível da água freática raso; alta taxa de recarga; e valores elevados de condutividade hidráulica.

Mas em relação a outras áreas que compõem a porção meridional daquela região, os valores de vulnerabilidade foram baixos, principalmente, em virtude da maior profundidade do nível freático e, também, pelo fato do aquífero ser constituído por rochas com matriz de

baixa porosidade e permeabilidade e, ainda, pela topografia acidentada do terreno. Com estes resultados, eles perceberam que o índice DRASTIC foi uma ferramenta essencial para que conseguissem identificar áreas vulneráveis à poluição, embora não pondere sobre as características individuais dos contaminantes.

A investigação das águas subterrâneas do aquífero Paluxy, que é um ambiente constituído, principalmente, por rochas cársticas de idade Cretácea, localizado na parte norte-central do Texas (USA), foi desenvolvida por Fritch; Mcknight e Yelderman (2000). Os pesquisadores aplicaram os índices DRASTIC e DRASTIC modificado em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG). Neste trabalho, o índice DRASTIC foi modificado para duas variáveis: taxa de recarga e impacto da zona não saturada. Tais modificações fizeram com que os valores de vulnerabilidades fossem mais precisos e de acordo com as características hidrogeológicas do aquífero estudado. Os autores concluíram que o método DRASTIC é preciso e gera informações muito úteis às agências governamentais, no intuito de orientar no planejamento e proteção de áreas apontadas como vulneráveis a contaminação a curto, médio e longo prazo, possibilitando, ainda, a adoção de medidas preventivas.

Paralta e Francés (2000), com base em uma análise química da água e na vulnerabilidade à poluição do aquífero gabro diorítico de Serpa-Brinches, chegaram a resultados que indicaram uma situação de contaminação persistente por nitrato de origem agrícola. Estes resultados formaram a base de um diagnóstico para subsidiar as políticas de gestão dos recursos subterrâneos da área estudada.

No Marrocos, arredores da cidade de Marrakech, Ouazzani et al. (2000) avaliaram a vulnerabilidade águas subterrâneas em uma planície utilizando o método DRASTIC. Os autores concluíram que: 1) as áreas classificadas como de baixa vulnerabilidade poderiam ser irrigadas, com os efluentes tratados e; 2) a área de vulnerabilidade moderada poderia ser irrigada com o esgoto já tratado. Além disso, foi também identificada uma terceira área, a de maior grau de vulnerabilidade, a qual deveria ser protegida e não irrigada, mesmo que o esgoto fosse tratado. Com base nesses estudos, a identificação de áreas como essas produzidas no mapa de vulnerabilidade DRASTIC, constituiu uma ferramenta útil nos projetos de prevenção e proteção dos recursos subterrâneos.

Al-Zabet (2002) identificou as áreas mais suscetíveis à poluição por pesticidas e comparou os índices DRASTIC e o DRASTIC *Pesticida*. Através da aplicação do índice DRASTIC *Pesticida* foi possível visualizar um alto potencial de contaminação das águas subterrâneas, na região entre as montanhas Jabel Hafit e Omã, a noroeste da área de estudo.

As outras regiões tiveram a classificação baixa à moderada. O índice DRÁSTIC indicou que o potencial de contaminação das águas subterrâneas era baixo. A comparação entre os dois índices mostrou que o índice DRASTIC *Pesticida* apresenta maiores áreas com potencial de contaminação das águas subterrâneas do que o índice DRASTIC para contaminantes genéricos.

O índice DRASTIC também serviu para que fosse determinado o risco de vulnerabilidade nas águas subterrâneas de uma área ao norte de Badia, região da Jordânia (AL-ADAMAT; FOSTER; BABAN, 2003). Os estudos foram realizados no aquífero Azraq e utilizando as técnicas de Sistema de Informação Geográfica (GIS). Os autores constataram que a maior influência na classificação da vulnerabilidade nas áreas com maior potencial de contaminação foi exercida pelos parâmetros hidrogeológicos e os relacionados aos impactos das atividades humanas. Ao sobreposto o mapa de uso do solo ao mapa de vulnerabilidade da água subterrânea ficou evidenciado que havia uma relação espacial entre o uso do solo e a vulnerabilidade da água subterrânea. Os autores não constataram a presença de nitrato com teores elevados nos poços analisados, em áreas classificadas como de baixo risco, o que sugere que o índice DRASTIC foi coerente para as áreas de baixo risco. Nas áreas de vulnerabilidade moderada os teores de nitrato foram muito mais elevados do que aqueles obtidos em área de baixa vulnerabilidade. Porém, novamente, nenhum poço apresentou concentrações de nitrato muito elevadas, o que sugere que o método DRASTIC é eficiente para identificar áreas com um risco de contaminação baixo.

Com a aplicação dos índices DRASTIC, DRASTIC *Pesticida* e DRASTIC combinado, utilizando técnicas de Informação Geográfica (GIS), o autor Lee (2003) realizou um estudo no Município de Younggwang, na Coréia do Sul, adotando o parâmetro densidade das fraturas das rochas como parâmetro adicional ao método DRASTIC. A avaliação permitiu classificar a vulnerabilidade do aquífero na área de estudo como: muito baixa; baixa; moderada; alta; e muito alta. O autor concluí que: o parâmetro densidade das fraturas foi responsável pela vulnerabilidade muito alta e; o parâmetro topografia exerceu maior influência na classificação de áreas com índice de vulnerabilidade muito baixo.

Na área urbana do estado do Paraná, Brasil, os pesquisadores Santos, Kiang e Celligoi (2004) estudaram a vulnerabilidade de aquífero com a utilização do método índice DRASTIC. Os resultados apontaram que a área possui uma variante de baixa à alta, com predominância da classe moderada e que a vulnerabilidade aumenta em direção ao ribeirão e diminui nas zonas de recarga. A área de estudo foi classificada como de vulnerabilidade de

moderada à alta. Este estudo subsidiou a tomada de decisão para o uso e monitoramento do aquífero, além de ter contribuído para a ocupação do solo em locais ainda não definidos.

Naqa (2004) avaliou a vulnerabilidade do aquífero “Senhor Amman-Wadi”, localizado em uma área de disposição de resíduo sólido próximo à cidade de Russeifa, nordeste da Jordânia. As áreas em torno do aterro sanitário apresentaram um índice de valor moderado e, segundo o autor, a população que usa a água subterrânea para consumo poderá ser impactada, em virtude da decorrência do aumento da produção de chorume e, por conseguinte, do volume maior que infiltra até o aquífero.

Na região central do Japão, Babiker et al. (2005) aplicaram o índice DRASTIC e as técnicas de Sistema de Informação Geográfica (GIS) para avaliar a vulnerabilidade do aquífero de Kakamigahara e o risco de poluição de suas águas. Para tal, foram realizadas análises de sensibilidade dos parâmetros do método DRASTIC para o conhecimento da importância relativa de cada um dos parâmetros utilizados no cálculo final da vulnerabilidade da área pesquisada.

O resultado indicou que a parte ocidental do aquífero de Kakamigahara teve a sua classificação alta; a porção oriental moderada; e a porção nordeste exibiu baixa vulnerabilidade. Foi constatado que o risco elevado de contaminação do aquífero na porção oriental resultou das intensas atividades agrícolas praticadas na área.

O parâmetro recarga contribuiu com maior impacto no efeito da vulnerabilidade intrínseca do aquífero de Kakamigahara. Por outro lado, os parâmetros: tipo de solo; topografia; impacto da zona não saturada; e condutividade hidráulica contribuíram para os impactos moderados, enquanto que a profundidade do nível freático e material do aquífero apresentaram um baixo impacto. No âmbito da análise de sensibilidade, os autores observaram que o índice de vulnerabilidade foi muito sensível à remoção dos parâmetros recarga, tipo de solo e topografia, e pouco sensível à remoção do parâmetro material do aquífero.

Puerari (2005), utilizou o índice DRASTIC modificado (DRASTIC/PETRO) para calcular a vulnerabilidade em aquíferos, no âmbito da contaminação por derivados de petróleo, na região do Complexo Industrial e Portuário Governador Mário Covas (Porto do Pecém) e a área do município de Fortaleza, ambas no estado do Ceará. O autor elaborou este método a partir de modificações nos índices de ponderação do método DRASTIC.

Foram elaborados mapas de vulnerabilidade à contaminação por gasolina com etanol, gasolina, diesel e óleo, associando às características dos elementos que compõem os

combustíveis como: densidade, solubilidade, mobilidade, viscosidade, capacidade de adsorção nos solos, biodegradabilidade, dentre outras; e considerando as características do meio, como: profundidade do lençol freático, taxa de recarga anual, tipo de aquífero, tipo de solo, topografia, influência da zona não saturada e condutividade hidráulica.

Os resultados mostraram áreas que variam de vulnerabilidade extrema à moderada em Porto do Pecém e município de Fortaleza; vulnerabilidade baixa para a contaminação por gasolina com etanol em pequenas regiões; vulnerabilidade alta a muito baixa para a contaminação por gasolina, óleo diesel e por óleo cru, sendo que apenas uma pequena área de vulnerabilidade insignificante para a contaminação por óleo cru está presente na região do Porto do Pecém. Nestas áreas, o método DRASTIC/PETRO gerou uma série de informações coerentes com as características dos combustíveis, incorporadas às características do meio.

Reynoso et al. (2005), estudaram a vulnerabilidade à contaminação da água subterrânea, aplicando o índice DRASTIC, em uma região ao norte da Província de Buenos Aires. Para um período com precipitações similares à média histórica da região, os autores obtiveram um índice de 117 mm/ano, o que correspondeu, dentro do intervalo das classes adotadas, a uma vulnerabilidade moderada. Em relação às áreas da localidade de Pergamino, e entre Junín e Chacabuco foram classificadas como de vulnerabilidade baixa e moderada, respectivamente.

Dados referentes aos períodos mais chuvosos (índice pluviométrico 50% superior a média histórica), mostram uma relação inversa entre a maior na taxa de recarga e o aumento do nível freático do aquífero. Estes dados resultaram em classes de vulnerabilidades DRASTIC maiores (cerca de 50%) para as localidades de Pergamino e Junín, que passaram a ser classificadas como áreas de vulnerabilidade moderada e alta, respectivamente.

O parâmetro tipo de solo (material arenoso), na porção sul da área estudada, associado às características topográficas e geomorfológicas do terreno, gera taxas de recarga mais elevadas e confere valores de vulnerabilidades maiores.

A profundidade do nível freático, juntamente com a taxa de recarga foram os parâmetros que mais influenciaram na variação da vulnerabilidade.

Os autores constataram que o índice DRASTIC, em médio prazo, foi sensível às variações pluviométricas anuais e as oscilações sazonais do nível freático.

2.3 CONTAMINAÇÃO POR NITRATO NA SAÚDE HUMANA

Em geral, os teores de nitratos na água potável podem ser um indicador da qualidade das águas. Altas concentrações de nitratos podem sugerir a possível presença de outros contaminantes, tais como microrganismos ou pesticidas, que poderiam causar problemas de saúde.

A ingestão de águas com elevada concentração de nitrato causa as seguintes enfermidades: a) *Metahemoglobinemia* (cianose infantil): processo que pode ocorrer sob condições específicas, no qual a toxicidade do nitrato deriva de sua redução a nitrito, no estômago e na saliva. O íon nitrito absorvido pelo sistema gastrointestinal reage com a hemoglobina, oxidando o ferro das moléculas e transformando-o de ferro ferroso (Fe^{+2}) para ferro férrico (Fe^{+3}). A metahemoglobina resultante torna-se incapaz de fixar o oxigênio, levando à anoxia (falta de oxigênio) e mesmo à morte, caso a situação não seja corrigida. Esta doença, afeta principalmente as crianças com menos de três meses de idade. b) *Carcinogênese*: as evidências epidemiológicas sugerem que a elevada ingestão de nitratos pode ser um fator contribuinte para o surgimento do câncer gástrico, mas atualmente existe pouca informação disponível para que se possa chegar a conclusões específicas (FRASE et al., 1980).

Ward et al. 2005, através de estudos desenvolvidos em animais, concluíram que o nitrato é precursor no desenvolvimento do composto genotóxico N-nitroso (NOC). Substâncias genotóxicas podem ligar-se diretamente ao DNA ou agir indiretamente através do envolvimento das enzimas na replicação do DNA e, portanto, causar mutações que podem ou não resultar em câncer. As substâncias genotóxicas não são necessariamente cancerígenas, mas a maioria é cancerígenas genotóxicas. Cada molécula de DNA consiste de duas cadeias composto por um grande número de compostos químicos chamados nucleotídeos. Estas cadeias formam uma espécie de escada torcida chamada dupla hélice. Cada nucleotídeo é constituído por três unidades: uma molécula de açúcar chamado desoxirribose, um grupo fosfato e uma de quatro compostos de nitrogênio possíveis chamados de bases: adenina, timina, guanina e citosina.

Devido ao fato de possuírem características orgânicas diferentes, os recém-nascidos estão mais expostos aos riscos de adquirir *metahemoglobinemia*, do que as crianças maiores/adultos. Basicamente, as diferenças nas características orgânicas entre recém-

nascidos e crianças maiores de seis meses/adultos, são: a) os recém-nascidos possuem uma acidez estomacal mais baixa, o que permite o crescimento de certos tipos de bactérias no estômago e nos intestinos. Se uma criança consome água contaminada com nitratos, as bactérias podem converter os nitratos em nitritos, os quais mudam a hemoglobina que transporta oxigênio em metahemoglobina, que não é capaz de transportar o oxigênio; b) os recém – nascidos possuem uma maior proporção de hemoglobina fetal, a qual se converte mais facilmente em metahemoglobina; c) crianças com mais de três meses de idade, são alimentadas segundo uma dieta com alto conteúdo de líquidos em relação ao seu peso corporal, o que contribui para o aumento das doses relativas de nitratos e d) lactantes estão mais propensos à incidência de vômitos e diarreia, o que ocasiona a diminuição da acidez normal do estômago.

Não se tem demonstrado o envenenamento de lactantes por nitratos ingeridos através do leite materno, quando a mãe consome água contendo este contaminante. A água, ao ser fervida para o preparo do alimento só elimina as bactérias, não os nitratos (JOHNSON; KROSS, 1990).

As pessoas com acidez gástrica reduzida, portadores de metahemoglobina devido a causas hereditárias e mulheres grávidas, podem estar em risco de saúde ao ingerirem águas contaminadas por nitratos (JOHNSON; KROSS, 1990).

O sintoma de envenenamento pode ser muito leve. A criança com uma metahemoglobinemia leve, ou moderada, pode sofrer letargia (sono profundo e contínuo), diarreia e vômito. Isto pode ser diagnosticado equivocadamente como um estado nutricional pobre ou uma indisposição estomacal. A metahemoglobinemia é diagnosticada facilmente a partir de uma análise do sangue. Frequentemente, é reconhecida quando já está em etapas agudas cianóticas, quando então a criança adquire uma cor café azulada, sinal que pode não ser notado em crianças com pele escura, associada à dificuldade para respirar (JOHNSON; KROSS, 1990).

O tratamento consiste na ingestão de água não contaminada, isto se o paciente não correr risco de vida. Na ausência do contaminante, os sintomas melhorarão em dois ou três dias. No caso de crianças gravemente afetadas, se faz necessário um tratamento intravenoso com azul de metileno, o qual converterá a metahemoglobina em hemoglobina ocasionando uma rápida melhora (JOHNSON; KROSS, 1990).

Na cidade de Natal, Rio Grande do Norte, o Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo – IPT (1982) realizou alguns estudos sobre as águas dos poços da cidade. Os resultados

apontaram que havia a contaminação por nitrato, sendo atribuída às deficiências construtivas dos poços. O IPT considerou a contaminação por nitrato de caráter pontual, alertando sobre a contaminação unidades do sistema público de abastecimento em um maior número de poços comprometidos. Estudos posteriores demonstraram que os níveis mais elevados de nitrato ocorrem nos locais com maior densidade populacional, onde a contaminação é devido à oxidação do amoníaco proveniente das fossas (MELO, 1995).

Estudos na cidade de Campinas (SP) revelaram que a alta densidade de sistemas de saneamento “*in situ*” e a proximidade entre os poços e as fossas, favorece a presença de elevada contaminação por bactérias e por nitrato em aquífero livre (FERREIRA, 1982).

Robertson et al. (1991), identificaram teores elevado de nitrato, baixo pH e teor de oxigênio dissolvido, sob dois sistemas sépticos em aquífero arenoso, na localidade de Cambridge, em Ontário, Canadá. Os autores indicaram que a capacidade dispersiva e, por conseguinte, a diluição potencial de contaminantes de aquíferos, constituídos por areia e cascalho, é maior do que o esperado, tendo sido possível detectar nitrato, a 2000 metros de distância da fonte contaminante.

2.4 USO DE AGROTÓXICOS E FERTILIZANTES NO PLANTIO AGRÍCOLA

O destaque mundial do Brasil nos agronegócios começou a partir do final da década de 90, pois começava a apresentar uma crescente taxa de aquisição de agroquímicos, sendo eles: 58% de herbicidas, 13% de inseticida e 11% de fungicida (ANA, 2005). Sabe-se que alguns destes compostos químicos, como o nitrato, que são utilizados no plantio agrário, constituem-se em risco à saúde humana, quando detectados em fontes de águas com possível uso para o consumo humano. Essa preocupação pela sustentabilidade dos recursos hídricos tem adquirido relevância internacional desde a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO-92), realizada no Rio de Janeiro, em 1992.

O número de casos de óbito por envenenamento agrícola no Brasil deve ser muito maior do que os contabilizados pelo Ministério da Saúde e a Fundação Osvlado Cruz, pois a estimativa da Organização Mundial de Saúde – OMS é de que, a cada 50 casos, apenas um é registrado por ano, levando em consideração a inadequação dos agricultores à correta manipulação desses produtos químicos em áreas de plantio agrário. Tudo isso ocasiona a

possível contaminação do sistema solo-água, pois a circulação destes compostos ocorre pelo processo da lixiviação para os aquíferos e/ou através do escoamento para a rede de drenagem superficial.

É primordial que haja uma parametrização de indicadores hidrogeológicos e analíticos, para serem usados como instrumentos de gestão em um controle maior do uso sustentável dos recursos hídricos do nosso país, evitando a degradação destes recursos, especialmente em zonas sujeitas a altos riscos de poluição (LEITÃO et al., 2003).

REFERÊNCIAS

AL-ADAMAT, R. A. N.; FOSTER, I. D. L.; BABAN, S. M. J. Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. **Applied Geography**, v. 23, p. 303-324, 2003.

ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R. J. AND HACKETT, G. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. USEPA Report 600/2-87/035. In: KERR, Robert S. **Environmental Research Laboratory**, Ada, Oklahoma, 1987.

AL-ZABET, T. Evaluation of aquifer vulnerability to contamination potential using the DRASTIC method. **Environmental Geology**, v. 43, p. 203-208, 2002.

BABIKER, I. S.; MOHAMED, M. A. A.; HIYAMA, T.; KATO, K. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. **Science of the Total Environment**, v. 345, p. 27-140, 2005.

BACHMAT, Y.; COLLIN, M. **Management oriented assessment of the groundwater vulnerability to pollution**. Jerusalem: Israel Hydrological Service Report/ Israel Hydrological Service, 1990.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). **O Estado da arte da agricultura irrigada e as modernas tecnologias no uso racional da água na irrigação**: anais, palestras e contribuições do seminário realizado em 1º e 2 de junho de 2004. Brasília: ANA, 2005. 1 CD-ROM

CANTER, L. W.; KNOX, R. C.; FAIRCHILD, D. M. **Groundwater quality protection**. Michigan : Lewis Publishers, 1987.

CIVITA, M. 1994. Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica [Contamination vulnerability mapping of the aquifer: theory and practice]. **Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale**, Pitagora, Italy

CUSTÓDIO, E.; LLAMAS, M. R. 1976. **Hidrologia Subterránea**. Barcelona, Ed. Omega. v.2

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ W. 1990. **Physical and chemical hydrogeology**. John Wiley; Sons, Inc., 842 p.

EPPNA. 1998. Informação Cartográfica dos Planos de Bacia. Sistematização das Figuras e Cartas a Imprimir em Papel. Equipe de Projecto do Plano Nacional da Água, versão de Outubro de 1998, 29pp

FENZL, N. **Introdução à Hidrogeoquímica**. Belém: UFPA, 1988. 189 p.

FERREIRA, L.; HIRATA, R. Determinação de risco de contaminação de águas subterrâneas por sistemas de saneamento *In situ*. Estudo de caso: município de Campinas (SP). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS 10, **Anais...** Gramado. 1993, ABRH, Porto Alegre, 1993.

FOSTER, S.; HIRATA, R. Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability, Pollution Risk and Protection Strategy. In: VAN DUIJVANBOODEN, W.; VAN WAEGENINGH H. G (Ed). **Vulnerability of soil and groundwater to pollutions**. The Hague : Committee on Hydrological Research, 1987. p. 69-86

FRANCES A., PARALTA E., FERNANDES J., E RIBEIRO L. Development and Application in the Alentejo Region of a Method to Assess the Vulnerability of Groundwater to Diffuse Agriculture Pollution: the Susceptibility Index. Lisboa, Centro de Georecursos do IST. Third International Conference on Future Groundwater resources at Risk, 2001.

FRASE, P.; CHILVERS, C.; BERAL, V.; HILL, M. J. 1980. Nitrate and human cancer. A review of the evidence. **International Journal of Epidemiology**. v. 9, n.1, p. 3-11

FRASE, P.; CHILVERS, C.; BERAL, V.; HILL, M. J. Nitrate and human cancer. A review of the evidence. **International Journal of Epidemiology**. v. 9, n.1, p. 3-11, 1980.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Nova Jersey, EUA: Prentice-Hall, 1979. 604 p.

FRITCH, T. G.; MCKNIGHT, C. L.; YELDERMAN JR., J. C. Environmental Auditing: An Aquifer Vulnerability Assessment of the Paluxy Aquifer, Central Texas, USA, Using GIS and a Modified DRASTIC Approach. **Environmental Management**. v. 25, n. 3, p. 337-345, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico 2004**. Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 10 set 2009.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Reconhecimento hidrogeológico e estudo sobre a qualidade atual das águas subterrâneas da Grande Natal. São Paulo, IPT. v.2 (Relatório IPT nº 14.813), 1982.

JACKSON, R. E. **Aquifer contamination and protection**. UNESCO, 1980. 442p. (Studies and Reports in Hydrology. v.30)

JOHNSON, C. J.; KROSS, B. C. "Continuing Importance of Nitrate Contamination of Groundwater and Wells in Rural Areas" (Importancia continua de la contaminación por nitratos del agua subterránea y de pozos en áreas rurales), **American Journal of Industrial Medicine**, v.18, p.449-456, 1990.

KIM, Y. J.; HAMM, S. Assessment of the potential for groundwater contamination using the DRASTIC/EGIS technique, Cheongju area, South Korea. **Hydrogeology Journal**, Berlim, v. 7, p. 227–235, 1999.

KOMOR, S. C.; ANDERSON JR., H. W. Nitrogen isotopes as indicators of nitrate sources in Minnesota sand plain aquifers. **Ground water**, v.31, n.2, p.260-270, 1993.

LEE, S. Evaluation of waste disposal site using the DRASTIC system in Southern Korea. **Environmental Geology**, v. 44, p. 654–664, 2003.

LEITE, C. E. S.; MOBUS, G. Vulnerabilidade natural à contaminação dos aquíferos da região de rochas sedimentares da bacia do Rio Mundaú-Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., 1998, São Paulo. **Anais...** São Paulo. 1998. p. 33-45.

LEITÃO, T. E.; FERREIRA, J. P. L.; OLIVEIRA, M. M.; MOINANTE, M. J. **Poluição de águas subterrâneas: principais problemas, processos de prevenção e de reabilitação**. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LINGUA OFICIAL PORTUGUESA, 6., 2003, Cabo Verde. **Proceedings...**Cabo Verde. 2003. p. 78-81.

PORTUGAL - Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Departamento de Hidráulica. Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas. Relatório de cartografia da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas do Conselho de Montemor-O-Novo utilizando o método DRASTIC. Lisboa. 53 p. 2002.

LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SILVA, M. S.; RIBEIRO, M. L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. **Pesticidas: Revista Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 15, p. 1-14, jan./dez., 2005.

MELO, J. G. **Impactos do desenvolvimento urbano nas águas subterrâneas de Natal / RN**. 1995. 156 f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências, 1995.

NAQA, A. E. Aquifer vulnerability assessment using the DRASTIC model at Russeifa landfill, northeast Jordan. **Environmental Geology**, v. 47, p. 51–62, 2004. 162

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD/ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD - .O.P.S.; O.M.S. **Crítérios de Salud Ambiental 5**. Washington, E.U.A., 1980. (Publicación Científica, 394).

OUAZZANI, N.; LYAKHLOUFI, S.; ERROUANE, S.; BOUSSAID, A. Wastewater reuse with groundwater safeguard. **Schriftenreihe des Vereins für Wasser, Boden und Luftthygiene**, Alemanha, v. 8, p. 105-213, 2000.

PARALTA, E. A.; OLIVEIRA; M. M.; BATISTA, S. B.; FRANCÉS, A. P.; RIBEIRO; L. F., CEREJEIRA, M. J. Aplicação de SIG na Avaliação da Vulnerabilidade Aquífera e Cartografia da Contaminação Agrícola por Pesticidas e Nitratos na Região do Ribatejo. In: SEMINÁRIO SOBRE A HIDROINFORMÁTICA EM PORTUGAL, 2001, Lisboa. **Anais...** Lisboa: Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 2001. CD-ROM.

PUERARI, E. M. **Vulnerabilidade de aquíferos à contaminação por derivados de petróleo**. 2005. 176 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

REYNOSO, L.; SASAL, C.; PORTELA, S.; ANDRIULO, A. Vulnerabilidad del acuífero Pampeano a la contaminación en el norte de la Provincia de Buenos Aires. Aplicación de La metodología DRASTIC. **RIA**, Argentina, v. 34, n. 1, p. 85-99, 2005.

ROBERTSON, W. D.; CHERRY, J. A.; SUDICKY, E. A. Groundwater contamination from two small septic systems on sand aquifers. **Groundwater**, v.29, n. 1, p. 82-92, 1991.

SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P. ; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. Pesticidas e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 53-58, jan./dez. 2003

SANTOS, M. M.; KIANG, C. H.; CELLIGOI, A. Índice DRASTIC: método de apoio à avaliação da vulnerabilidade natural de um aquífero local na área urbana de Londrina – PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. **Anais...** Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM

SCHOELLER, H. **Les eaux souterraines**. Paris, Masson, 1962. 642p.

STARR, R. **An investigation into the role of organic carbon in denitrification in shallow sandy aquifers**. 1988. Thesis (PhD) - University of Waterloo, 1988.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry**, 2 nd Ed. New York: Wiley, 1981. 780 p.

VAN STEMPTVOORT, D.; EWERT, L.; WASSENAAR, L. Aquifer vulnerability index (AVI): a GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. **Can Water Resource J.**, v.18, p. 25-37, 1992.

WARD, M. H.; RUSIECKI, J. A.; LYNCH, C. F.; CANTOR, K. P. Nitrate in public water supplies and the risk of renal cell carcinoma. **Cancer Causes Control**, v. 18, p. 1141-1151, 2000.

3 PROPRIEDADES FÍSICAS E DINÂMICAS DA INFILTRAÇÃO EM AGROECOSSISTEMA DE *CITRUS SINENSES* 1 (LARANJAL), NORDESTE DO PARÁ

RESUMO

Avaliou-se a influência das propriedades físicas do solo na velocidade de infiltração na zona não saturada, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, localizada no município de Capitão Poço, entre as coordenadas $01^{\circ} 49' 58,9''$ S e $1^{\circ} 49' 22,4''$ S e $53^{\circ} 12' 07''$ WGr e $53^{\circ} 11' 27''$ WGr. Os resultados foram obtidos através da coleta e análise textural de sedimentos, porosidade total de amostras indeformadas e ensaios de infiltração, envolvendo a perfuração de quinze (15) poços de 2,00 metros de profundidade, em área de intensivo plantio de citros. A classificação textural e o cálculo da velocidade de infiltração na zona não saturada, associadas com as medidas de profundidade do nível da água realizadas nos poços de monitoramento, localizados próximos aos ensaios de infiltração, permitiram obter um indicativo de que em torno de cinco (5) anos, as águas subterrâneas rasas podem ser impactadas diante de uma eventual infiltração de contaminantes difusos dispostos em superfície. A velocidade média de infiltração foi estimada em torno de $1,56 \text{ cm dia}^{-1}$. A maior compactação do solo na margem esquerda, em função do uso intensivo de máquinas agrícolas, pode ter contribuído para a discreta redução da velocidade de infiltração nesta área. Ao se correlacionar a velocidade de infiltração com a proteção das águas subterrâneas rasas, observou-se que aquelas posicionadas na margem direita do rio Capitão Pocinho são mais susceptíveis à contaminação por fertilizantes utilizados na citricultura intensiva.

Palavras-chave: solo, condutividade hidráulica, infiltração, Amazônia oriental

ABSTRACT

We evaluated the influence of soil physical properties on infiltration rate in the vadose zone, the headwaters of the watershed of the river located in the Capitão Pocinho municipality of Capitão Poço, between the coordinates $01^{\circ} 49' 58,9''$ S and $1^{\circ} 49' 22,4''$ S and $53^{\circ} 12' 07''$ WGr and $53^{\circ} 11' 27''$ WGr. Results were obtained through the collection and analysis of sediment texture, porosity of soil samples and infiltration tests, involving the drilling of fifteen (15) wells of 2.00 meters deep in an area of intensive cultivation of citrus. The textural classification and the calculation of the infiltration rate in the vadose zone, combined with depth measurements made in water level in monitoring wells located near the infiltration tests, allowed to obtain an indication that at around five (5) years, the waters shallow groundwater may be impacted before the possibility of infiltration arranged in diffuse surface contaminants. The average speed of infiltration was estimated at about $1,56 \text{ cm day}^{-1}$. Most soil compaction in the left margin, depending on the intensive use of agricultural machinery, may have contributed to the slight reduction in infiltration rate in this area. In correlating the infiltration rate with the protection of shallow groundwater, it was observed that those placed on the right bank of the river Capitão Pocinho are more susceptible to contamination by fertilizers used in intensive citrus.

Keywords: soil, hydraulic conductivity, infiltration, northeast of the Para

3.1 INTRODUÇÃO

A condutividade hidráulica da zona não saturada é um parâmetro fundamental na estimativa da velocidade de infiltração das águas e, conseqüentemente, para equacionar os indicadores de susceptibilidade à poluição das águas subterrâneas. Sua determinação “*in situ*” sugere valores mais próximos da realidade do que aqueles determinados em laboratório.

Os fatores mais importantes que condicionam a velocidade de infiltração dos contaminantes através da zona não saturada, até atingir a água subterrânea rasa, são os seguintes: a intensidade da precipitação pluviométrica, a composição litológica subsuperficial, a condutividade hidráulica da zona não saturada, a porosidade total da zona não-saturada e a profundidade do nível da água na zona saturada. Em grande parte, os contaminantes que infiltram são adsorvidos pela matéria orgânica ou por fácies argilosas, impedindo que esses alcancem as águas subterrâneas pertencentes à aquíferos livres e/ou confinados drenantes. A textura e a porosidade também são determinantes na capacidade do solo em reter ou não os contaminantes (KHAN, 1980).

Arruda (1984) realizou um balanço hídrico do solo utilizando um infiltrômetro de 20 m² e a equação de Horton (1940). Foi observado que a velocidade de infiltração inicial é função do tipo de solo e da umidade inicial. Além disso, o autor concluiu que a constante de decaimento da velocidade de infiltração varia de acordo com o tipo de solo analisado.

Raimbault et al. (2002) estudaram a variação espacial e temporal da infiltração analisando as mudanças do coeficiente de escoamento superficial, durante os períodos chuvosos, em uma mesma bacia hidrográfica. Neste estudo, foram observados diferentes graus de saturação nos solos e oscilações na profundidade do nível estático das águas subterrâneas rasas, após o período chuvoso, com reflexos diretos na variação temporal da infiltração.

Pitt et al. (2002) realizaram cerca de 150 testes de infiltração na área urbana de Birmingham, Alabama (EUA). Para solos arenosos foram obtidas as seguintes velocidades de infiltração médias: 330 mm h⁻¹ (solos não compactados) e 35 mm h⁻¹ (solos compactados). Os solos argilosos apresentaram valores médios de 249 mm h⁻¹ em área com solos não compactados e secos e 5 mm h⁻¹ em áreas com solos compactados secos e úmidos.

Dias de Paiva et al. (2004) realizaram testes de infiltração em área de atividade agrícola. Os autores determinaram os valores médios de 13 mm h^{-1} ($31,2 \text{ cm d}^{-1}$) para a velocidade de infiltração mínima.

Para Libardi (1995), o manejo do solo é um dos fatores responsáveis pelas variações nos valores da velocidade de infiltração da água na zona não saturada.

Hipoteticamente, numa área de cultivo intensivo, como é o caso em estudo, além da variabilidade natural da composição litológica em subsuperfície e as fontes decorrentes da ação antrópica, devem exercer influência na taxa de infiltração das águas na zona não saturada do aquífero livre.

Neste estudo, não foram consideradas as variáveis associados às propriedades da própria água e do manejo adotado, as quais também interferem na velocidade de infiltração.

O objetivo deste trabalho foi analisar as propriedades físicas da zona não saturada, a velocidade do fluxo subterrâneo vertical e a estimativa do tempo de deslocamento dos possíveis contaminantes, provindos da citricultura intensiva, até atingirem as águas subterrâneas do aquífero livre.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

A área de pesquisa, com $1,2 \text{ Km}^2$, está localizada no município de Capitão Poço, nordeste do Pará, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, entre as coordenadas $01^{\circ} 49' 58,9'' \text{ S}$ e $1^{\circ} 49' 22,4'' \text{ S}$ e $53^{\circ} 12' 07'' \text{ WGr}$ e $53^{\circ} 11' 27'' \text{ WGr}$. A área possui um cenário rural-urbano pela existência do agroecossistema dominante de citros e do ecossistema urbano, vila Capitão Pocinho, situado nas cotas topográficas de menor expressão, com 2200 habitantes (IBGE, 2000). Esta vila é desprovida de saneamento básico o que provoca o uso de recursos hídricos de superfície e subterrâneos em nível individual (Figura 4).

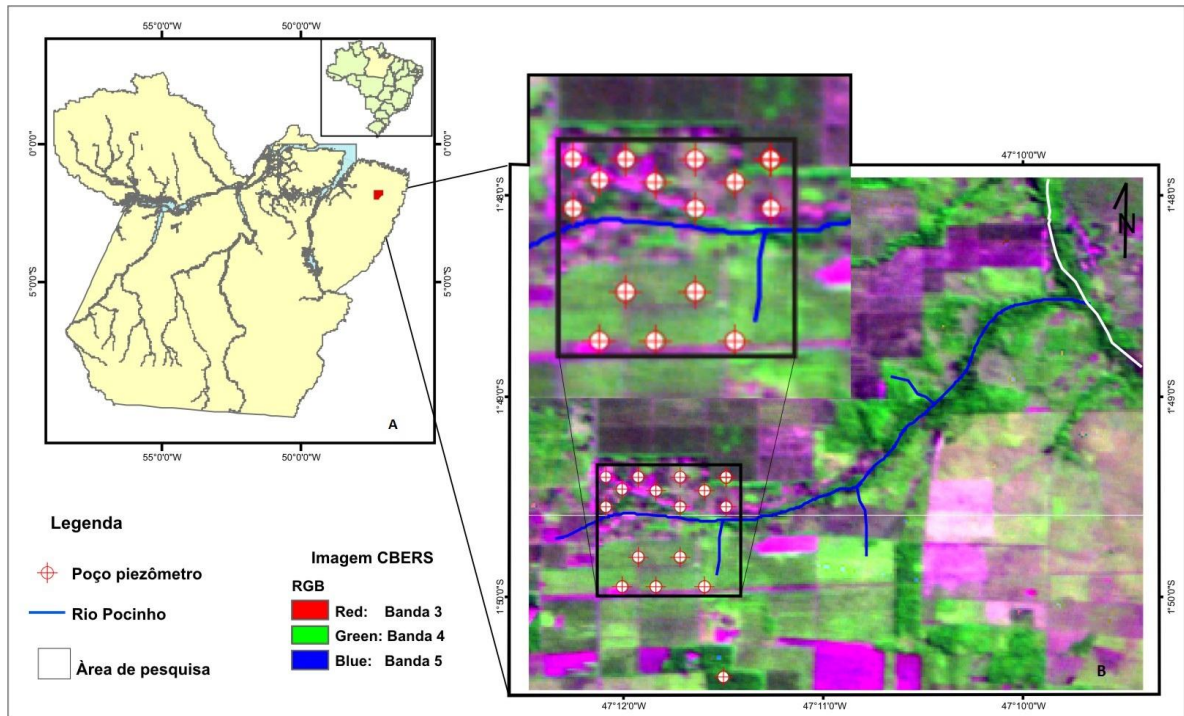


Figura 4 - Município de Capitão Poço, no contexto do Estado do Pará, onde está inserida a microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho (A). Área de pesquisa delimitada pelo contorno retangular, posicionado na parte inferior esquerda da figura, na imagem CBERS (B). No interior desta figura (identificados por círculos), está à localização dos poços piezômetros ou de monitoramento situados nas nascentes do rio Capitão Pocinho

As medidas e coletas de materiais foram realizadas em áreas de agroecossistemas de citros (laranja), no final do período chuvoso de 2009. Estas atividades foram realizadas em poços distribuídos regularmente numa malha em forma de losango, em diferentes tipos de solos (Figura 5).

Para a caracterização do balanço hídrico foi utilizado o modelo Thornthwaite e Mather (1955), tendo como parâmetros os dados diários de precipitação pluviométrica, temperatura e umidade relativa do ar, referentes ao período de 1980 a 2001, obtidos na estação climatológica da Embrapa Amazônia Oriental, na cidade de Capitão Poço. Na região predominam os seguintes tipos climáticos: tropical chuvoso (classificação de Köppen) e úmido com ocorrência de pequena deficiência hídrica (classificação de Thornthwaite). Ambas significam clima tropical sem ocorrência de inverno estacionário. As amplitudes térmicas são inferiores a 7 °C (PACHECO; BASTOS, 2001).

Estes poços foram distribuídos, geograficamente, em diferentes tipos de solos e suas localizações e esquema podem ser observados na Figuras 5 e 6.

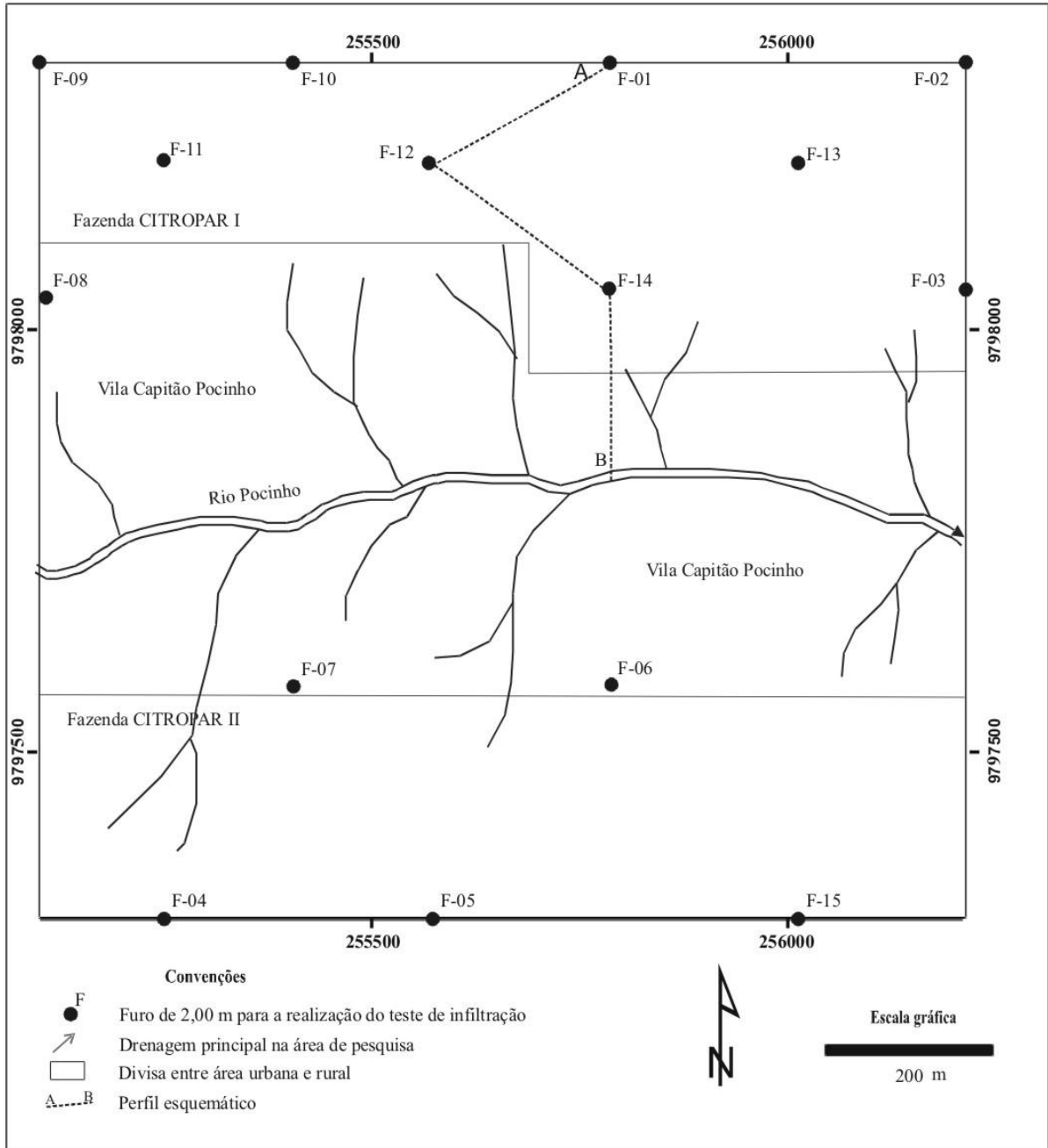


Figura 5 - Detalhamento da área de pesquisa localizada no alto curso da microbacia do rio Capitão Pocinho, onde foram realizados os ensaios de infiltração e a coleta das amostras dos solos. Posicionamento do perfil esquemático (Figura 6)

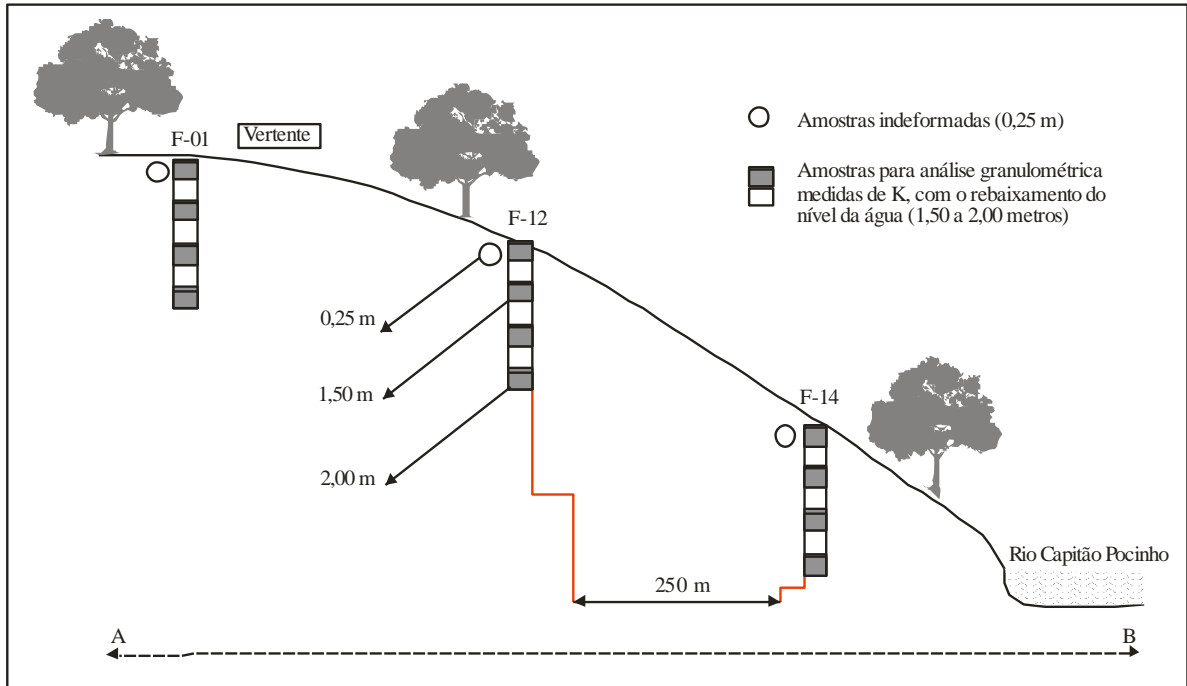


Figura 6 - Perfil esquemático AB (Figura 5) mostrando o posicionamento, em profundidade, das amostras indeformadas e o intervalo onde foram realizados os ensaios de infiltração para a estimativa da condutividade hidráulica “in situ”

A época mais chuvosa foi de janeiro a julho, enquanto que a menos chuvosa se estende de julho a dezembro, com déficit de água nos meses de agosto a dezembro. A ocorrência de chuva durante todo o ano condiciona o tipo de vegetação conhecida como floresta tropical úmida, visto que o mês de menor cota pluviométrica é superior a 50 mm. Os resultados obtidos no balanço hídrico consideram o solo com a capacidade de retenção de 100 mm de água (Figura 7).

Para o período de 1980 a 2001, o total médio anual de excedente hídrico foi de 1.010,6 mm, com uma variação mínima em torno de 10 mm em julho e máxima a cerca de 270 mm em março. Enquanto que a deficiência hídrica superou a precipitação em outubro e novembro (PACHECO; BASTOS, 2001).

A geologia predominante é formada por sedimentos terciários do Grupo Barreiras e Pós Barreiras, seguida por sedimentos aluvionares do Quaternário. O solo predominante é o argissolo amarelo B textural, com textura areno - argilosa; areia quartzosa distrófica A franco arenosa (VIEIRA et al., 1967).

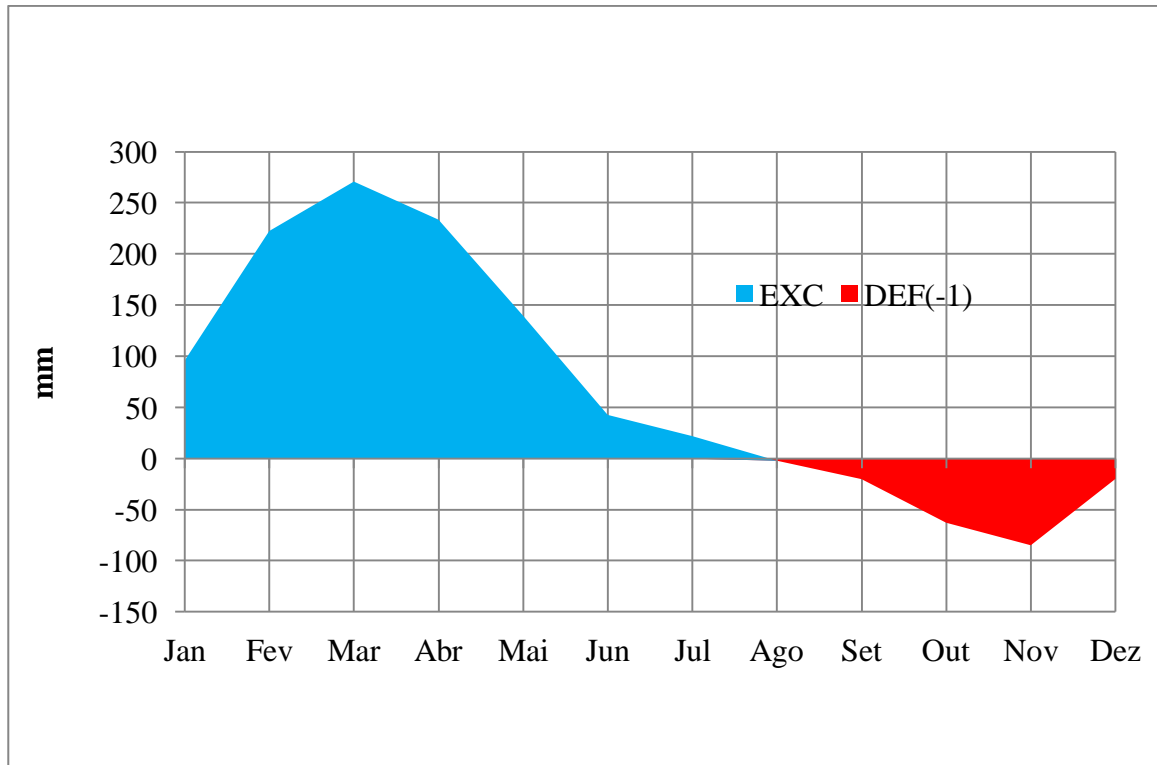


Figura 7 Distribuição anual dos excedentes e déficits hídricos obtidos no balanço, considerando retenção hídrica de 100 mm para a área de pesquisa. Embrapa Amazônia Oriental, Capitão Poço (1980 a 2001)

3.2.1 Determinação da condutividade hidráulica e da velocidade de infiltração na zona não saturada

Para a determinação da condutividade hidráulica da zona não saturada foram realizados ensaios de infiltração em quinze furos, através do método desenvolvido pela Associação Brasileira de Geologia e Engenharia (ABGE, 1996), a uma profundidade que ultrapassou a exploração do sistema radicular do plantio de citros, na área de pesquisa. Esses ensaios foram realizados junto aos poços de monitoramento perfurados durante a pesquisa de campo (Figura 8).

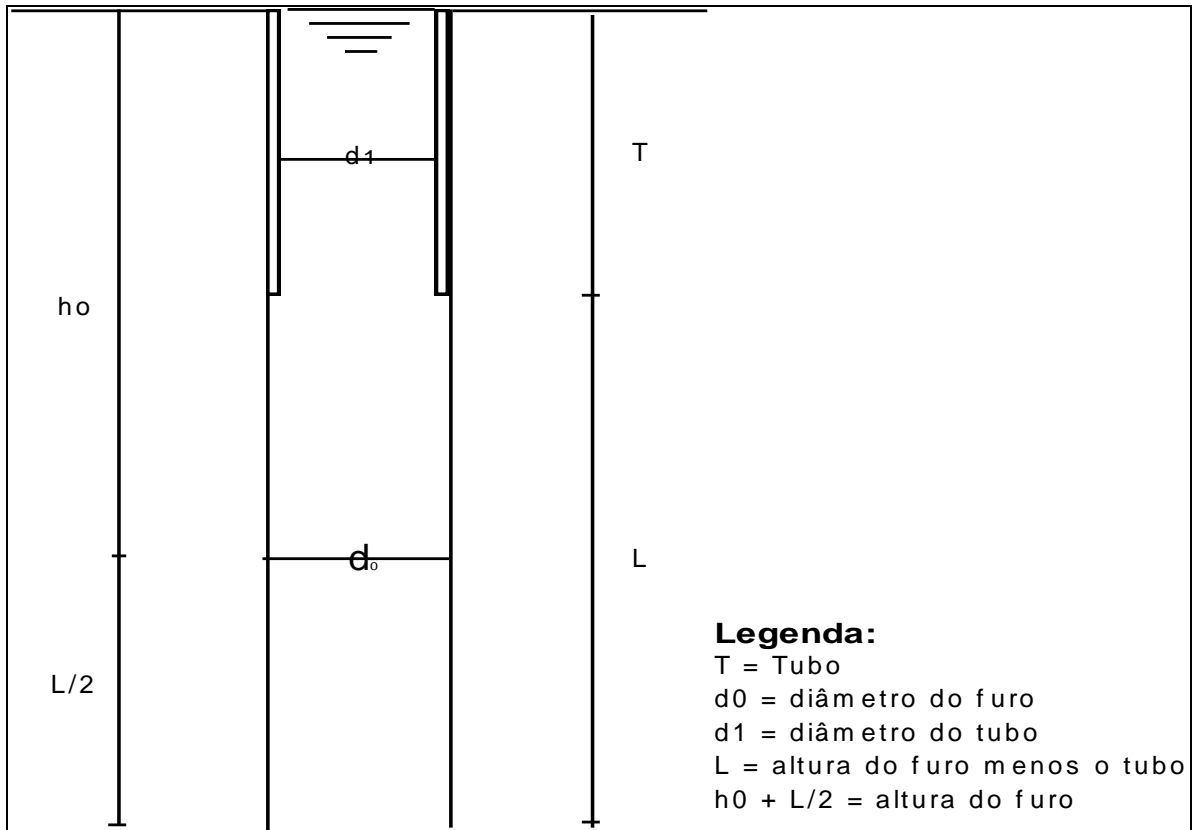


Figura 8 - Ensaio de rebaixamento para cálculo da condutividade hidráulica na zona não saturada (ABGE, 1996)

Inicialmente, para a execução dos ensaios de infiltração, foram escavados poços com trado manual de 10 cm de diâmetro, até a profundidade de 200 cm, sendo em seguida revestido com tubo PVC medindo 50 cm de comprimento e diâmetros interno e externo de 100 mm e 110 mm, respectivamente. O nível d'água no poço foi mantido na entrada do tubo por cerca de 10 minutos para "saturação", tendo-se posteriormente iniciado a leitura das medidas de variação do nível de água. Para a conclusão do ensaio são recomendados mais de 30 minutos de observações (ABGE, 1996). O teste foi dado como concluído quando a velocidade de infiltração mostrou valores semelhantes durante duas ou três leituras consecutivas.

Nos locais dos ensaios de infiltração, a profundidade do nível estático foi medida no poço de monitoramento perfurado às proximidades.

A finalidade da determinação da taxa do fluxo subterrâneo vertical foi estabelecer a estimativa da velocidade de deslocamento dos possíveis contaminantes provindos de fertilizantes utilizados na citricultura intensiva, que possam ter atingido as águas

subterrâneas rasas. Para tanto, utilizou-se a lei de Darcy sendo a velocidade linear média dada pela Eq. (3.1):

$$v = Ki / n \quad (3.1)$$

Onde:

v = velocidade linear média da água subterrânea [L T⁻¹];

K = condutividade hidráulica [L T⁻¹];

i = gradiente hidráulico [adm] e;

n = porosidade total.

A porosidade total (η) é considerada neste trabalho como sendo equivalente à porosidade efetiva para fluxo (n_{ef}).

O gradiente hidráulico foi obtido a partir do mapa potenciométrico; enquanto que a porosidade total, calculada através de ensaios de laboratório realizados em amostras indeformadas da zona não saturada do aquífero livre Barreiras.

3.2.2 Determinação da porosidade total

A determinação da porosidade total da zona não saturada teve como finalidade a utilização desse parâmetro para a estimativa da velocidade linear média do fluxo subterrâneo vertical. Uma vez que o aquífero é livre, o material que compõe a zona não saturada representa o próprio aquífero.

Para a determinação da porosidade foram coletadas quinze amostras indeformadas, obtidas com a utilização de cilindros metálicos, em forma de tubos de paredes finas, com 600 cm³ de volume interno, diâmetro de 5 cm e altura igual a 25 cm, cravados no solo por esforço estático. As amostras assim obtidas foram mantidas no próprio cilindro metálico, envoltas em papel alumínio e transportadas para o Laboratório de Sedimentologia da CPRM (KENITIRO, 1973).

Essas amostras indeformadas, de volume total conhecido (600 cm³), foram saturadas e pesadas. Após este procedimento as amostras foram secas em estufa a 105 °C até atingirem um peso constante. Em seguida, foram novamente pesadas, determinando-se o volume de

vazios da amostra (V_{vi}). A porosidade total foi determinada através da Eq. (3.2), a qual expressa a razão entre o volume de vazios e o volume total:

$$\eta = \frac{V_{vi}}{V} \quad (3.2)$$

Onde:

η = porosidade total;

V_{vi} = volume de vazios e;

V = volume total.

3.2.3 Análise granulométrica dos sedimentos da zona não saturada

As amostras de sedimentos, para análise granulométrica, foram coletadas a cada 0,50 m até atingir o nível estático, utilizando-se um trado manual de 101,6 mm (4"). A caracterização obedeceu às seguintes etapas: 1) coleta do sedimento; 2) homogeneização do material; 3) quartejamento; 4) armazenamento em sacos plásticos e; 5) identificação da amostra e encaminhamento para análise granulométrica. Este método está normatizado pela NBR 13895 (ABNT, 1997). A análise granulométrica foi realizada através do método do densímetro (GEE E OR, 2002).

3.2.4 Estimativa da velocidade de infiltração na zona não saturada

A Eq. (3.3) descreve a velocidade de infiltração na zona não saturada (v), estimada com base na equação matemática de velocidade da água subterrânea, derivada da combinação entre a Lei de Darcy e a equação da velocidade hidráulica (HEATH, 1983):

$$v = \frac{K}{\eta} \times \frac{dh}{dL} \quad (3.3)$$

Sendo:

v = velocidade de fluxo;

K = condutividade hidráulica;

η = porosidade efetiva e;

dh/dL^{-1} = gradiente hidráulico (utilizou-se $dh/dL^{-1} = 1$ para o escoamento vertical na zona não saturada).

3.2.5 Determinação do gradiente hidráulico

A Eq. (3.4) mostra o cálculo do gradiente hidráulico (i), que é um número adimensional que representa a inclinação da superfície potenciométrica, ao admitir-se que se cumpre a Lei de Darcy, e corresponde à razão entre as variações de carga hidráulica e o comprimento percorrido, no sentido do fluxo (FEITOSA, 1997).

$$i = \frac{h_1 - h_2}{d} \quad (3.4)$$

Sendo:

i = gradiente hidráulico;

h_1 = cota da isopieza ou do poço a montante;

h_2 = cota da isopieza ou do poço a jusante e

d = distância entre as duas isopiezas ou dos poços considerados.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados dos ensaios de infiltração em sedimentos inconsolidados da zona não saturada, pelo método do rebaixamento acima do nível estático, podem ser visualizadas na Tabela 5. Os furos F-01, F-02, F-03, F-09, F-10, F-11, F-12 e F-13, estão situados na margem esquerda e os furos F-04, F-05, F-06, F-07 e F-15 na margem direita das nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho.

Tabela 5 - Valores dos diferentes parâmetros físicos obtidos através de ensaios de infiltração realizados na zona não-saturada do aquífero livre Barreiras, na área de pesquisa

Coordenadas (m)		Furo	Condutividade hidráulica (cm/s)	Velocidade de infiltração (cm/dia)	Nível estático (m)	Tempo de infiltração (anos)
UTM-N	UTM-E					
255782,65	9798316,52	F-01	1,46E-05	0,48	11,4	6,5
256212,93	9798317	F-02	2,81E-05	0,92	11,0	3,3
256212,93	9798039,91	F-03	9,68E-05	3,18	8,0	0,7
255244,54	9797302,53	F-04	4,28E-05	1,41	5,6	1,1
255568,18	9797302,53	F-05	7,91E-05	2,60	7,2	0,8
255782,65	9797579,33	F-06	1,61E-04	5,29	5,2	0,3
255401,52	9797577,72	F-07	8,67E-05	2,85	4,2	0,4
255103,52	9798039,91	F-08	1,35E-05	0,44	5,9	3,7
255103,52	9798317	F-09	5,04E-05	1,65	5,4	0,9
255401,52	9798316,52	F-10	1,11E-05	0,36	9,5	7,2
255244,54	9798194,56	F-11	6,69E-06	0,22	7,6	9,6
255568,18	9798194,56	F-12	3,59E-06	0,12	9,5	22,1
256008,23	9798189,75	F-13	4,39E-05	1,44	10,2	1,9
255782,65	9798039,91	F-14	6,20E-06	0,20	8,7	11,8
256008,23	9797302,53	F-15	5,13E-05	1,68	8,5	1,4
Média			4,64E-05	1,52	7,90	4,8

Os valores de condutividade hidráulica (K) variaram de 10^{-4} a 10^{-6} cm s^{-1} (média de $4,64 \times 10^{-5}$ cm s^{-1}) e os de porosidade da zona não saturada variou entre 38% e 39% (média 38,5%), nas nascentes do rio Capitão Pocinho. Estes valores são compatíveis com as características dos sedimentos do Grupo Barreiras. Embora os valores obtidos de condutividade hidráulica (K) tenham sido pontuais, estes podem ser considerados representativos para a área de estudo, tendo em vista as similaridades da geologia de superfície e subsuperfície das unidades geológicas aflorantes.

A partir dos valores de K, η e dh/dL^{-1} acima referidos, e de acordo com a equação 3.3, tem-se que a velocidade média de infiltração da água na zona não saturada, para a área de pesquisa, localizada nas nascentes do rio Capitão Pocinho, é de: $v = (4,10 \times 1) 0,38^{-1} = 1,56$ cm dia^{-1} . Este dado é compatível com o relevo suavemente ondulado. Na área de pesquisa ocorre escoamento superficial elevado durante o período chuvoso, principalmente, em função do espaçamento existente entre as árvores de citros e ao arruamento entre as quadras. A capacidade de infiltração é inversamente proporcional a quantidade de escoamento superficial (BORGES et al., 1997). Estudos em áreas com intenso plantio de árvores também mostram que estas características são propícias à infiltração com velocidades elevadas (VERNIER; HIRATA, 2000).

Considerando-se a profundidade do nível estático de 7,90 m (média), medida no final do período chuvoso e a velocidade média calculada de infiltração de $1,56 \text{ cm dia}^{-1}$, estima-se em torno de cinco (5) anos o tempo médio para que os contaminantes atinjam as águas subterrâneas rasas.

Nas nascentes do rio Capitão Pocinho, a velocidade de infiltração lenta da zona não saturada reflete o provável aumento na compactação do solo ocasionado pela grande atividade agrícola. Pitt et al. (2002), em testes de infiltração realizados em solos urbanos alterados, em Birmingham, verificaram que, em solos arenosos, a taxa de infiltração foi influenciada pela compactação. Em solos arenosos a taxa de infiltração média foi de 330 mm h^{-1} (792 cm d^{-1}) em solos não compactados e 35 mm h^{-1} (84 cm d^{-1}), em solos compactados.

Estudos realizados, no oeste da Austrália, sobre a distribuição espacial da infiltração, através da variabilidade de parâmetros de infiltração medidos “in situ”, demonstraram que a modificação antrópica do uso do solo (floresta para pastagem), reduziu a taxa de infiltração significativamente, sendo que a condutividade hidráulica saturada foi modificada em 10 vezes (SHARMA et al. 1987).

A taxa de infiltração lenta, possivelmente está associada ao fato do solo dessa área ser predominantemente areia siltosa. Por outro lado, a cobertura de *Cítrus sinensis* L (laranja), no agroecossistema, colabora de maneira positiva para uma maior infiltração, à medida que causa impedimento a ação da chuva diretamente sobre o solo, provê uma camada de matéria orgânica, gera condições para a atividade dos microrganismos no solo e, conserva a água por mais tempo sobre a superfície do solo.

A análise da variação da velocidade de infiltração e da textura do solo sugere que ocorreu uma correlação direta entre os dois parâmetros estudados, em toda a área de pesquisa. Não foi possível analisar a influência da umidade inicial do solo e a elevação e distância do rio com relação à variação da velocidade de infiltração.

A condutividade hidráulica discretamente mais elevada do F-06 ($K=1,61 \times 10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$), em relação a média ($K=4,64 \times 10^{-5} \text{ cm s}^{-1}$), pode ser explicada pela predominância de material arenoso, em subsuperfície ou apenas ao tipo de solo e a umidade inicial (ARRUDA, 1984).

Por outro lado, observa-se uma sutil diminuição nos valores da condutividade hidráulica nos furos F-11 ($K=6,69 \times 10^{-6} \text{ cm s}^{-1}$), F-12 ($K=3,59 \times 10^{-6} \text{ cm s}^{-1}$) e F-14 ($K=6,20 \times 10^{-6} \text{ cm s}^{-1}$), onde predomina a litologia arenosa. Neste caso, a compactação do

solo pode ter provoca a redução da porosidade total, da macroporosidade, da matéria orgânica, aumento da densidade e microporosidade do solo, ocasionando assim a redução da condutividade hidráulica e conseqüentemente a taxa de infiltração de água (PITT et al., 2002).

3.4 CONCLUSÕES

OS RESULTADOS obtidos na área pesquisada permitem concluir-se que:

Nas nascentes do rio Capitão Pocinho estima-se em torno de cinco (5) anos o tempo médio para que os contaminantes utilizados na citricultura atinjam as águas subterrâneas rasas.

A infiltração das águas pluviais, na zona não saturada, se processa de maneira mais eficaz em áreas onde a declividade do terreno é menor que 2%.

A maior compactação do solo, em função do uso intensivo de máquinas agrícolas, pode ter contribuído para a reduzida velocidade de infiltração, na área de pesquisa.

Ao se correlacionar a velocidade de infiltração com a proteção das águas subterrâneas rasas, observou-se que as mesmas são susceptíveis à contaminantes lançados em superfície, em função da citricultura intensiva.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA - ABGE – **Ensaio de permeabilidade em solos, orientações para sua execução no campo**. 3. Ed. São Paulo, SP, 1996. 42p.(Boletim, 04).
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT –. **NBR 13895**: Construção de poços de monitoramento e amostragem, Rio de Janeiro, 1997. 21p.
- ARRUDA, L. **Estudo experimental da infiltração através do balanço hídrico em um infiltrômetro com aspersores**.1984. 155f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. 1984.
- BORGES, M. S.; ANGÉLICA, R. S. Levantamento geológico da Ilha do Mosqueiro - Estado do Pará. Belém: Universidade Federal do Pará, Projeto Fosfatos na Amazônia, 34 p., 1986.
- DIAS de PAIVA, E. M. C. et al. Taxa de infiltração em pequena bacia suburbana. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA, 21., 2004, São Pedro – SP. **Anais...** São Pedro – SP, 2004.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA/CNPQ. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.
- FEITOSA F.A.C.; MANOEL FILHO J. (Coords). Hidrogeologia: Conceito e aplicações. Recife. CPRM. 389p., 1997.
- GEE, G. W.; OR, D. Particle-size analysis. In: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (Ed.). **Methods of soil analysis**. pt. 4: Physical methods. 3rd ed. Madison: Soil Science Society of America, 2002. p. 255-293. (Book Series, 5).
- HEATH, R.C. Hidrologia de água subterrânea básica – North Carolina: Geological Survey Water – Supply Paper; 2220, 84p. 1983.
- HORTON, L.D. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. Soil Sci. Soc. Am. Proc., Madison, v.5, 399-417, 1940.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE –. **Censo Demográfico 2000**. Rio de Janeiro, 2000.

KENITIRO, S. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blücher/EDUSP, 1973. p.165.

KHAN, S. U. **Pesticides in the soil environment**. Amsterdam: Elsevier Scientific, 1980. 240p.

LIBARDI, P.L. (Ed.). **Dinâmica da água no solo**. Piracicaba: ESALQ-USP. 1995. 497p.

PACHECO, N. A.; BASTOS, T. X. **Caracterização climática do Município de Capitão Poço, PA**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. 18p. (Documentos, 87)

PITT, R.; CHEN, S.; CLARK, S. Compacted Urban Soils Effects on Infiltration and Bioretention Stormwater Control Designs. In: STRECKER, E.W.; HUBER, W.C. Global Solutions for Urban Drainage. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE, 9., 2000, Portland, Oregon, USA. . **Proceedings ...** Portland, Oregon, USA. 2002.

RAIMBAULT, G.; BERTHIER, E.; MOSINI, M. L.; JOANNIS, C. Urban Stormwater Infiltration and Soil Drainage. In: STRECKER, E.W.; HUBER, W. C. Global Solutions for Urban Drainage. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE, 9., 2000, Portland, Oregon, USA. . **Proceedings ...** Portland, Oregon, USA. 2002.

SHARMA, M. L.; BARRON, R. J. W.; FERNIE, M. S. Areal Distribution of Infiltration Parameters and some Soil Physical Properties in Lateritic Catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam. v. 94, p.109-127, 1987.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**: Publications in Climatology. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 1955. 104p.

VIEIRA, L.S.; SANTOS, W. H. P.; FALESI, I. C.; OÇIVEIRA FILHO, J. P. Levantamento de reconhecimento dos solos da Região Bragantina, Estado do Pará. **Pesq Agropec. Bras.**, Brasília, v. 2, n. 1-63, 1967.

VERNIER, C.; HIRATA R. Contaminação da Água Subterrânea por Nitrato no Parque Ecológico do Tietê – SP – BR. In: JOINT WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER, 1.,2000, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ABAS, 2000.

4 VULNERABILIDADE DOS AQUÍFEROS À POLUIÇÃO POR NITRATO EM PLANTIO DE CITROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL - PARÁ, BRASIL

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo avaliar a vulnerabilidade do Aquífero Livre Barreiras através dos índices DRASTIC e DRASTIC Pesticida, com suporte de SIG, correlacionando-a com as concentrações de nitrato nas águas subterrâneas freáticas. O estudo foi realizado em um contexto agropecuário localizado nas nascentes da Microbacia Hidrográfica do Rio Capitão Pocinho, município de Capitão Poço, Pará. Para a análise da vulnerabilidade e teores de nitrato foram construídos 15 poços de monitoramento. Os resultados obtidos mostram um índice de vulnerabilidade DRASTIC muito alto (79,63%) e a DRASTIC *Pesticida* alta (78,28%) sugerindo que as águas das nascentes do rio Capitão Pocinho sofrerão impacto por nitrato, com o passar do tempo. A vulnerabilidade muito alta sinaliza áreas onde as águas subterrâneas podem ser afetadas por um contaminante qualquer, enquanto que aquelas classificadas como de vulnerabilidade alta são susceptíveis de serem contaminadas por diversos contaminantes, com exceção daqueles facilmente absorvidos e/ou transformáveis. Estas classificações foram influenciadas pelo tipo de solo, material do aquífero e impacto da zona subsaturada. Nas áreas com vulnerabilidade extrema, constatou-se um aumento de 8 a 20 vezes na concentração de nitrato entre a época chuvosa e a época seca. A aferição entre os índices DRASTIC e a conotação positiva de nitrato, entre as duas épocas de amostragem, é compatível com a classificação da vulnerabilidade.

Palavras-chave: cultura de citros, vulnerabilidade, DRASTIC, aquífero freático, nitrato

ABSTRACT

This study aimed to assess the vulnerability of the unconfined aquifer Barreiras through the indices DRASTIC and Pesticide DRASTIC with support of GIS, its correlation with nitrate concentrations in groundwater remediation. The study was conducted in an agricultural context located in the headwaters of the River Watershed Hydrographic Capitão Pocinho, municipality of Capitão Poço, Pará. For the analysis of vulnerability and nitrate levels were built 15 monitoring wells. The results show an index of vulnerability DRASTIC very high (79.63%) and Pesticide DRASTIC high (78.28%), suggesting that the spring waters of the river will be impacted by Capitão Pocinho nitrate, with the passage of time. The very high vulnerability indicates areas where groundwater may be affected by any one contaminant, while those classified as high vulnerability are likely to be contaminated by various contaminants, except those easily absorbed and / or convertible. These ratings were affected by soil type, material of the aquifer and the impact of sub-saturated zone. In areas with extreme vulnerability, there was an increase of 8 to 20 times the concentration of nitrate between the rainy season and dry season. The measurement between the DRASTIC indices and positive connotation of nitrate between the two sampling periods is consistent with the classification of the vulnerability.

Keywords: citrus cultivation, vulnerability, DRASTIC, groundwater shallow, nitrate

4.1 INTRODUÇÃO

O problema relacionado com a poluição dos recursos hídricos subterrâneos é uma questão importante a ser estudada. Os aquíferos são ambientes subsuperficiais susceptíveis à contaminação pelo uso da terra e outros impactos antrópicos (TRIRUMALAIIVASAN et al., 2003) e a contaminação por diferentes poluentes para as águas subterrâneas, originadas no processo de lixiviação, varia de um local para outro (BAALOUSHA, 2006).

A vulnerabilidade à poluição dos aquíferos pode ser definida como a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das características intrínsecas do aquífero (PARALTA et al., 2003).

O aquífero pode ser muito vulnerável a uma carga de contaminantes originada por práticas agrícolas incorretas, porém ser pouco vulnerável a cargas patogênicas, considerando-se o caráter filtrante do corpo aquífero, devido à mortalidade natural dos agentes patogênicos (LEITÃO et al., 2003). O risco de poluição depende não só da vulnerabilidade do aquífero, mas também das características intrínsecas das cargas poluentes que possam contaminar a água subterrânea (PORTUGAL, 2002). O risco é caracterizado pela presença de atividades poluentes e não apenas pelas características próprias do aquífero.

Por outro lado, os estudos de vulnerabilidade a poluição dos aquíferos podem fornecer informações valiosas para aqueles que trabalham na prevenção da degeneração do meio ambiente hídrico subterrâneo (MENDOZA; BARMEN, 2006). Os estudos de vulnerabilidade de aquífero são, também, utilizados na avaliação dos impactos econômicos ocasionados por eliminação de resíduos em áreas com elevado grau de vulnerabilidade (SENER et al., 2009).

Outra importante finalidade deste instrumento técnico-científico está relacionada ao provimento de informações preliminares para a tomada de decisão criteriosa em áreas destinadas ao controle do uso da terra, delineamento de uma rede de poços de monitoramento e para o gerenciamento dos recursos hídricos (BACHMAT; COLLIN, 1990).

O conceito de vulnerabilidade a contaminação das águas subterrâneas foi introduzido por Margat (1968). Outros índices de classificação da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas, igualmente importantes, são os índices Taltasse P (1972); DRASTIC (ALLER et al., 1987), GOD (FOSTER; HIRATA, 1987), AVI (VAN STEMPVOORT et al., 1992) e SINTACS (CIVITA, 1994) que foram desenvolvidos nos Estados Unidos da America (EUA),

Reino Unido, Brasil, Canadá e na Itália, além dos índices desenvolvidos pela Equipe de Projeto do Plano Nacional de Água (EPPNA, 1998), em Portugal.

Um resumo dos métodos existentes é dado por Vrba; Zaporozec (1994) e Gogu; Dassargues (2000). Estes métodos têm sido amplamente aplicados na proteção das águas subterrâneas em aquíferos porosos, exceto o EPIK (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998; DOERFLIGER et al., 1999), PI (GOLDSCHIEDER et al., 2000) e COP, os quais foram desenvolvidos para a avaliação em áreas cársticas (VIAS et al., 2006).

Em 2001, Frances et al. desenvolveram o método intitulado Índice de Sustentabilidade (IS) com o objetivo de avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos a poluição de origem agrícola, sendo uso recomendado para escalas de 1:50.000 a 1:200.000.

O método DRASTIC foi desenvolvido por Aller et al. (1987) nos Estados Unidos, através da cooperação entre o *National Water Well Association* (NWWA) e a *US Environmental Protection Agency* (EPA), para a avaliação hidrogeológica detalhada do potencial de poluição das águas subterrâneas. Este método parte dos seguintes pressupostos: (1) presença de algum contaminante à superfície do terreno a ser avaliado; (2) ocorrência da lixiviação do contaminante até as águas subterrâneas; (3) o contaminante possuir a mobilidade semelhante a da água, e; (4) a área avaliada ser maior do que 0,4 km² (ROSEN, 1994).

Na última década os trabalhos de vulnerabilidade à poluição de aquífero estão baseados na utilização dos Sistemas de Informações Geográficas – SIG (HRKAL, 2001; RUPERT, 2001; CAMERON; PELOSO, 2001; FRANCES et al., 2001; FERNANDES; RUDOLPH, 2001; FOSTER et al., 2002; ARTUSO et al., 2002; AL-ZABET, 2002; LAKE et al., 2003; LEE, 2003; OLIVEIRA et al., 2003; AL-ADAMAT et al., 2003; CABRAL et al., 2004; ATAY; BULUT, 2005; PANAGOPOULOS et al., 2006; JAMRAH et al., 2007; WANG et al., 2007; RAHMAN, 2008; SENER et al., 2009; AHMED, 2009).

Na área de pesquisa, parte da Fazenda CITROPAR I, localizada nas nascentes da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho, ocorre uma interação de uso dos recursos aplicados na citricultura e da disponibilidade e qualidade das águas que alimentam os subsistemas sócio - ambientais de 2.000 habitantes (IBGE, 2000), residente na vila Capitão Pocinho.

Hipoteticamente, na conversão estrutural do ambiente para os agroecossistemas de mono cultivos de citros, a microbacia do rio Capitão Pocinho passa a ter um cenário dominante desses sistemas biológicos, que é o motivo da análise diferencial em termos funcionais nos processos biosféricos.

O objetivo deste trabalho foi analisar os indicadores de vulnerabilidade à poluição do aquífero através dos métodos DRASTIC e DRASTIC *Pesticida*, modificados em função das características hidrogeológicas locais, definidas com base em dados de campo, e aferir a validade das modificações propostas, em associação com os teores de nitrato diagnosticadas nas águas subterrâneas rasas. As informações espaciais foram importadas para os Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

4.2 ÁREA DE ESTUDO

A área de pesquisa localiza-se no município de Capitão Poço (PA), entre as coordenadas $01^{\circ} 49' 58,9''$ S e $01^{\circ} 49' 22,4''$ S e $53^{\circ} 12' 07''$ WGr e $53^{\circ} 11' 27''$ WGr. A área, de 1,24 km² (124 ha), está posicionada nas nascentes da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho, afluente do rio Santa Luzia, o qual flui para o rio Guamá (Figura 9).

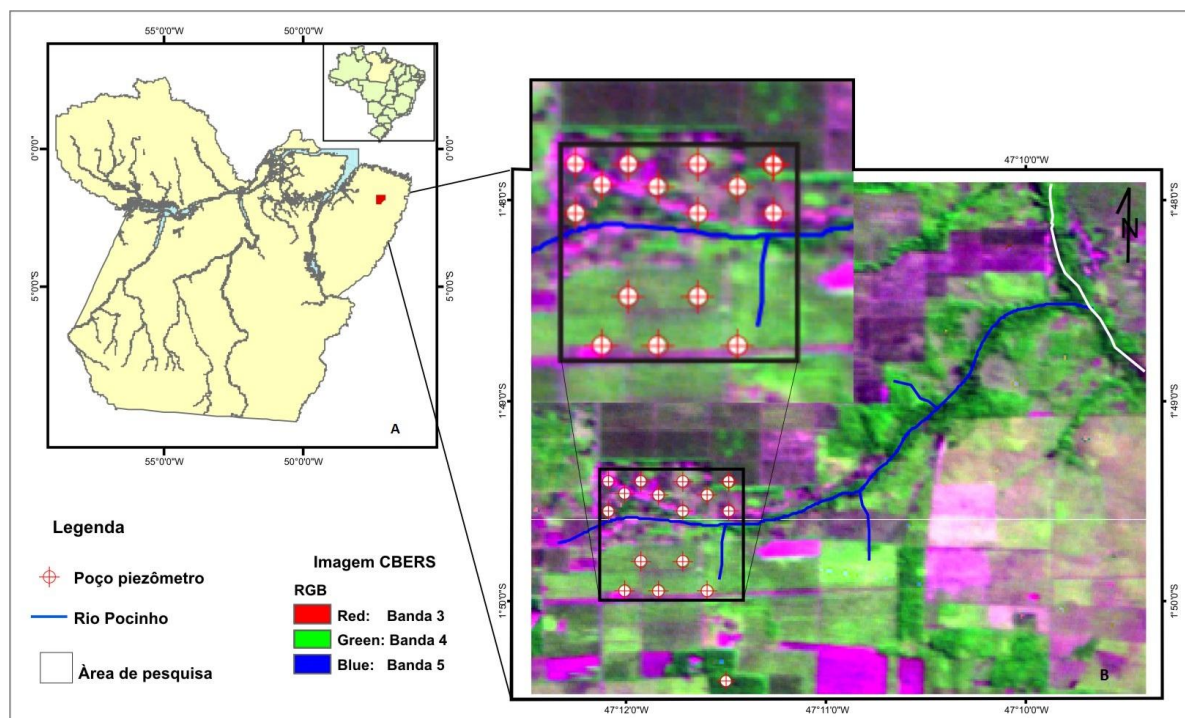


Figura 9 - Posição do município de Capitão Poço (em vermelho), onde está inserida a microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho (A). Área de pesquisa delimitada pelo contorno retangular, parte inferior esquerda da figura (B). No interior desta figura (identificados por círculos pretos), está a localização dos poços piezômetros ou de monitoramento perfurados nas margens direita (PM04, PM05, PM06, PM07 e PM15) e esquerda (PM01, PM02, PM03, PM08, PM09, PM10, PM11, PM12, PM13 e PM14), nas nascentes do rio Capitão Pocinho

4.3 GEOLOGIA E HIDROGEOLOGIA

As unidades geológicas aflorantes são o Grupo Barreiras, Sedimentos Pós-Barreiras e Sedimentos Recentes, do Tércio - Quaternário.

O Grupo Barreiras é composto por arenitos amarelo-avermelhados de granulometria média a grossa, com seixos mal selecionados, friáveis, ferruginizados; arenitos creme-amarelados de granulometria fina a média, bem selecionados, maciços, com níveis de argilito branco com manchas de óxido de ferro; argilito cinza negro, quase maciço a ligeiramente estratificado. Esses litotipos não formam todo o pacote sedimentar do Grupo Barreiras representando, apenas, sua expressão mais próxima à superfície (SÁ, 1969).

A unidade Pós-Barreiras consiste em sedimentos areno-argilosos, inconsolidados, com níveis pouco espessos de seixos de arenito ferruginoso. A lixiviação “*in situ*” desses sedimentos teria originado as areias que ocorrem em vários pontos da região (SÁ, 1969).

Os Sedimentos Recentes são inconsolidados, sendo comum encontrarem-se argilas orgânicas com restos vegetais, bioturbadas e intercaladas com síltes e areias finas, com espessuras variando de milimétricas a centimétricas. Estes depósitos ocorrem ao longo dos principais rios e afluentes menores, estando em maior proporção nas proximidades de barragens artificiais, onde se formam planícies de inundação. Os terraços aluviais são compostos de areias finas a grossas.

No quadro hidrogeológico local os aquíferos de maior interesse para este estudo são do tipo livre e livre suspenso, compostos por sedimentos terciários do Grupo Barreiras, localizados nas cotas topográficas mais elevadas da área de pesquisa.

A condutividade hidráulica da zona saturada do aquífero livre, da qual depende o tipo de rocha e a degradação intempérica, varia de 10^{-4} a 10^{-3} cm/s nos sedimentos Barreiras e, em média, 10^{-3} cm/s nos Sedimentos Recentes (ARAÚJO, 2001). De acordo com os dados obtidos nos poços de observação construídos na área de estudo, a profundidade média do nível potenciométrico, durante o ano de 2009, foi de 8,74 m, com oscilação sazonal de 3,55 m.

4.4 MATERIAIS E MÉTODOS

Para este trabalho optou-se pela aplicação do índice DRASTIC e *DRASTIC Pesticida*, considerando-se os seguintes pressupostos: 1) o contaminante utilizado na citricultura é introduzido à superfície do terreno; 2) o contaminante nitrato é transportado verticalmente até a zona saturada do aquífero livre, através do processo de lixiviação e; 3) o contaminante possui a mobilidade da água.

O DRASTIC corresponde aos seguintes indicadores: Parâmetro D (*Depth to water*) – Profundidade do topo do aquífero; Parâmetro R (*Net Recharge*) – Recarga do aquífero; Parâmetro A (*Aquifer media*) – Material do aquífero; Parâmetro S (*Soil media*) – Tipo de solo; Parâmetro T (*Topography*) – Topografia ou declividade do terreno (%); Parâmetro I (*Impacto of the unsaturated media*) – Influência da zona não saturada; Parâmetro C (*Hydraulic Conductivity of the Aquifer*) – Condutividade hidráulica do aquífero.

Determina-se o índice DRASTIC através do modelo linear, como mostra a Equação (1):

$$\text{DRASTIC} = D_p \times D_i + R_p \times R_i + A_p \times A_i + S_p \times S_i + T_p \times T_i + I_p \times I_i + C_p \times C_i \quad (1)$$

Sendo “i” o índice atribuído ao parâmetro e “p” o peso correspondente a cada parâmetro. O peso varia de 1 a 5 e reflete a importância relativo do parâmetro no contexto geral, sendo: D = 5; R = 4; A = 3; S = 2; T = 1; I = 5 e C = 3.

Estes pesos são diferentes na classificação da vulnerabilidade de uma área a pesticida, de acordo com os seguintes valores: D = 5; R = 4; A = 3; S = 5; T = 3; I = 4 e C = 2.

O índice DRASTIC pode variar de 23 a 226 e o índice *DRASTIC Pesticida* pode variar de 26 a 256. De acordo com os autores do método, valores desta ordem são raros, geralmente, variam entre 50 e 200.

5.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir serão expostos os resultados e discussões pertinentes aos dados coletados em campo na área de pesquisa.

4.5.1 Profundidade do topo do aquífero (D)

Durante o ciclo hidrológico de 2009, o nível estático do aquífero livre Barreiras variou em torno de 4 e 12 metros de profundidade (Figura 10). Os valores DRASTIC para as classes de profundidade do nível estático corresponderam a três intervalos definidos pelos índices 5, 7 e 9 (ALLER *et. al.*, 1987).

A classe de profundidade com maiores valores (> 9 m), que ocorrem nos poços PM 01, PM 02, PM 12 e PM 13 na área nordeste e PM 09 no extremo noroeste, ocupa área menor quando comparada à menor classe de profundidade (< 5 m).

Verifica-se que as classes de profundidades com valores mais elevados (> 9 m) são superadas, em termos de área, se comparadas com aquelas com profundidades intermediárias (< 9 e > 5 m). Este fato é relevante porque, quanto maior a profundidade do nível estático, menor a probabilidade do contaminante chegar até a zona saturada do aquífero.

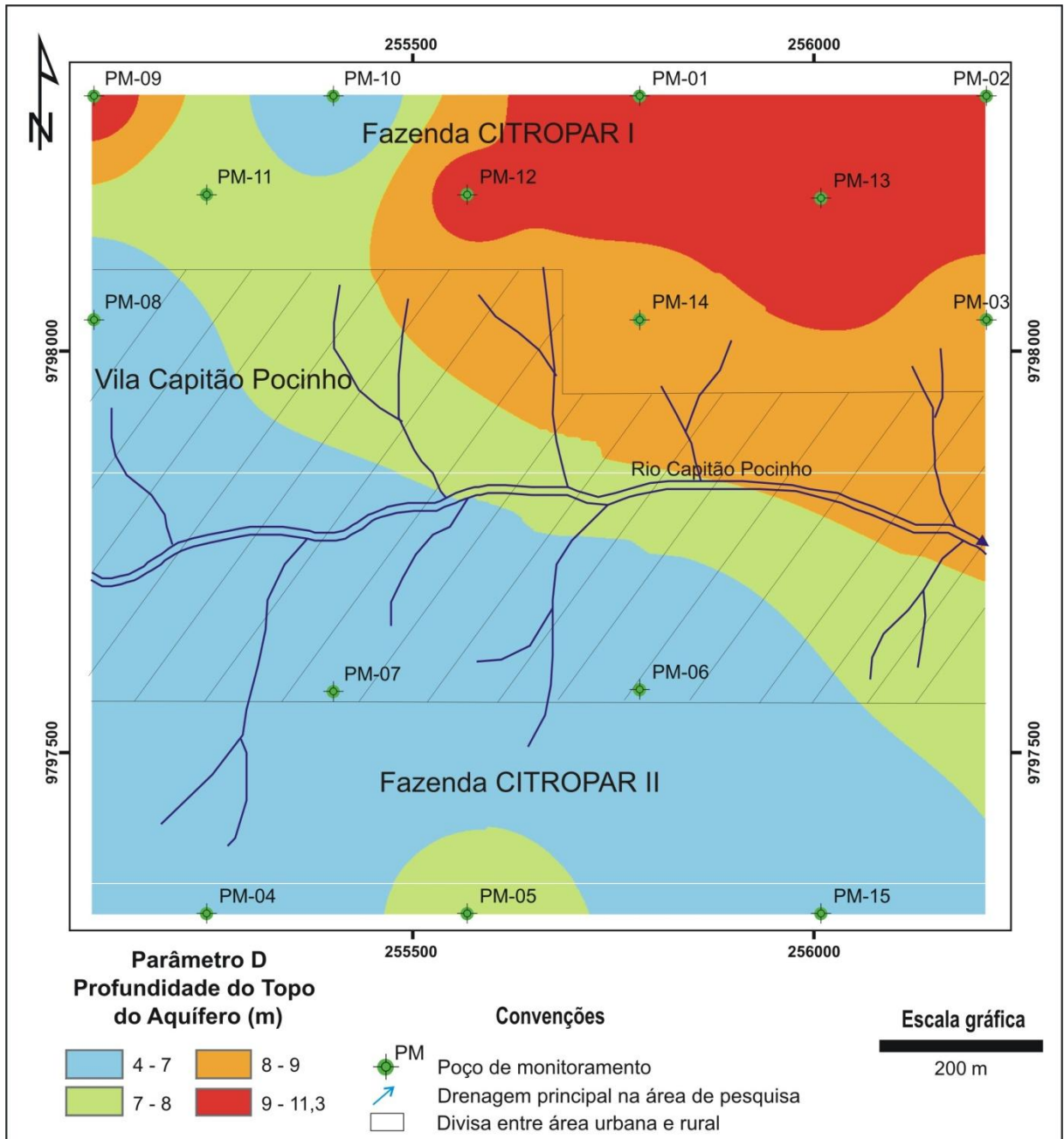


Figura 10 - Profundidade média do nível estático medido nos poços de monitoramento, durante o ciclo hidrológico de 2009 (Parâmetro D)

4.5.2 Recarga do aquífero (R)

O valor da recarga foi obtido através do método de variação do nível da água (VNA). Este método está baseado na ideia de que a elevação do nível da água, no aquífero livre, é função do acréscimo de água de infiltração (HEALEY; COOK, 2002). Na área de pesquisa a elevação do nível da água subterrânea rasa está relacionada a mudanças climáticas. Portanto, a recarga (R) pode ser estimada pela seguinte equação:

$$R = S_y \Delta h / \Delta t$$

onde S_y é o vazão específica ou porosidade efetiva; Δh é a diferença entre o valor máximo do nível da água registrado no histograma e o valor na curva extrapolada da última recessão, no mesmo tempo e; t tempo (Figura 11).

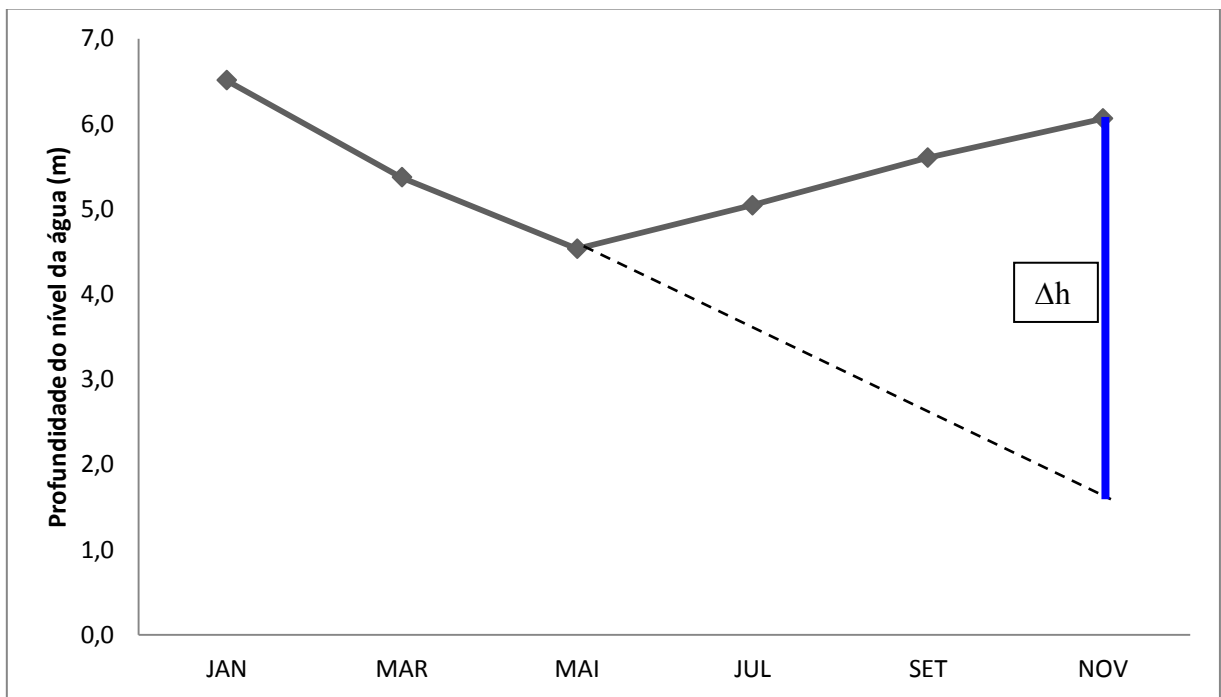


Figura 11 - Histograma esquemático utilizado para o cálculo do Δh nos 15 poços de monitoramento (modificado de Healey; Cook, 2002)

Os valores do Δh a partir do prolongamento da curva de recessão, para cada um dos poços de monitoramento, são visualizados na Tabela 6. Para a determinação da vazão específica (S_y) utilizou-se o valor médio da porosidade efetiva (38%) calculada para a zona não saturada da área de pesquisa, obtido em amostras indeformadas coletadas a uma profundidade de 0,25 m.

Tabela 6 - Valores de Δh calculado para cada poço de monitoramento construídos na área de pesquisa, recarga (R) para uma precipitação média de 211 mm ano⁻¹ em um período de onze meses e índices DRASTIC correspondentes a recarga

Poço	Δh (m)	R (mm ano ⁻¹)	Índice DRASTIC
PM01	7,6	2,9	8
PM02	8,7	3,3	9
PM03	5,4	2,1	6
PM04	7,5	2,9	8
PM05	4,1	1,6	3
PM06	5,1	1,9	6
PM07	4,4	1,7	3
PM08	4,3	1,6	3
PM09	7,4	2,8	8
PM10	8,8	3,3	9
PM11	8,8	3,3	9
PM12	11,8	4,5	9
PM13	10,4	4,0	9
PM14	8,7	3,3	9
PM15	6,3	2,4	6

Os valores de avaliação do índice DRASTIC para as classes de recarga do aquífero livre corresponderam aos seguintes intervalos e respectivos índices: < 0,4 mm ano⁻¹ (1), 0,4 – 1,8 mm ano⁻¹ (3), 1,8 – 2,6 mm ano⁻¹ (6), 2,6 – 3,0 mm ano⁻¹ (8) e > 3,0 mm ano⁻¹ (9) (modificado de Aller et al., 1987).

A classe de recarga com maiores valores (Índice 9) ocorrem nos poços PM02, PM10, PM11, PM12, PM13 e PM14, localizados nas áreas mais elevadas. Ocupam uma área maior quando comparada à menor classe de recarga calculada para a área de pesquisa (Índice 3).

As classes de recarga com valores mais baixos (Índice 3), são semelhantes, em termos de área, se comparadas com aquelas com recarga intermediárias (6). Na Figura 12 os polígonos foram agrupados em classes de recarga.

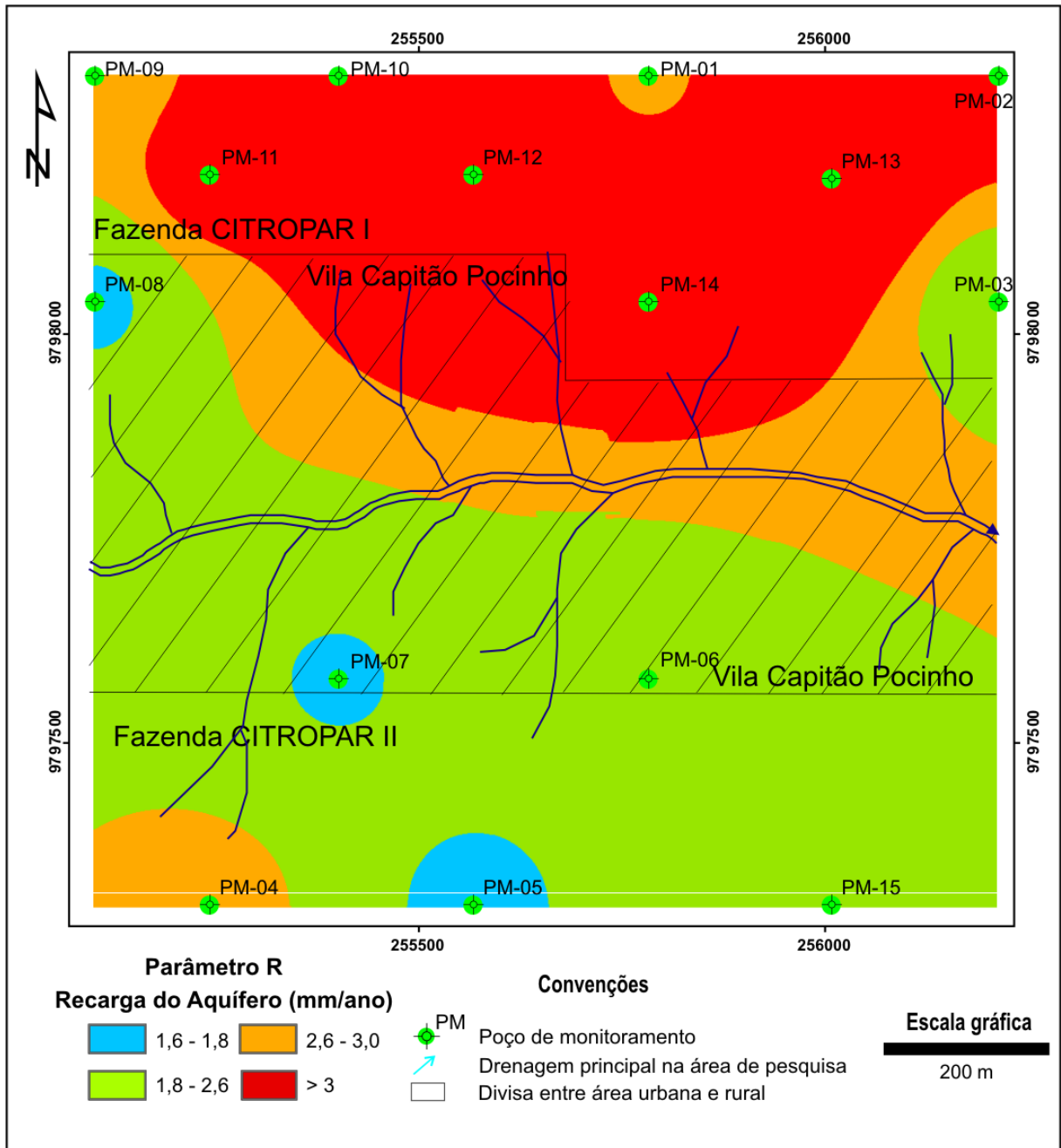


Figura 12 - Recarga do aquífero estimada em cada poço de monitoramento construído na área de pesquisa (Parâmetro R)

4.5.3 Material do aquífero (A)

Este parâmetro foi definido através da classificação granulométrica do material, coletado a cada metro perfurado ou quando ocorreu mudança de litotipo. O material foi coletado nos 15 poços de monitoramento na área de estudo, homogêneo, quartado,

acondicionado em sacos de polipropileno (NBR 7181) e encaminhado para análise granulométrica (Figura 6). Os resultados mostram que a área de pesquisa é constituída por areia siltosa (40%), areia argilosa (28%) e o restante por areia siltica argilosa (Figura 13).

De acordo com a classificação DRASTIC (modificado de Aller et al., 1987) existem cinco tipos de materiais compondo o aquífero livre Barreiras e seus respectivos índices: areia (10), areia argilosa (9), areia siltosa (8), areia siltica argilosa (6) e argila arenosa (5).

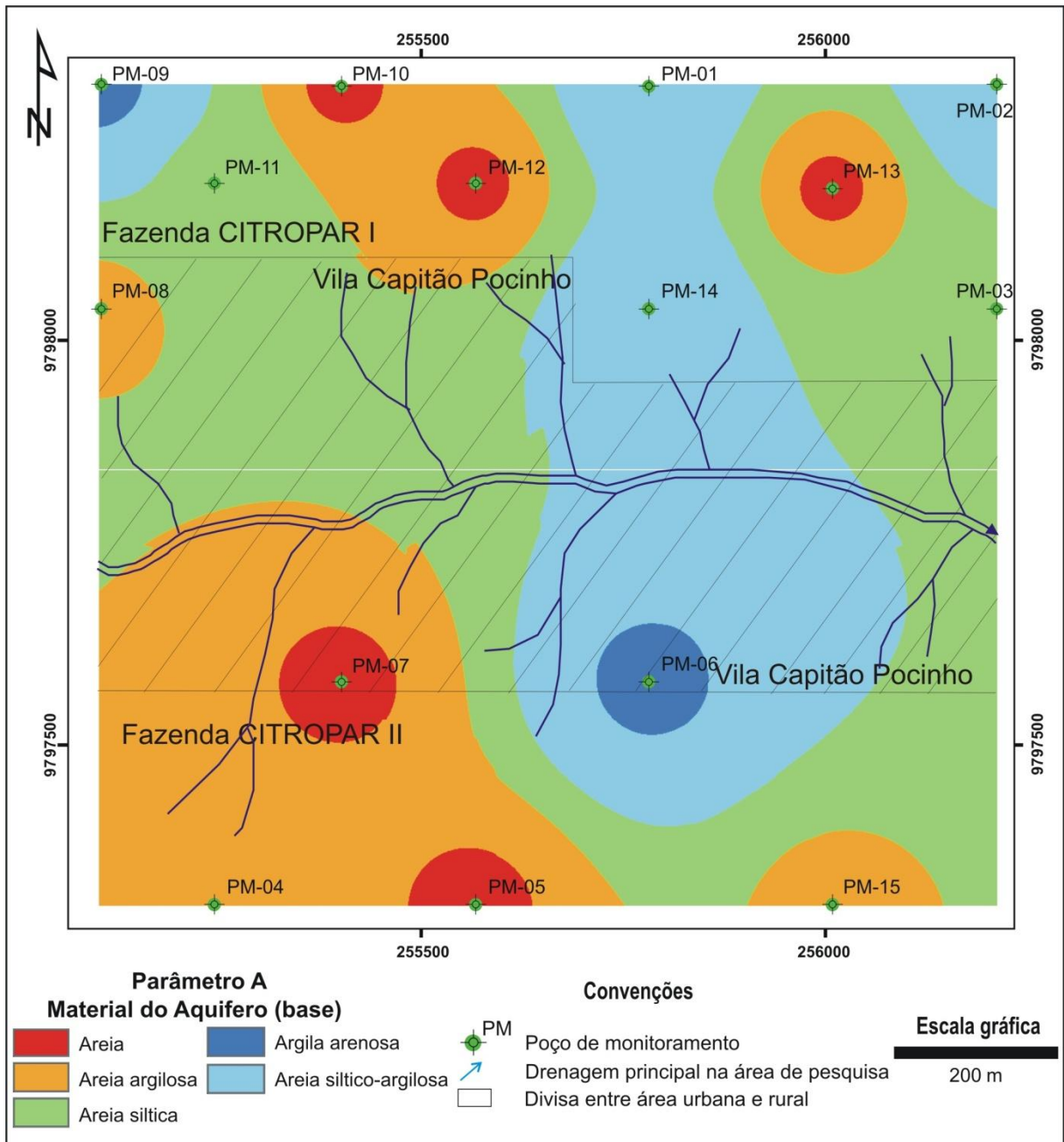


Figura 13 - Material do aquífero classificado através de análise granulométrica (Parâmetro A)

4.5.4 Tipo de solo (S)

No índice DRASTIC, o solo é considerado pelo potencial de atenuação das cargas contaminantes. Suas propriedades influenciam diretamente na recarga e na classificação da vulnerabilidade à poluição dos aquíferos. Algumas destas propriedades são a espessura e a textura do solo, além da expansibilidade/contractilidade e o teor de matéria orgânica. Neste trabalho consideraram-se apenas as duas primeiras propriedades citadas.

Os solos da área de pesquisa têm origem nos sedimentos inconsolidados das unidades geológicas Aluvionares, Pós-Barreiras e Grupo Barreiras, com espessura inferior a 2 metros. De acordo com a classificação granulométrica observa-se na Figura 7 três tipos de solos (modificado de Aller et al., 1987) e os respectivos índices: areia (9); franco arenoso (6) e; franco argilo arenoso (4).

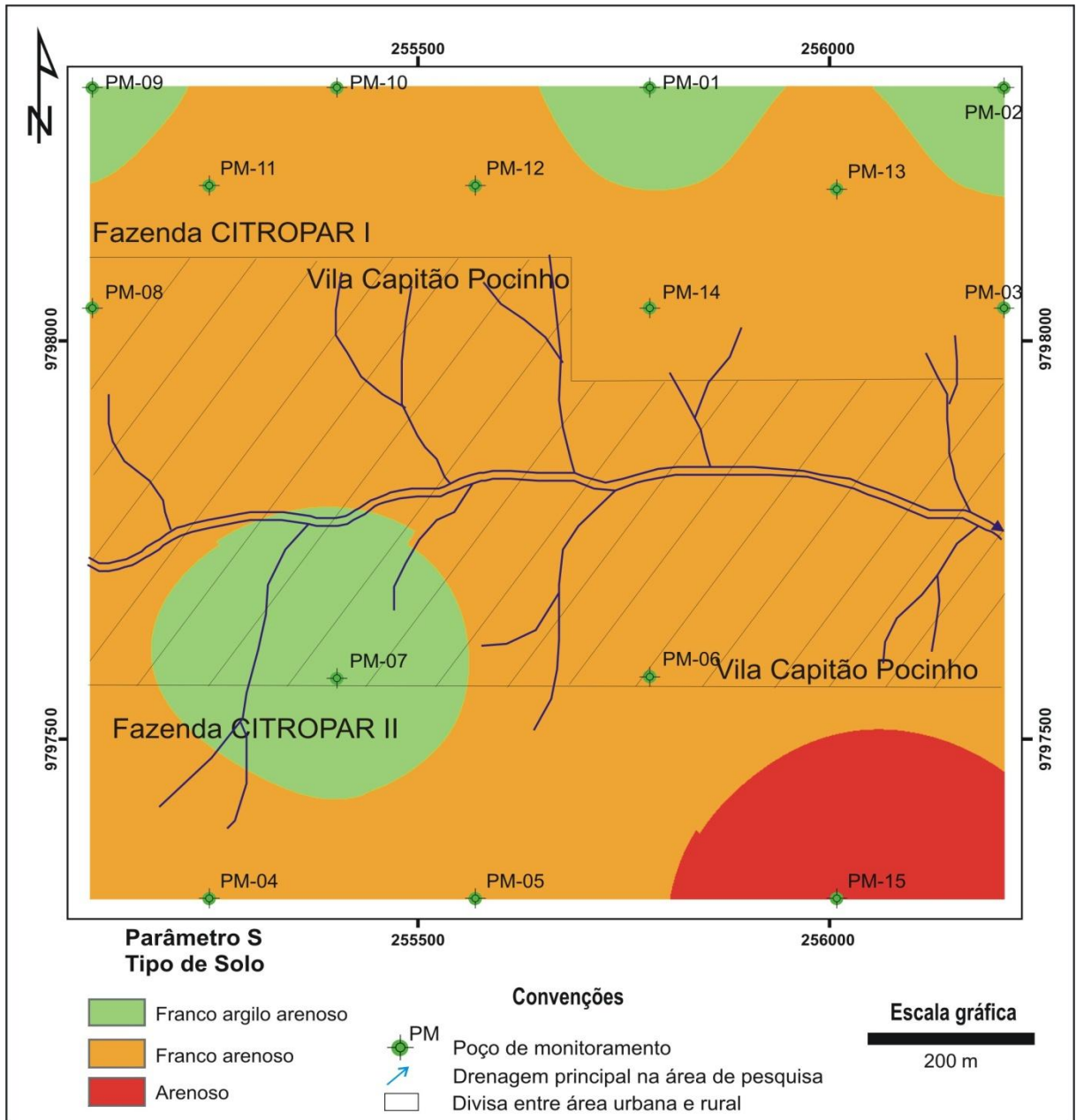


Figura 14 - Classificação textural do solo realizada através de análises granulométrica (Parâmetro S)

Nos solos saturados, a água preenche totalmente os poros. O funcionamento mais normal de um solo ocorre em meio não saturado, ou seja, quando o solo é umedecido através da percolação lenta da água capilar. Quando a água circula lentamente na porosidade fina, o solo desempenha um papel de filtro, retendo substâncias, sejam elas nocivas ou não (MELO et al., 2001).

4.5.5 Topografia (T)

A declividade do terreno, em termos percentuais, condiciona os efeitos de redução dos poluentes e o desenvolvimento dos solos. De acordo com a declividade o poluente pode escoar superficialmente ou manter-se a superfície por um período longo, o que favorece a infiltração para a zona não saturada (CADAMURO; CAMPOS, 2005).

Outros parâmetros de igual importância em estudos desta natureza são o gradiente hidráulico e a velocidade da água subterrânea, ambos diretamente influenciados pela variação da pressão que regulará o fluxo hídrico subterrâneo.

Na área de estudo predomina uma paisagem topográfica de superfície plana, com declividade menor que 2% e outras áreas de menores extensões com suaves ondulações, apresentando declividade entre 2 e 6%. Na Figura 15, observa-se o agrupamento destas classes de declividade e o respectivo índice < 2% (10) e entre 2 e 6 % (9) (ALLER et al., 1987).

Nas regiões próximas ao rio Capitão Pocinho e noutras dispostas de forma paralela a calha do referido rio, localizadas na região sul da área de pesquisa, as declividades são um pouco mais acentuadas, caracterizando um leito de rio encaixado, por falha neotectônica ou, o que é mais provável, devido às variações na composição dos solos.

Nas áreas com declividades próximas de zero, as principais drenagens estão sujeitas a sofrerem enchentes de longa duração no período chuvoso, elevando o nível do nível estático até próximo da superfície, o que pode ocasionar entupimentos de canalizações, redes de esgoto e o favorecimento a contaminação das águas subterrâneas por dejetos humanos.

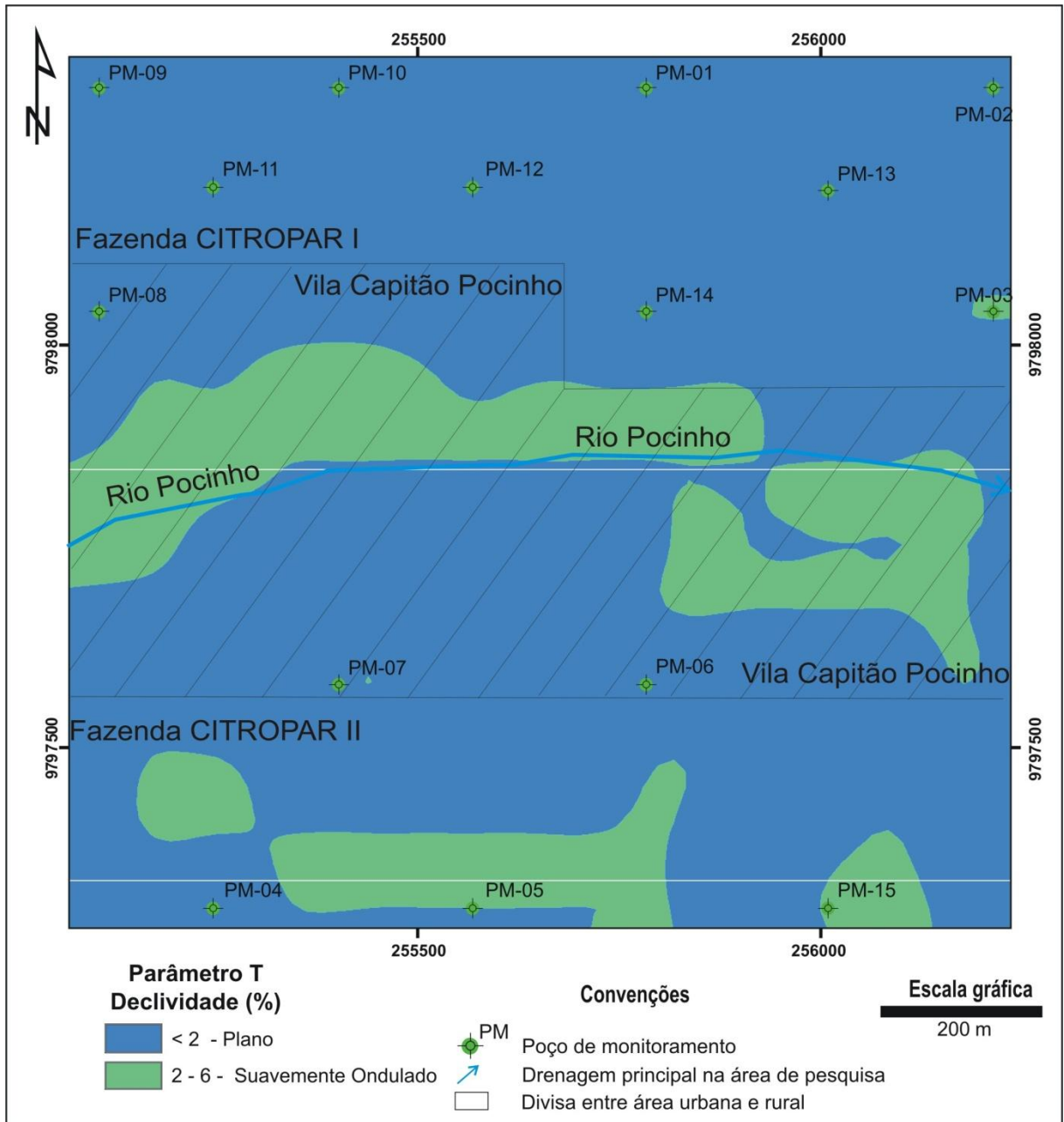


Figura 15 - Declividade da área de pesquisa (Parâmetro T)

4.5.5 Influência da zona não saturada (I)

A zona não saturada, em se tratando de aquífero livre, por definição, abrange todo o meio subterrâneo não saturada abaixo da superfície do terreno e acima do nível freático. A influência da zona não saturada depende do tipo de material que constitui este ambiente subterrâneo. Neste ambiente ocorrem os processos de biodegradação, neutralização, filtração

mecânica, reação química, volatilização e a dispersão. Em área onde ocorrem rochas cristalinas, o faturamento destas rochas favorece a percolação de poluentes até ao aquífero fissurado.

O mapa de impacto da zona não saturada foi baseado na litologia descrita nos perfis dos poços na área de estudo (Figura 16). Os tipos de rochas sedimentares e seus respectivos índices (modificado de Aller et al., 1987), que compõem esta zona são formados por: a) Argila arenosa (5) – este material cobre cerca de 5% da área de pesquisa e situa-se no extremo norte. Correspondem à menor unidade litológica e; b) areia argilosa – rochas sedimentares que representam a maior classe da zona não saturada e localizam-se no restante da área de estudo. A esta última classe de impacto foi atribuído o valor 9, o qual corresponde a um índice elevado dentro dos valores definidos por Aller et al. (1987).

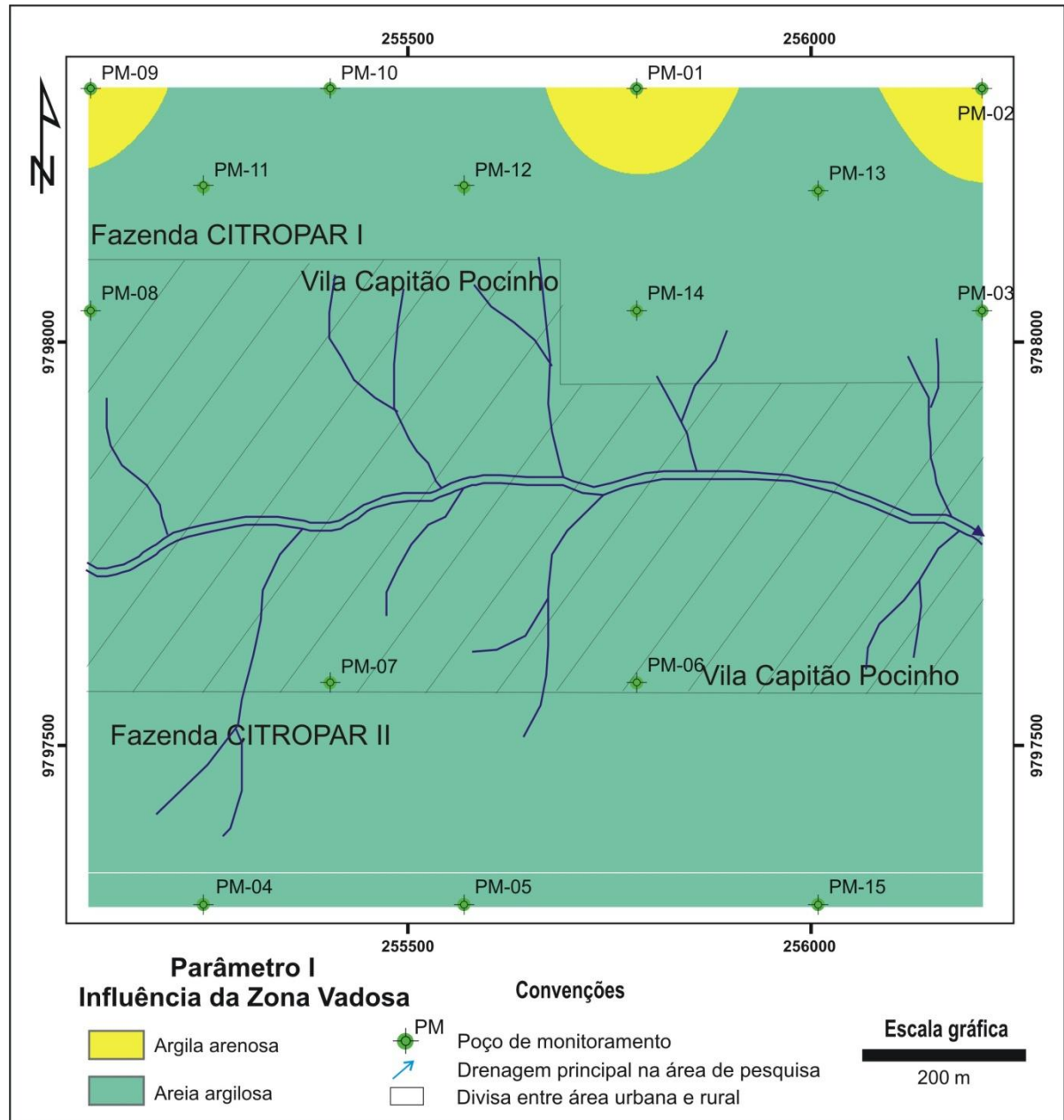


Figura 16 - Influência da zona não saturada com base na litologia predominante da zona não saturada da área de estudo (Parâmetro I)

4.5.6 Condutividade hidráulica (C)

Este parâmetro refere-se à capacidade do aquífero para transmitir água e depende da quantidade e conectividade dos espaços vazios dentro do aquífero. Conjuntamente com o gradiente hidráulico, controla o fluxo da água subterrânea (ALLER et al., 1987).

Para a estimativa da condutividade hidráulica do aquífero livre foram utilizados 12 poços, haja vista que os poços de monitoramento PM07, PM08 e PM09 não apresentaram uma espessura da zona saturada suficiente para a realização do “*Slug Test*”. Os valores de condutividade hidráulica adotados para os poços de monitoramento PM07, PM08 e PM09 foram obtidos através da correlação entre o tipo de material da zona não saturada, classificado através da análise granulométrica, e os valores obtidos por Fetter (1988), para alguns materiais geológicos. Os resultados para o parâmetro da condutividade hidráulica, obtidos para a área de pesquisa, são mostrados na Tabela 7.

Tabela 7 - Valores dos “*Slug-tests*” realizados na zona saturada do aquífero livre Barreiras, através dos poços de monitoramento localizados no alto rio Capitão Pocinho

Poço de monitoramento	Sonda	K (cm s ⁻¹)	K _{média} (cm s ⁻¹)	Material (Fetter, 1988)
PM01	INS	1,49 x 10 ⁻⁴	1,01 x 10 ⁻⁴	
	RET	7,13 x 10 ⁻⁵		
PM02	INS	1,18 x 10 ⁻⁴	1,53 x 10 ⁻⁴	
	RET	1,89 x 10 ⁻⁴		
PM03	INS	1,98 x 10 ⁻⁴	1,54 x 10 ⁻⁴	
	RET	1,11 x 10 ⁻⁴		
PM04	INS	2,29 x 10 ⁻⁴	2,35 x 10 ⁻⁴	
	RET	2,42 x 10 ⁻⁴		
PM05	INS	2,43 x 10 ⁻³	1,75 x 10 ⁻³	
	RET	1,08 x 10 ⁻³		
PM06	INS	7,46 x 10 ⁻⁴	4,68 x 10 ⁻⁴	
	RET	1,90 x 10 ⁻⁴		
PM07*	INS	-	8,00E-03	Areia
	RET	-		
PM08*	INS	-	1,20E-03	Areia
	RET	-		
PM09*	INS	-	1,79E-03	Areia
	RET	-		
PM10	INS	1,00 x 10 ⁻³	1,77 x 10 ⁻³	
	RET	1,55 x 10 ⁻³		
PM11	INS	4,11 x 10 ⁻³	4,43 x 10 ⁻³	
	RET	4,75 x 10 ⁻³		
PM12	INS	1,81 x 10 ⁻³	3,37 x 10 ⁻³	
	RET	4,93 x 10 ⁻³		
PM13	INS	1,03 x 10 ⁻⁴	2,09 x 10 ⁻⁴	
	RET	3,16 x 10 ⁻⁴		
PM14	INS	4,55 x 10 ⁻³	3,17 x 10 ⁻³	
	RET	1,80 x 10 ⁻³		
PM15	INS	1,68 x 10 ⁻⁴	1,83 x 10 ⁻⁴	
	RET	1,98 x 10 ⁻⁴		

(*) = ausência de água suficiente, no interior do poço, para a realização do “*Slug-test*”

INS = inserção da sonda no poço

RET = retirada da sonda de dentro do poço

Comparando os valores de condutividade hidráulica do aquífero com as classes deste parâmetro definidas pelo índice DRASTIC, verifica-se que os valores estiveram entre o mínimo de 10^{-4} cm s⁻¹ e o máximo de 10^{-3} cm s⁻¹, compatíveis com a litologia do aquífero, mostrada na Figura 13. A zona saturada do aquífero livre não apresentou características litológicas que provocassem variação significativa no parâmetro condutividade hidráulica. Para o parâmetro condutividade hidráulica (C), foi atribuído valor de avaliação correspondente a 6, para toda a área (Figura 17).

4.5.7 Vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC Pesticida

Foram gerados dois mapas de vulnerabilidade para a área de estudo: um referente à vulnerabilidade DRASTIC e outro à vulnerabilidade DRASTIC Pesticida (Figuras 12 e 13).

O de vulnerabilidade do índice DRASTIC foi confeccionado com base nos valores obtidos do somatório ponderado dos sete parâmetros analisados, os quais variaram entre o mínimo de 125 e máximo de 184. Este intervalo corresponde a quatro classes de vulnerabilidade DRASTIC: moderada, alta, muito alta e extrema (Figura 18).

A classe de vulnerabilidade *baixa* é a menor na área de estudo (0,41%). Nessa classe, o risco de contaminação da água subterrânea freática foi minimizado devido à profundidade elevada do nível da água freática, em média 10 metros.

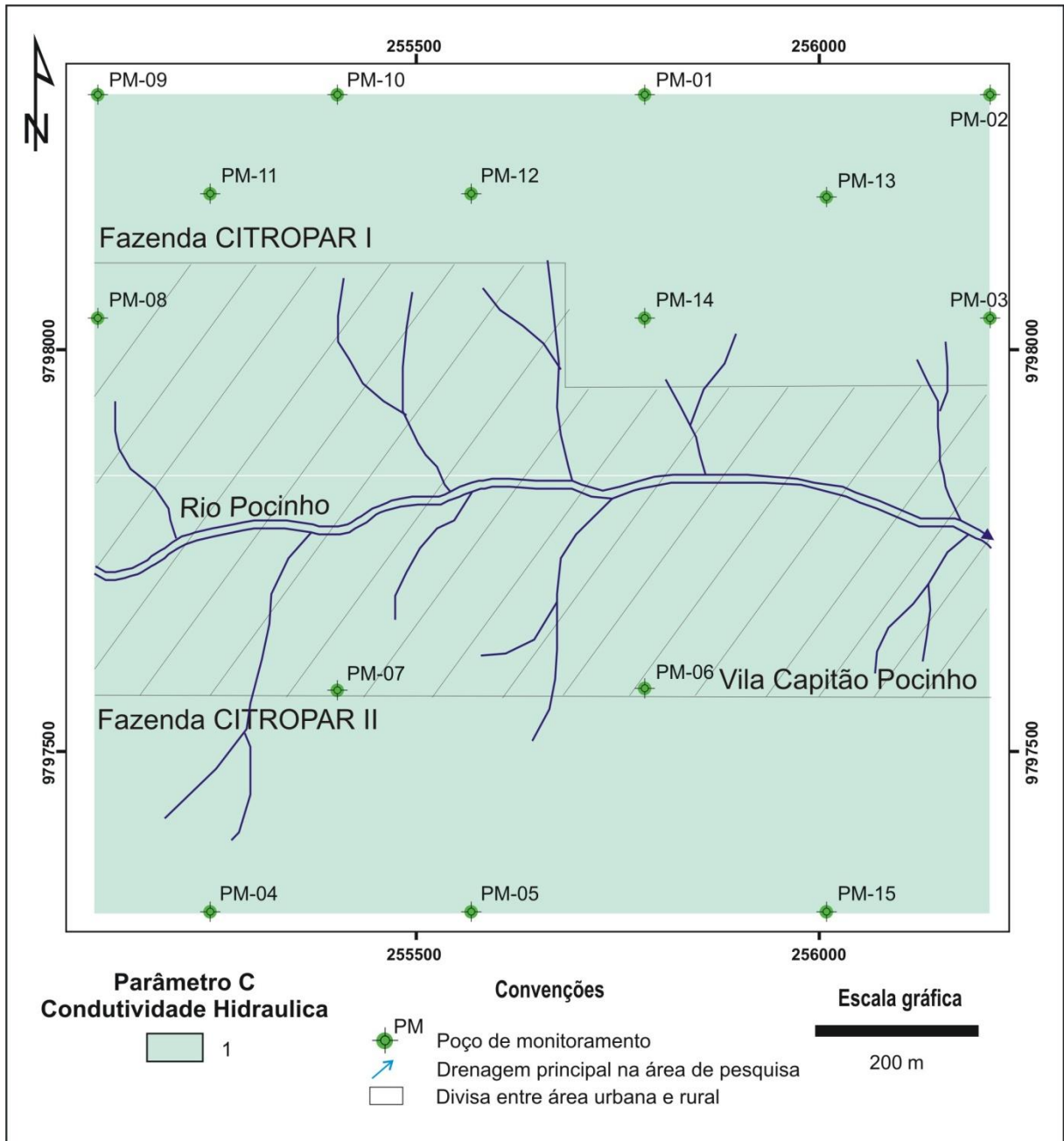


Figura 17 - Condutividade hidráulica do aquífero com base nos resultados de “*Slug-test*” realizados na zona saturada do aquífero livre Barreiras, na área de estudo (Parâmetro C)

A área classificada como de vulnerabilidade *moderada* encontra-se no extremo norte e centro sul da área de estudo e representa umas das menores classes de vulnerabilidade, com intervalos entre 140 e 159 (5,25%). Estes valores foram definidos com base nos dados dos poços de observação PM02, PM06 e área delimitada no entorno dos poços PM01 e PM09. Nota-se que um dos parâmetros que exerce interferência significativa no somatório ponderado é a influência da zona não saturada (I). Os perfis litológicos destes poços mostram que a zona não saturada é composta predominantemente por material arenoso (Anexo I). Outro índice

que exerce influência nesta classificação é a profundidades nível estático. O nível estático médio foi maior que 9 metros.

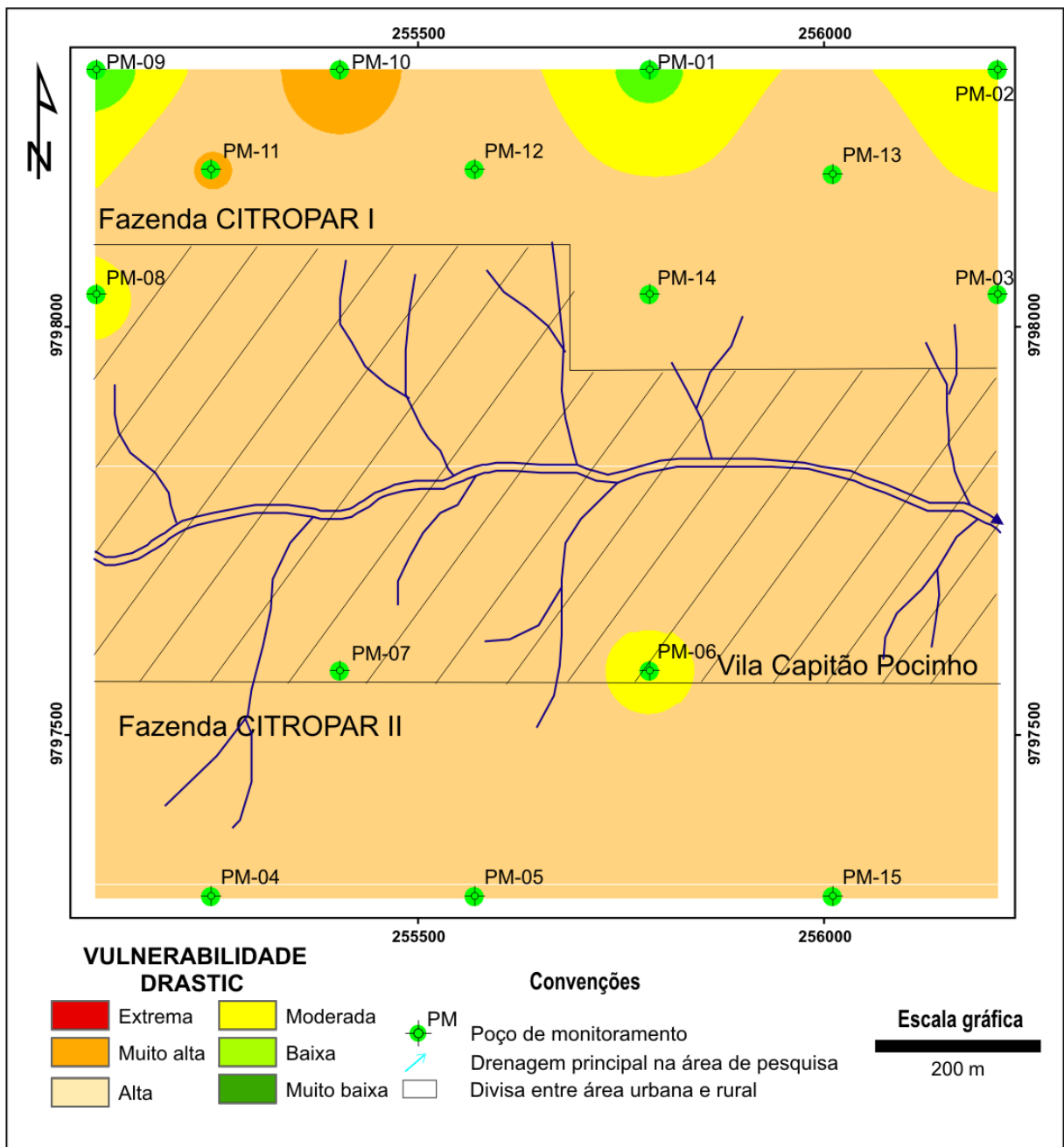


Figura 18 - Classificação da vulnerabilidade à poluição do aquífero livre Barreiras, através do índice DRASTIC, nas nascentes da microbacia do Rio Capitão Pocinho

A classe de vulnerabilidade *alta* domina a área de estudo (93,37%). Os parâmetros profundidade do nível estático, topografia e impacto da zona não saturada foram determinantes para a classificação do risco de poluição do aquífero. Esta classe está representada em toda a área de estudo, de acordo com valores definidos nos poços PM03, PM05, PM06, PM07, PM08, PM12, PM13 e PM14.

A classe de vulnerabilidade *muito alta* ocorreu de maneira incipiente no extremo nortenordeste da área de estudo, poços PM10 e PM11 (0,97%). Os parâmetros que mais contribuíram para a classificação de risco muito alto de contaminação das águas subterrâneas rasas foram, principalmente, o tipo de solo e o material do aquífero.

A aplicação do índice DRASTIC *Pesticida* na área de estudo gerou o mapa de vulnerabilidade com valores que variaram de 106 a maior do que 200, possibilitando o agrupamento de quatro classes de vulnerabilidade: moderada, alta, muito alta e extrema. Não foram identificadas áreas com vulnerabilidade DRASTIC *Pesticida* classificadas como baixa ou muito baixa (Figura 19).

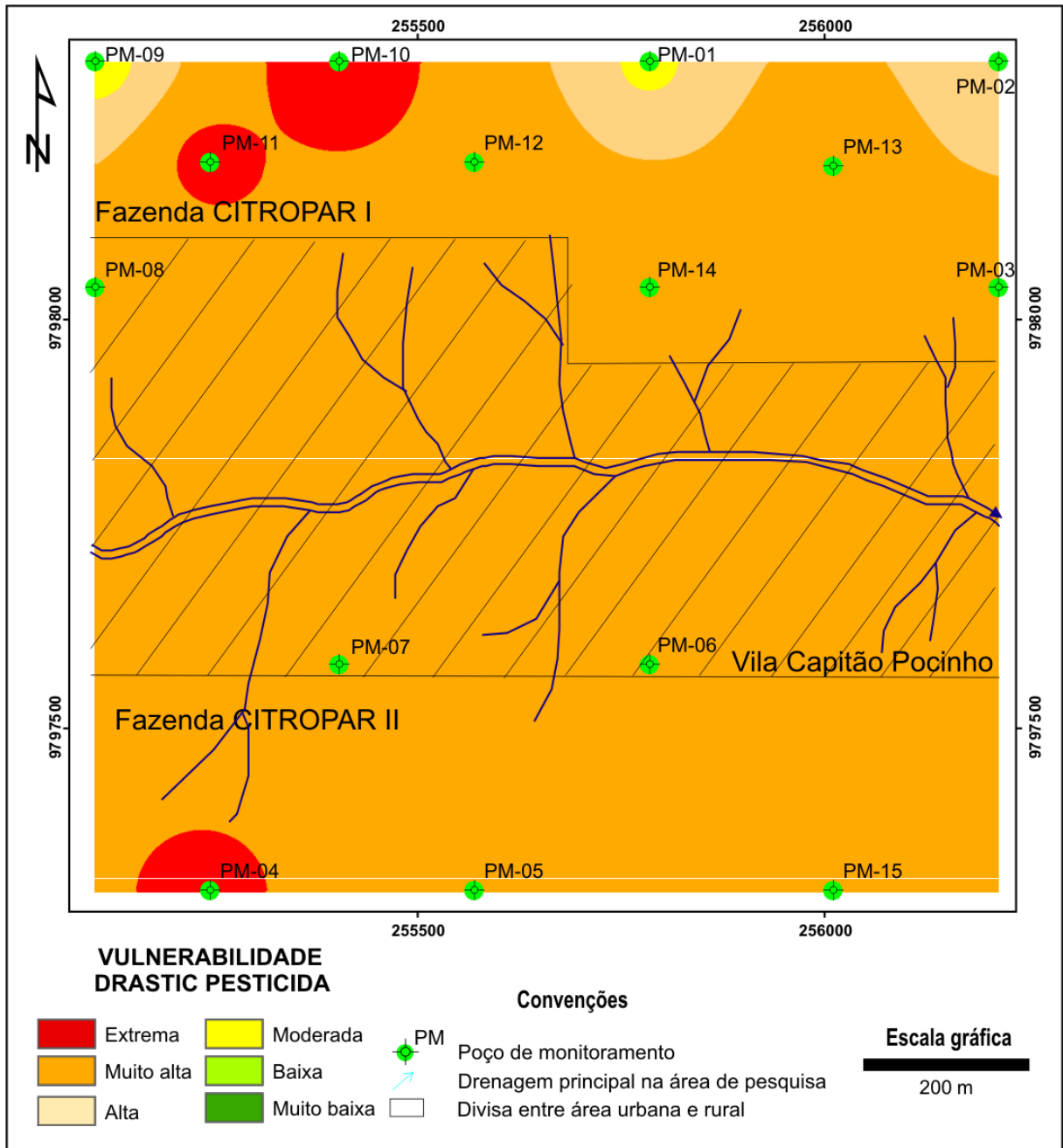


Figura 19 - Classificação da vulnerabilidade à poluição do aquífero livre Barreiras, através do índice DRASTIC Pesticida, nas nascentes da microbacia do Rio Capitão Pocinho

A classe de vulnerabilidade *extrema* ocorre de maneira incipiente ao norte-nordeste e sul-sudeste, da área de estudo (Figura 19). A classe *moderada*, posicionada no extremo norte, ocupa a menor área (0,32%).

As classes de vulnerabilidade *muito alta* (93,01%) está distribuída em quase a totalidade da área de estudo e a *alta* (3,57%) foram influenciadas pelo tipo de solo, material do aquífero, impacto da zona de não saturada. Dentre os parâmetros analisados o tipo de solo,

profundidade do nível estático, recarga e material do aquífero foram decisivos para classificar a área de pesquisa como de *muito alto* risco de contaminação das águas subterrâneas rasas.

O mapa de vulnerabilidade DRASTIC *Pesticidas* indicou que as áreas de classes de vulnerabilidade *moderada* (0,32%), *alta* (3,75 %) e *extrema* (3,10%), foram superadas pelas classificadas como de vulnerabilidade *muito alta* (93,01%).

Observa-se que a correlação entre as classificações de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC *Pesticida* diferem entre si quanto à área atribuída à classificação *baixa* e *extrema*. Nos poços de monitoramento PM10 e PM11 ocorrem mudanças na classificação de *muito alta* (DRASTIC) para *extrema* (DRASTIC *Pesticida*) e no PM04 de *alta* para *extrema*. Esta diferença entre as três classificações ocorre por que os pesos atribuídos aos parâmetros tipo de solo, topografia, impacto da zona não saturada e condutividade hidráulica, são diferentes para as duas classificações de vulnerabilidade potencial à poluição das águas subterrâneas.

Deste modo, é fundamental que nas áreas de citricultura intensiva classificadas como de vulnerabilidade *extrema*, *muito alta* e *alta*, os tipos de agrotóxicos que são utilizados sejam reavaliados, tendo em vista o elevado potencial de contaminação das águas subterrâneas freáticas.

Os mapas de vulnerabilidade, baseados nos índices DRASTIC e DRASTIC *Pesticida*, apresentaram resultados muito semelhantes em termos de configuração dos limites entre as classes de vulnerabilidade. Esses mapas mostram, também, o aquífero livre Barreiras como susceptível a um elevado risco de poluição por nitratos, devido à agricultura intensiva, na área de estudo.

4.6 VALIDAÇÃO DO ÍNDICE DRASTIC *PESTICIDA*

De acordo com o Padrão de Potabilidade para consumo humano vigente no Brasil (Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde) o máximo aceitável da concentração de nitrato, em águas para consumo humano, é de $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$. Valores maiores do que 2 mg L^{-1} de nitrato nas águas subterrâneas já se constitui em indicativos de contaminação antropogênica. Deve ser ressaltado que valores acima do recomendável para águas potáveis para consumo humano são, potencialmente, fatais para crianças de até três (3) meses de idade, em virtude do nitrato causar a hexametaglobinemia (síndrome do bebê azul).

As águas foram analisadas no Laboratório da Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas, Pará, Brasil.

Conforme os resultados obtidos nos poços de monitoramento PM02, PM05, PM09, PM12, PM13 e PM14 situados na área de citricultura, além dos poços PM06 e PM07, ocorre variação significativa no teor de nitrato (NO_3^-) entre a época chuvosa e a seca, conforme consta da Tabela 8.

Tabela 8 - Concentração dos teores de NO_3^- (mg L^{-1}), nas águas subterrâneas rasas do aquífero livre Barreiras, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, ano de 2009

Meses	Poço de monitoramento (PM)														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Janeiro	*	0,53	0,24	0,32	0,55	0,28	0,48	0,35	*	*	*	1,25	0,62	0,47	0,16
Março	*	0,48	0,27	0,29	0,51	0,26	0,44	0,32	*	*	*	1,15	0,57	0,43	0,14
Maior	0,51	0,17	0,18	0,20	0,19	0,16	0,16	0,20	0,18	0,19	0,23	0,20	0,17	0,28	0,12
Julho	0,08	2,25	0,19	0,44	2,33	3,08	1,80	1,86	1,18	0,70	0,75	2,09	1,91	1,34	0,04
Setembro	*	2,39	0,23	0,28	2,47	2,90	3,01	1,94	2,55	0,74	1,35	2,31	2,61	1,62	0,59
Novembro	*	*	0,65	*	1,80	2,29	2,89	1,60	*	1,53	*	0,45	2,53	1,22	0,81
Mínimo	0,08	0,17	0,18	0,20	0,19	0,16	0,16	0,20	0,18	0,19	0,23	0,20	0,17	0,28	0,04
Máximo	0,51	2,39	0,65	0,44	2,47	3,08	3,01	1,94	2,55	1,53	1,35	2,31	2,61	1,62	0,81
Média	0,29	1,16	0,29	0,31	1,31	1,49	1,46	1,05	1,30	0,79	0,77	1,24	1,40	0,89	0,31

(*) amostra não coletada, poço de monitoramento com água insuficiente

Na primeira, o valor obtido variou em média de 0,16 a 1,25 mg L^{-1} , enquanto que no final da época seca a variação foi de 0,18 a 3,01 mg L^{-1} . Ambos os intervalos se encontram abaixo do limite de potabilidade estabelecido pela portaria MS n^o 518 / 2004. Contudo, na época de *déficit* hídrico os teores de nitrato indicam contaminação por ação antropogênica ($>2 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$).

A distribuição espacial das concentrações de nitrato nas águas subterrâneas rasas foi dimensionada através do método de interpolação IDW no Arc GIS 9.2 (Figura 20).

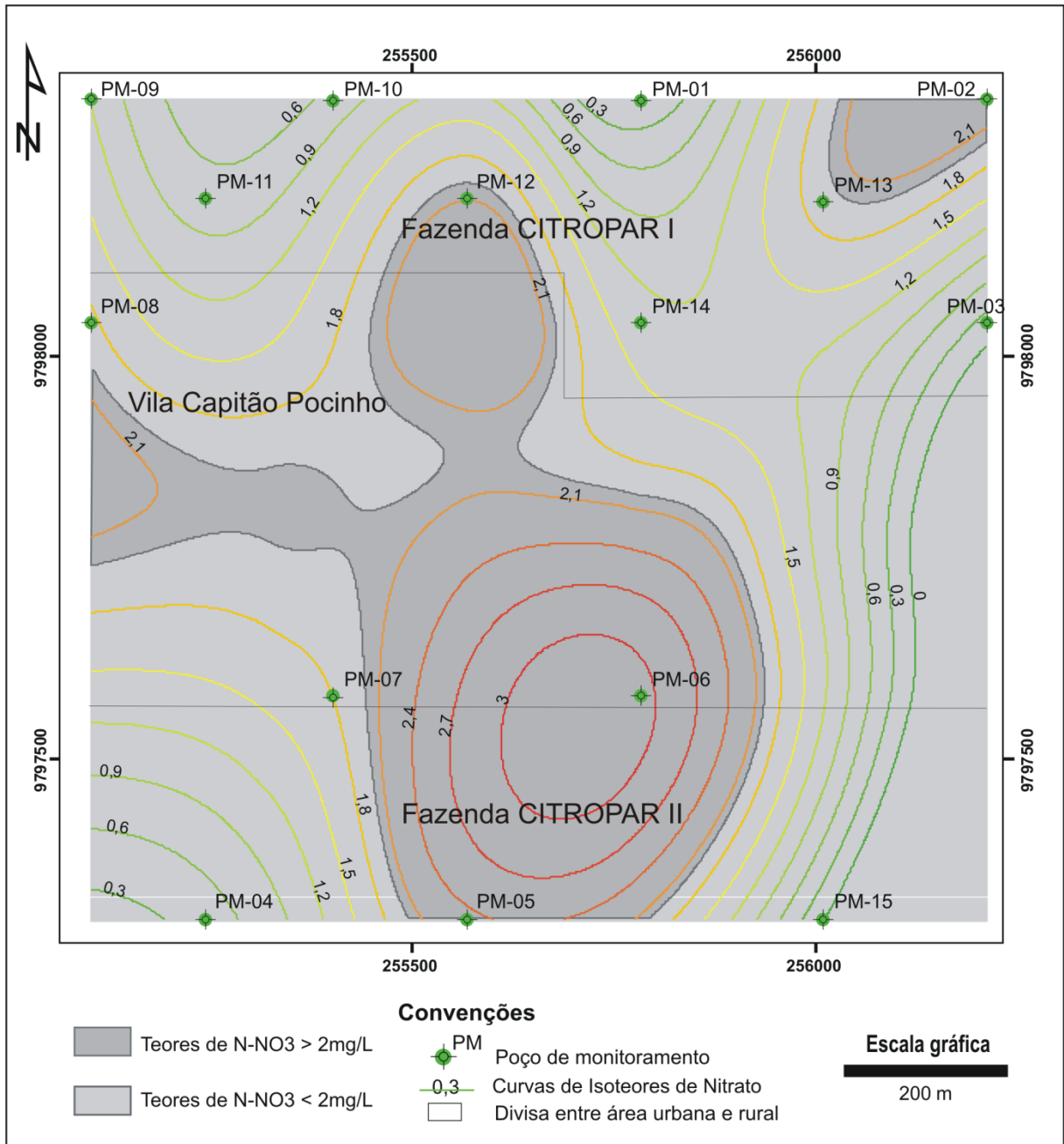


Figura 20 Isotores de nitrato nas águas subterrâneas rasas nas nascentes da microbacia do Rio Capitão Pocinho. Valores maiores do que $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrato (NO_3^-) indicam contaminação antropogênica.

A aferição da validade das modificações propostas para os parâmetros do índice DRASTIC, neste trabalho, foi realizada através da análise da distribuição espacial das concentrações de nitratos no aquífero livre Barreiras, localizados na área de estudo.

Nos poços PM05, PM08, PM12 e PM13, o acesso dos contaminantes é justificável pela vulnerabilidade à poluição às águas subterrâneas rasas. Nestes locais, de acordo com o índice DRASTIC *Pesticida*, as áreas foram classificadas como de vulnerabilidade muito alta. Esta

classificação de vulnerabilidade à poluição de aquífero sinaliza as áreas desses aquíferos que podem ser adversamente afetadas por uma carga qualquer de contaminantes (FOSTER, 1987).

Em áreas onde a vulnerabilidade é moderada assinalada nos poços PM02 e PM09, as águas dos aquíferos livres podem, em longo prazo, sofrer modificações por contaminantes moderadamente móveis, mais persistentes como hidrocarbonetos halogenados ou não halogenados e alguns metais pesados. Sais menos solúveis são também incluídos nesse grupo.

Nas áreas onde a vulnerabilidade é alta (PM01, PM03, PM06, PM07 e PM11), as águas dos aquíferos são suscetíveis a muitos contaminantes, exceto aqueles que são muito absorvíveis e/ou facilmente transformáveis. Nas áreas onde a vulnerabilidade é extrema (PM10 e PM15), as águas dos aquíferos livres podem ser atingidas de forma relativamente rápida por contaminantes degradáveis, como bactérias e vírus, sendo vulneráveis à maioria dos contaminantes (COSTA, 1997).

A conotação positiva do teor de nitrato, entre as duas épocas de amostragem, é compatível com a vulnerabilidade extrema. Esta constatação deve-se essencialmente a dois aspectos: a declividade do terreno e material predominantemente arenoso da zona não saturada do aquífero. A observância da topografia pode ser visualizada no dado gerado nesse trabalho sobre declividade do terreno, para a classificação da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas, através dos métodos DRASTIC e DRASTIC *Pesticida*. No local de plotagem dos poços PM10 e PM15, a declividade do terreno foi classificada como menor do que 2%, ou seja, uma área com topografia plana, o que favorece o escoamento superficial mais lento e, por conseguinte, uma maior taxa de infiltração das águas pluviais durante o processo de lixiviação.

No poço PM01 constata-se uma diminuição de seis (6) vezes no teor de nitrato entre a época chuvosa e a seca. Nesse poço, a diminuição no teor de nitrato, em relação ao valor obtido na época chuvosa ($0,51 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$) é particularmente acentuada quando se considera o teor obtido na época seca ($0,08 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$). A conotação negativa do teor de nitrato, entre as duas épocas de amostragem, deve-se essencialmente a cinco (5) aspectos: a topografia, a influência da zona não saturada, ao tipo de solo (franco areno argiloso), ao material predominante do aquífero (areia siltica argilosa) e a excessiva profundidade do nível estático (máximo de 11,3m e mínimo de 9,0m).

No local de plotagem do poço PM01, a declividade do terreno foi classificada entre 2 e 6%, ou seja, uma área com topografia suavemente ondulada, o que favorece o escoamento

superficial mais rápido e, por conseguinte, uma menor taxa de infiltração das águas pluviais durante o processo de lixiviação.

Na cidade de São Paulo (SP), estudos desenvolvidos por Vernier e Hirata (2000) mostram que entre as características propícias à infiltração com taxas elevadas são: área plana, solos bastante ricos em matéria orgânica e sombreados por árvores (plantio de citros).

Na área próxima a vila de Capitão Pocinho (PA), os locais dos poços de monitoramento PM06 e PM07 apresentam vulnerabilidade alta e valores sazonais de nitrato significativamente maiores do que os das áreas de cotas topográficas mais elevadas, onde está localizado o plantio agrícola. Nesta área, considerando-se o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas, em direção à zona urbanizada situada na planície aluvionar, e os compostos nitrogenados utilizados na agricultura, além da proximidade do plantio de citros (<20m), é compatível visualizar-se esta tendência de maiores teores de nitrato nas águas subterrâneas rasas destes poços com o passar do tempo.

4.7 CONCLUSÕES

Do exposto no decorrer deste trabalho, conclui-se que:

O tipo de material predominante, associado ao elevado índice pluviométrico da área de pesquisa, favorece a contaminação das águas subterrâneas rasas (freáticas) pela maioria dos contaminantes, podendo também ser atingidas de maneira relativamente rápida por bactérias e vírus;

A variação sazonal ocorre em períodos inversamente proporcionais, ou seja, durante o período chuvoso o nível estático encontra-se em maior profundidade, enquanto que no período de *déficit* hídrico, o nível estático está mais próximo da superfície do terreno. Este fenômeno ocorre devido ao processo de lixiviação moderado que ocorre na zona não saturada;

A aferição entre os índices DRASTIC, DRASTIC *Pesticida* (modificado) e a conotação positiva do teor de nitrato, entre as duas épocas de amostragem, é compatível com a classificação da vulnerabilidade em cerca de 80% da área de pesquisa;

A área de pesquisa apresenta elevado risco de poluição por nitratos devido ao cultivo e o manejo agrícola do solo, na citricultura.

REFERÊNCIAS

- AHMED, A. A. Using generic and pesticide DRASTIC GIS based models for vulnerability assessment of the Quaternary aquifer at Sohag. Egypt. **Hydrogeol Journal**, v.17, p. 1203-1217, 2009.
- AL-ADAMAT, R. A. N.; FOSTER, I. D. L.; BABAN, S. M. J. Groundwater vulnerability and risk mapping for Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, remote sensing and DRASTIC. **Appl Geogr** v.23, p. 303-324, 2003.
- AL-ZABET, T. Evaluation of aquifer vulnerability to contamination potencial using the DRASTIC method. **Env Geol** v. 43, p.203-208, 2002.
- ALLER, L; BENNETT, T.; LEHR, J.H.; PETTY, R. J. AND HACKETT, G. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. USEPA Report 600/2-87/035. In: KERR, Robert S. **Environmental Research Laboratory**. Ada, Oklahoma, 1987.
- ARAÚJO, P. P. **Variações sazonais dos componentes nitrogenados em aquífero livre na zona urbana de Santa Isabel do Pará, nordeste do Estado do Pará**. 2001. 113f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, 2001. 113p
- ARTUSO, E.; OLIVEIRA, M. M.; LOBO-FERREIRA, J. P. C. **Assessment of groundwater Vulnerability to Pollution Using Six different Methods: AVI, GOD, DRASTIC, SI, EPPNA and SINTACS – Application to the Évora aquifer, Lisboa, PORTUGAL**, 2002. 77 p. (Relatório GIAS/DH, 184/02).
- ATAY, R. BULUT C. **Beysehir, Egirdir, Kovada, Civril ve Karakuyu Gollerinde Su Kirliligi Projesi** [The project of water contamination in the Beysehir, Egirdir, Kovada, Civril and Karakuyu Lakes] Tarim ve Isleri Bakanligi-Egirdir Su Urunleri Arastirma Enstitusu Mudurlugu Arastirma Raporu. Isparta, Turkey, 2005.
- BAALOUSHA, H. Vulnerability Assessment for the Gaza Strip, Palestine using DRASTIC. **Env Geol.**, v. 50, p. 405-414, 2006.
- BACHMAT, Y.; COLLIN, M. **Management oriented assessment of the groundwater vulnerability to pollution**. Jerusalem: Israel Hydrological Service Report/ Israel Hydrological Service, 1990.
- CABRAL, N. M. T. **Teores de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) nas águas do Aquífero Barreiras nos bairros do Reduto, Nazaré e Umarizal – Belém/PA**. 2004.

CAMADURO, A.L.M., CAMPOS, J.E.G. Recarga artificial de aquíferos fraturados no Distrito Federal: Uma ferramenta para a gestão dos recursos hídricos. *Revista Brasileira de Geociencias*, 35(1): 89-98, 2005.

CAMERON, E.; PELOSO, G.F. No application of fuzzy logic to the assessment of aquifers' pollution. *Env Geol.*, v. 40, p.1305-1315, 2001.

COSTA, W. D. 1997. Contaminação e programas de monitoramento de águas subterrâneas. *Impactos Ambientais e Águas Subterrâneas no Brasil – Rio de Janeiro*

CIVITA, M. **Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento**: teoria e pratica [Contamination vulnerability mapping of the aquifer: theory and practice]. Pitagora, Italy: Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale, 1994.

EPPNA. **Informação Cartográfica dos Planos de Bacia**. Sistematização das Figuras e Cartas a Imprimir em Papel. Equipe de Projecto do Plano Nacional da Água. Lisboa, 1998. 29p.

FERNANDES A.J.; RUDOLPH, D. The influence of Cenozoic Tectonic on the groundwater-production capacity of fractured zones: a case study in São Paulo, Brazil. *Hydrogeology Journal*, Berlin, v9, n2, p151-167, 2001.

FOSTER, S.; HIRATA, R. Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability, Pollution Risk and Protection Strategy. In: VAN DUIJVANBOODEN, W.; VAN WAEGENINGH, H.G. (Ed). **Vulnerability of soil and groundwater to pollutions**. The Hague: Committee on Hydrological Research, 1987. p. 69-86.

FOSTER S. et al. **Groundwater quality protection**: a guide for water service companies, municipal authorities and environmental agencies. Washington: World Bank Group, 2002. 105p

FRANCES A.; PARALTA E.; FERNANDES J.; E RIBEIRO L. Development and Application in the Alentejo Region of a Method to Assess the Vulnerability of Groundwater to Diffuse Agriculture Pollution: the Susceptibility Index. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON FUTURE GROUNDWATER RESOURCES AT RISK. 3., 2001, Lisboa. **Anais....** Lisboa: Centro de Georecursos do IST, 2001.

GOLDSCHIEDER, N.; KLUTE, M.; STURM, S.; HORTZL, H. The PI method: a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifer. *Z Angew Geol.*, v. 46, n. 3, p.157-166, 2000.

GOGU, R.; DASSARGUES, A. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overly and index methods. **Env Geol.**, v. 39, n. 6, p.540-559, 2000.

HEALEY, R. W.; COOK, P. G. Using groundwater levels to estimate recharge. **Hidrogeology Journal**, v.10,v.1, p. 915-109, 2002.

HIRATA, R.; BERTOLO, R. Groundwater vulnerability in different climatic zones. In: **Enciclopedia of Life Support Systems**. Paris, London: UNESCO/EOLSS, 2202.

HRKAL, Z. Vulnerability of groundwater to acid deposition, Jizerske Mountains northern Czech republic: construction and reliability of a GIS-based vulnerability map. **Hydrogeol Journal**, v. 9, p. 348-357, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico 2000**. Rio de Janeiro, 2000.

JAMRAH, A.; FUTAIISI, A. A.; RAJMOHAN, N.; AL-YAROUBI, S. Assessment of groundwater vulnerability in the coastal region of Oman using DRASTIC index method in GIS environment. **Environ monit Assess**. 2007.

LAKE, I. R.; LOVETT, A. A.; HISCOCK, K. M. Avaliation factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS. **J Environ Manage**, v. 68, p. 315-328, 2003.

LEE, S. Evaluation of waste disposal site using the DRASTIC system in southern Korea. **Env Geol.**, v. 4, p. 654-664, 2003.

LEITÃO, E.; FERREIRA, L.; OLIVEIRA, M.; MOINANTE, J. Poluição de águas subterrâneas: principais problemas, processos de prevenção e de reabilitação. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 6., Cabo Verde. **Proceedings...** Cabo Verde, 2003. p 78-81

MARGAT, J. Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution [Groundwater vulnerability to contamination]. Orléans, France: HYD, BRGM, 1968. (Bases de al cartographie, 68).

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. O uso agrícola e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T.(Ed). **Biossólido na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p 289-363.

MENDOZA, J. A.; BARMEN, G. Assessment of groundwater vulnerability in the Rio Artiguas basin, Nicaragua. **Env Geol.**, v. 50, p. 569-580, 2006.

NBR 7181. solo: análise granulométrica: método de ensaios. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Publicação Rio de Janeiro: ABNT. 13 p, 1984.

OLIVEIRA, M. M.; LOBO-FERREIRA, J. P. C. **Análise de Sensibilidade da Aplicação de Métodos Indexados de Avaliação da Vulnerabilidade à poluição de Águas Subterrâneas.** Comunicação apresentada às jornadas Luso-Espanholas sobre Águas Subterrâneas no sul da Península Ibérica, 2003. 10 p.

PANAGOPOULOS, G. P.; ANTONAKOS, A. K.; LAMBRAKIS, N. J. Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability. **Hydrogeology Journal** v. 14, p.894-911, 2006.

PARALTA, E. A.; FRANCÉS, A. P.; SARMENTO, P. A. Caracterização hidrogeológica e avaliação da vulnerabilidade à poluição agrícola do aquífero mio-pliocénico da região de Canhestros (Alentejo).In: CONGRESSO DA ÁGUA. 6., 2003, Lisboa. **Anais...** Lisboa, 2003.

PORTUGAL. Laboratório Nacional de Engenharia Civil – LNEC. Departamento de Hidráulica. Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas. **Relatório de cartografia da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas do Conselho de Montemor-O-Novo utilizando o método DRASTIC.** Lisboa, 2002. 53 p.

RAHMAN, A. A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. **Appl Geogr.**, v. 28, p.32-53, 2008.

ROSEN, L. A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions. **Ground Water**, v. 32, p. 278-285, 1994.

RUPERT, M. G. Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method. **Ground Water**, v. 39, n.4, p. 625-630, 2001.

SÁ, J. H. S. Contribuição à geologia dos Sedimentos Terciários e Quaternários da Região Bragantina. **Boletim Instituto de Geoc Geologia**, Rio de Janeiro, v. 3, p. 21-36, 1969.

SENER, E.; SENER, S.; DAVRAZ, A. Assessment of aquifer vulnerability based on GIS and DRASTIC methods: a case study of the Senirkent-Uluborlu Basin (Isparta, Turkey). **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 8, p. 2023-2035, 2009.

TALTASSE, P. **Mapas de vulnerabilidade à poluição dos lençóis aquíferos do município de Campinas (SP)**. São Paulo: USP Instituto de Geociências, 1972. (Publicação Avulsa, 1)

TRIRUMALAIIVASAN, D.; KARMEGAM, M.; VENUGOPAL, K. AHP-DRASTIC: software for specific aquifer vulnerability assessment using DRASTIC model and GIS. **Environ Model Softw.**, v. 18, p. 645-656, 2003.

VAN STEMPOORT, D.; EWERT, L.; WASSENAAR, L. Aquifer vulnerability index (AVI): a GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. **Can Water Resour J.**, v. 18, p. 25-37, 1992.

VERNIER, C.; HIRATA R. Contaminação da Água Subterrânea por Nitrato no Parque Ecológico do Tietê – SP – BR. In: JOINT WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER, 1., 2000, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ABAS, 2000.

VIAS, J.M.; ANDREO, B.; PERLES, M.J.; CARRASCO, F.; VADILLO, I.; JIMENEZ, P. Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. Application in two pilot sites in southern Spain. **Hydrogeology Journal**, v. 14, p. 912-925, 2006.

VRBA, J.; ZOPOREZEC, A. **Guidebook on mapping groundwater vulnerability**. Verlag Hannover, Germany: Heinz Heise, 1994. 131p. (International Contributions to Hydrogeology, 16).

WANG, Y.; MERKEL, B.; LI, Y.; YE, H.; FU, S.; IHM, D. Vulnerability of groundwater in Quaternary aquifers to organic contaminations: a case study in Wuhan City, China. **Env. Geol.**, v. 53, p. 479-484, 2007.

5 CLASSIFICAÇÃO HIDROQUÍMICA E CONTAMINAÇÃO POR NITRATO NO AQUÍFERO LIVRE BARREIRAS NA BACIA DO RIO CAPITÃO POCINHO REGIÃO DO MÉDIO RIO GUAMÁ NA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

A microbacia do rio Capitão Pocinho, localizada no nordeste do Pará, no médio rio Guamá, é uma região importante como produtora de citros, especialmente *Citrus Sinenses* L com uso de herbicidas e fertilizantes, no manejo. Analisou-se a dinâmica do nitrato (NO_3^-) e a classificação de íons predominantes. Foram construídos 16 poços de monitoramento, no plantio de laranja e parte da vila de Capitão Pocinho. A coleta de água foi realizada no período chuvoso e seco de 2009. Não obstante os teores de nitrato detectados estarem abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) de 10 mg L^{-1} , em todos os poços analisados, ocorrem evidências do processo de nitrificação em 60% dos poços. Em 30% da área pesquisada, os teores de nitrato são superiores a 2 mg L^{-1} . Os íons Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- e NO_3^- apresentaram uma relação significativa ($p < 0.05$), enquanto que para a análise multivariada dos demais íons a relação estatística não foi significativa, para os intervalos de confiança de 95% e para a média populacional de cada variável. As águas subterrâneas rasas do aquífero livre Barreiras foram classificadas como bicarbonatadas cálcicas e mistas.

Palavras-chave: lençol freático; qualidade da água; citricultura; microbacia hidrográfica; nordeste do Pará.

ABSTRACT

The Capitão Pocinho river basin at the northeastern Pará constitutes one important area of orange production in Brazil, with use of herbicides and fertilizers in the management practice. This research analyzed the diffusion of nitrate ions and classified the occurrence of the most important ions. To collect the samples, 16 monitoring wells were dug in the citrus plantation at the Capitão Pocinho village. Water samples were collected during the wet and dry seasons of 2009. Even though the levels of nitrate detected were below the Maximum Allowable Value (MAV) of mg L^{-1} in all wells analyzed, there was evidence of nitrification in 60% of the wells. In 30% of the area surveyed, the levels of nitrate were higher than 2 mg L^{-1} . The Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- and NO_3^- showed a significant relation ($p < 0.05$), while for the multivariate analyses of the remaining ions, the relationships were not significant at 95% confidence level and as well as for the population mean of each variable. The shallow ground waters of the unconfined aquifer Barreiras were classified as calcic bicarbonate and mixed.

Keywords: shallow groundwater; water quality, citrus; watershed, northeast of Pará.

5.2 INTRODUÇÃO

A região de Capitão Pocinho está localizada na Amazônia oriental, no nordeste do Pará, e constitui-se em uma importante área de produção de laranja do país, com elevado nível de utilização de herbicidas e fertilizantes. Esta região configura-se também como importante área de recarga para as águas subterrâneas rasas do aquífero livre Barreiras.

O cultivo de laranja na microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho demanda o frequente uso de nitrogênio como fertilizante. O nitrogênio, base dos fertilizantes compostos com fósforo e potássio, é aplicado conjuntamente à taxa de 30 kg ha⁻¹. Após cada colheita anual é aplicada ao solo a uma taxa de 60 a 120 kg ha⁻¹. Os pesticidas como a Atrazina, Glifosato, Diuron, Hexazinone, 2,4-D, Ethion, Fenpropathion, Difenoconazole, Triclofon, Chlorpynifos, Bifenthrin, Diazinon, Methidathion, dentre outros classificados como altamente tóxicos, são aplicados em valores variáveis. Nesta área, a citricultura está sendo desenvolvida a cerca de uma década e meia.

A contaminação de águas subterrâneas por nitrato pode ser um problema quando ocorre o uso intensivo de fertilizantes na agricultura, especialmente, em áreas de recarga de aquíferos livres, como é o caso da área de pesquisa. O nitrato e o nitrito podem reagir com aminas e amidas e formarem agentes cancerígenos a partir de compostos N-nitrosos.

Em áreas agrícolas o nitrato constitui-se no principal contaminante de água potável (WARD *et al*, 2007). Os efeitos na saúde devido à transformação dos nitratos em nitritos e, eventualmente, a transformação de nitritos em nitrosaminas, no estômago, pode causar metahemoglobinemia em crianças com até dois anos de vida devido à sua presença na água utilizada para reconstituir o leite para a alimentação (LEVALLOIS; PHANEUF, 1994; SACCO *et al*, 2007). Criança afetada por este composto nitrogenado desenvolve uma cor de pele azul-cinza e pode tornar-se irritável ou letárgica, dependendo da gravidade do seu estado (KNOBELOCH *et al.*, 2000). No Brasil, o nível de concentração máxima permitida de nitratos na água de consumo é de 10 mg / L (BRASIL, 2005).

Na última década, foram publicados outros estudos abordando as questões relacionadas ao nitrato, dentre os quais, se destacam: Spadotto *et al.* (2002); Aronsson e Bergström (2001); Arumi *et al.* (2005); Kramer *et al.* (2006); Knobeloch *et al.* (2000); Sacco *et al.* (2007); Ward *et al.* (2007); Kolpin *et al.* (1998); Spark e Swift (2002); Carvalho *et al.* (2002).

O objetivo principal deste trabalho é avaliar as variações dos teores de componentes nitrogenados na água do aquífero livre Barreiras, na microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho, considerando-se como principais fontes dessas substâncias os fertilizantes aplicados no solo e classificar os íons predominantes nas águas subterrâneas rasas localizadas em área de plantio de laranja. Para tanto, foram estudados os efeitos da sazonalidade e as características hidrogeológicas locais do aquífero livre Barreiras.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo, com 1,20 km², está localizada no município de Capitão Poço, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, entre as coordenadas 01^o 49' 58,9" S e 01^o 49' 22,4" S e 53^o 12' 07" WGr e 53^o 11' 27" WGr (Figura 1 A e B). Nesta área, além do plantio intensivo de citros se encontra também parte da vila Capitão Pocinho, cuja população residente de 2.000 habitantes (IBGE, 2.000) faz uso de águas superficiais e subterrâneas rasas para consumo doméstico. Esta vila é desprovida de saneamento básico.

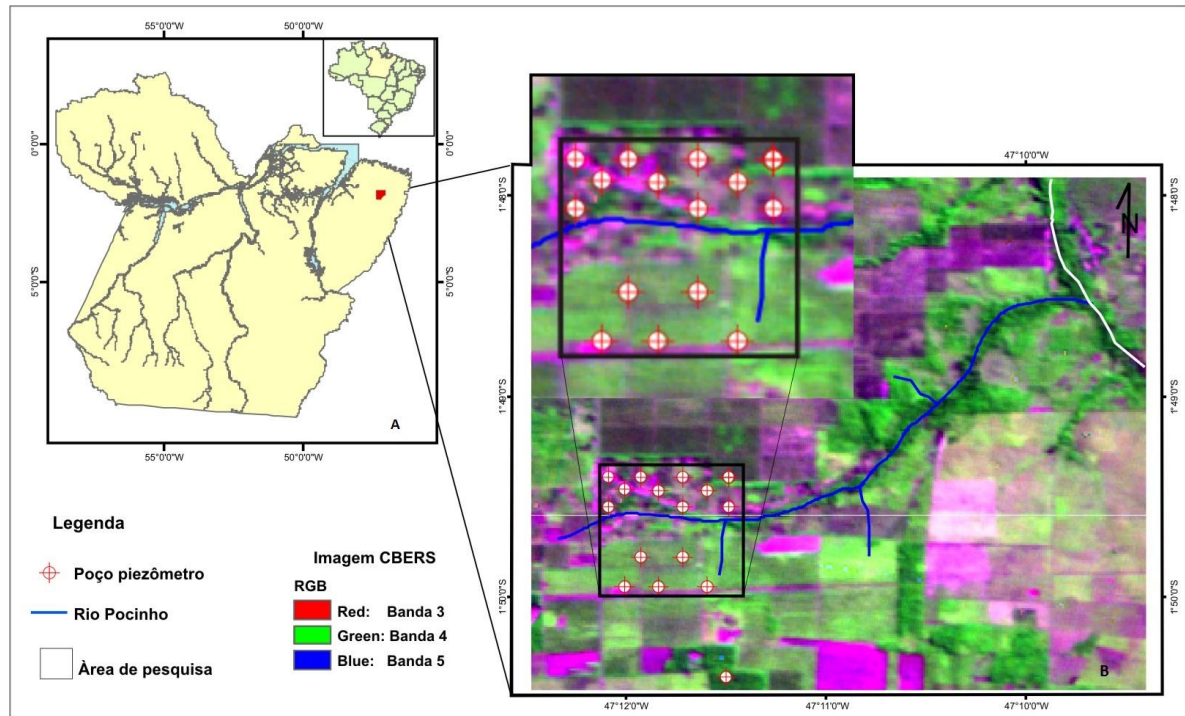


Figura 21 - Localização do município de Capitão Poço, no contexto do Pará, onde está inserida a microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho (A). Área de pesquisa delimitada pelo contorno retangular (B)

Na região pesquisada, para o período de 1980 a 2001, a média anual de excedente hídrico foi de 1.010,6mm, com uma variação em torno de 10mm em julho e 270mm em março, enquanto que a deficiência hídrica superou a precipitação em outubro e novembro (PACHECO; BASTOS, 2001).

A geomorfologia da área apresenta modelados de aplainamento do tipo pediplano conservado, com depósitos detríticos areno-argilosos, formando os tabuleiros costeiros de interflúvios no domínio morfotectônico bragantinos (BEMERGUY et al., 2002). O tipo de solo encontrado na região é, predominantemente, o argissolo amarelo B textural, com textura areno - argilosa; areia quartzosa distrófica A franco arenosa (VIEIRA et al., 1967).

A geologia regional é composta por sedimentos Tércio-Quaternário: Aluviões, Pós-Barreiras e Grupo Barreiras. Litologicamente predominam rochas sedimentares do Grupo Barreiras representadas por arenitos finos, siltitos, argilitos caulínicos e arenitos grosseiros pouco consolidados ou até friáveis (ARAÚJO, 2001).

O sistema hidrogeológico regional, na parte superior do terreno, é constituído por rochas sedimentares do Quaternário e do Grupo Barreiras. Os principais aquíferos são constituídos pelos sedimentos clásticos arenosos de origem continental do Quaternário e do Grupo Barreiras. Na zona saturada os aquíferos do Quaternário são do tipo livre, enquanto que

aqueles associados ao Grupo Barreiras são classificados como livres, livres suspensos e confinados.

Quanto à hidrogeologia local, dados de campo, obtidos na construção dos 15 poços de monitoramento, sugerem dois tipos de aquíferos relacionados ao Grupo Barreiras: livre e livre com cobertura, ambos freáticos, sendo que o segundo pode funcionar como aquífero de transferência e ter suas águas captadas por poços manuais rasos, durante o período chuvoso. O aquífero livre Barreiras está presente em 90% da área de pesquisa. Litologicamente são constituídos por matriz areno-argilosa e, de forma incipiente, por cascalhos. Os níveis arenosos estão intercalados com argilas. O nível estático oscila sazonalmente entre o mínimo de 8,0m e o máximo de 16,0m de profundidade.

Na área de estudo foram construídos 16 poços de monitoramento, a fim de ser efetuada a coleta do material do aquífero e das águas subterrâneas, sendo que um dos poços (PR), localizado em Área de Proteção Ambiental (APA), distante 1,2 km ao sul da área de pesquisa, foi utilizado para definição do *background* regional.

As medidas e coletas de materiais foram realizadas em áreas de agroecossistemas de citros (laranja), no final do período chuvoso de 2009. Estas atividades foram realizadas em poços distribuídos regularmente numa malha em forma de losango (Figura 22).

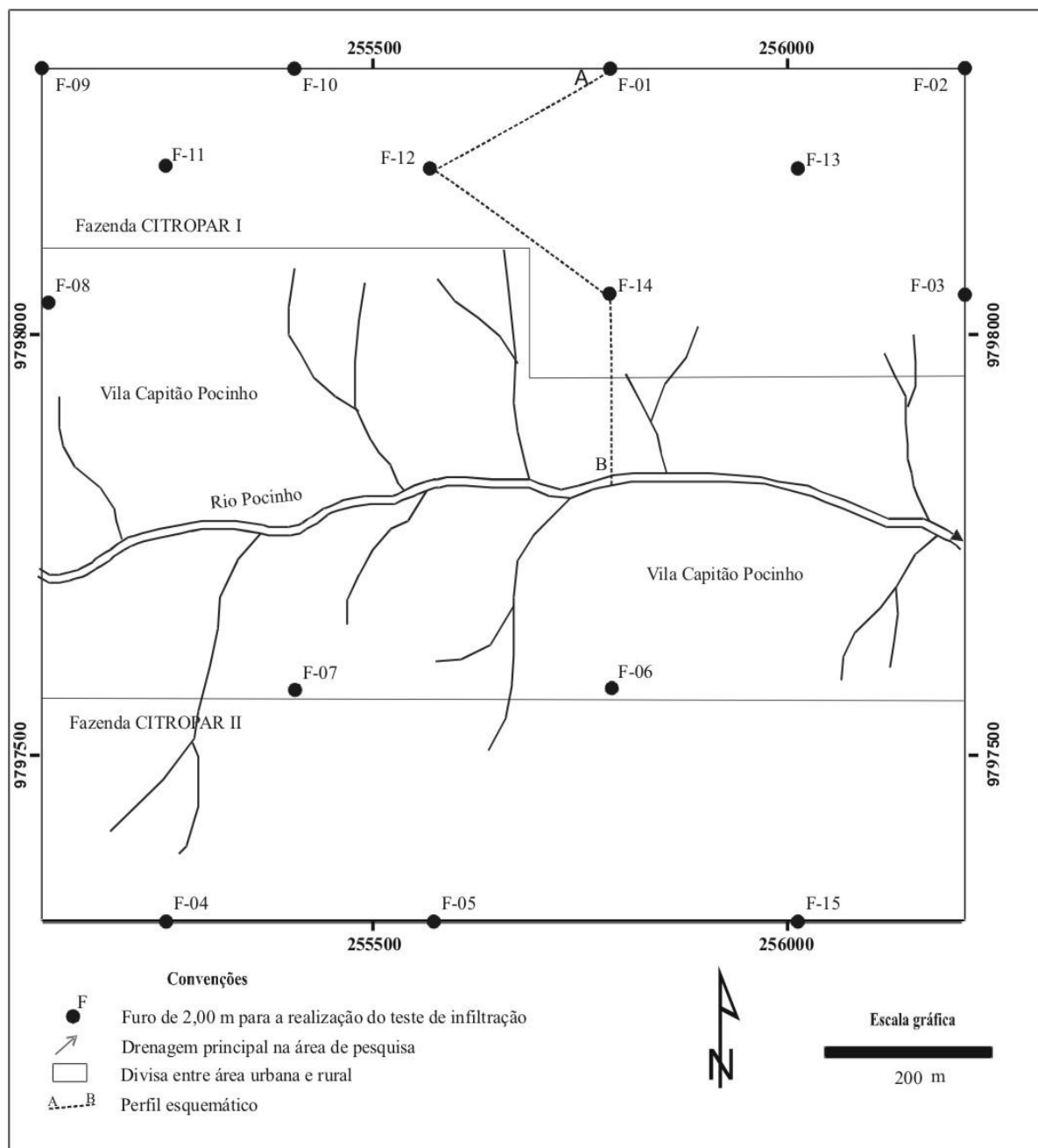


Figura 22 - Detalhe da área de estudo mostrando a localização dos 15 poços de monitoramento

Para a construção dos poços foi utilizada sonda mecânico motorizado MB1. Nas perfurações foi utilizado um trado “cavadeira” com diâmetro de 101,6 mm (4”) acoplado a uma sonda mecanizada. Posteriormente, estes poços foram usados também para avaliar as características hidrodinâmica dos aquíferos.

A evolução das características físico-químicas das águas subterrâneas foi analisada em seis coletas, durante um ciclo hidrológico de 2009 (Figura 23).

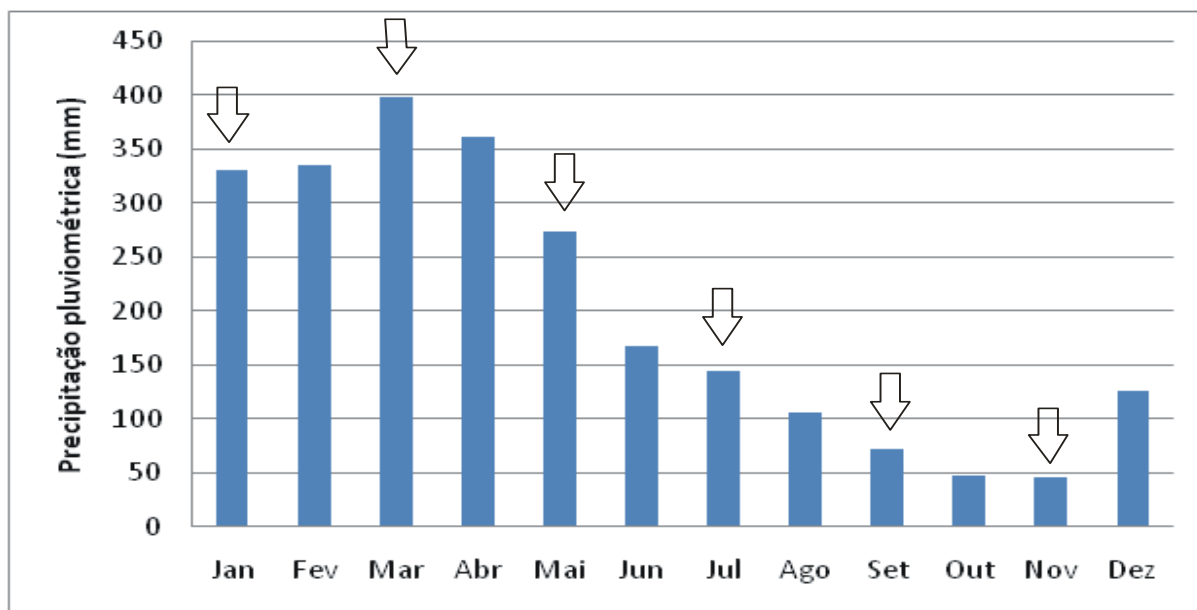


Figura 23 - Distribuição média mensal da precipitação pluviométrica anual no período de 1980 a 2001 (Embrapa Amazônia Oriental, Capitão Poço). As setas representam os meses de coleta das águas subterrâneas rasas para análise, ano 2009

Neste trabalho foram realizadas seis amostragens e os procedimentos de coleta e preservação das amostras de água seguiram os critérios do (APHA *et al*, 2005). As técnicas de análises seguiram a metodologia descrita na 21ª Edição do “*Standard Methods for the Examination of water and Wastewater*” (APHA et al., 2005). Em cada ponto de coleta de água foram determinadas as coordenadas geográficas utilizando-se *Global Positioning System* - GPS e o nível estático nos poços aferido com medidor Altronic.

As análises físico-químicas foram consideradas a partir das seguintes condições: a) as análises que não possuíam todas as determinações de cátions e ânions maiores foram excluídos e; b) admitiu-se um erro prático (E_p) menor que 10% para cada análise admitindo-se que os Sólidos Totais Dissolvidos – STD das águas subterrâneas da região permitem a estimativa deste erro percentual, considerada a partir da equação: $E_p (\%) = (\sum \hat{\text{ânion}} - \sum \hat{\text{cátion}}) / (\sum \hat{\text{ânion}} + \sum \hat{\text{cátion}}) \times 100$, onde as concentrações estão em meq/L.

As amostras de águas subterrâneas foram filtradas, em membranas em ésteres de celulose com porosidade de 0,45 μm (marca Millipore) e com o auxílio de uma bomba de vácuo elétrica. Em seguida, foram analisadas através da cromatografia de íons, em um sistema ICS2000DUAL (DIONEX, USA), para a determinação de ânions (fluoreto, cloreto, nitrito, nitrato, sulfato e fosfato) e cátions (sódio, amônio, potássio, magnésio e cálcio), no laboratório da seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas/Pará. A condutividade elétrica e o pH foram medidas no campo.

Optou-se por utilizar o Diagrama de Piper, através do software (MOBÜS, 2003), para a caracterização hidroquímica das águas subterrâneas, pelo fato deste software permitir que se obtenha uma série de outras informações além da referida classificação hidroquímica. Os cátions (Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+}) e os ânions (Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^{-}) foram plotados em porcentagem dos íons em miliequivalente por litro (mEq L^{-1}), em duas bases triangulares. Os dados contidos nesses triângulos foram projetados em um losango, possibilitando a classificação das águas em função da concentração de íons.

O estabelecimento dos valores naturais para os parâmetros das águas subterrâneas, por uma questão de representatividade estatística, deve ser estabelecido a partir de, pelo menos, quatro amostragens realizadas em intervalos de três meses (APHA, 2005). Neste trabalho foram realizadas seis amostragens. Os resultados obtidos nas diferentes análises foram organizados e representados em histogramas. Para elaboração dos mesmos, utilizou-se o software “*Estatística for Windows*”.

As análises estatísticas incluíram a comparação de uma categoria a uma referência entre proporções e entre distribuições das observações e permitiram comparar as diferenças entre o valor médio da variável físico-química nos poços de monitoramento (PM), em relação a um valor da variável de referência (PR).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os valores dos parâmetros físico-químicas das águas subterrâneas rasas, obtidos nas épocas chuvosa e seca, na área do laranjal, bem como no poço adotado como representativo das condições naturais da região de estudo (Poço PR), são apresentados nas Tabelas 5.1 e 5.2.

Na área de pesquisa o aquífero livre Barreiras tem espessura entre 8,00m e 16,00m. O nível estático varia de 8,08m – 8,58m nas Aluviões; 10,75m – 14,31m no Pós-Barreiras e de 8,50m – 15,61m nos aquíferos livres do Barreiras. Este aquífero livre Barreiras é constituído por níveis arenosos intercalados com argilas e, eventualmente, cascalho. O contato superior desse aquífero é delimitado, às vezes, por sedimentos Pós-Barreiras areno-argiloso, com espessura variando de 3,70m a 6,00 m. Já o contato inferior é marcado pelos sedimentos da Formação Pirabas. Na região da pesquisa cinco poços tubulares profundos interceptaram esse contato a uma profundidade de 30m.

Tabela 9 - Média dos parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas rasas, durante a época chuvosa (janeiro, março e maio de 2009), nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho – Pará

Poço	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Ca^{2+} (mg/L)	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Mg^{2+} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	SO_4^{2-} (mg/L)	HCO_3^- (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	NO_3^- (mg/L)
PM01	6,0	86,00	8,67	4,00	ND	ND	4,08	0,01	219,60	0,86	0,48
PM02	6,1	51,00	14,14	5,99	2,46	0,96	1,23	0,02	196,83	1,17	0,35
PM03	5,8	65,70	15,65	3,01	3,66	1,36	9,87	0,01	102,47	1,63	0,27
PM04	5,9	111,0	12,42	2,28	2,41	1,91	9,88	0,00	150,47	0,92	0,44
PM05	5,7	110,0	21,96	3,00	2,06	2,53	6,47	0,01	187,07	0,42	0,36
PM06	5,9	127,0	19,98	7,11	1,68	2,09	14,47	ND	223,67	0,43	0,39
PM07	5,9	125,0	26,97	8,79	2,69	1,35	3,73	0,01	146,40	0,38	0,37
PM08	4,8	88,00	10,54	6,67	1,32	0,91	ND	0,01	97,60	0,68	ND
PM10	ND	ND	5,21	6,62	ND	ND	ND	ND	ND	1,99	ND
PM11	6,3	146,0	5,07	6,61	ND	ND	2,13	0,01	488,00	1,97	1,15
PM12	6,2	95,70	26,32	1,23	8,52	1,04	2,56	0,01	333,47	4,76	0,80
PM13	5,5	97,30	12,84	4,27	3,83	1,19	1,94	0,01	264,33	4,01	0,50
PM14	5,7	91,00	12,94	3,59	1,89	0,72	15,21	0,01	178,93	4,96	0,25
PM15	5,6	95,30	14,84	3,05	1,01	1,56	11,83	0,03	134,20	0,52	0,14
PR	5,30	53,00	12,80	2,81	2,13	0,96	3,56	3,32	57,00	0,002	0,39
Mínimo	4,80	51,00	5,10	1,20	1,00	0,70	1,20	0,00	57,00	0,002	0,10
Máximo	6,30	146,00	27,00	8,80	8,50	2,50	15,20	3,30	488,00	5,00	1,20

ND = não detectado

Tabela 10 - Média dos parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas rasas, durante a época seca (julho, setembro e novembro de 2009), nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho – Pará

Poço	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Ca^{2+} (mg/L)	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Mg^{2+} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	SO_4^{2-} (mg/L)	HCO_3^- (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	NO_3^- (mg/L)
PM01	5,2	32,00	6,89	1,85	1,01	0,58	1,43	1,24	12,20	ND	0,08
PM02	4,8	54,00	4,35	1,79	0,90	0,67	3,11	0,47	6,10	0,20	2,32
PM03	6,2	85,70	16,14	0,83	4,42	0,81	4,93	1,11	30,50	0,94	0,36
PM04	5,6	90,50	10,81	0,82	4,01	0,61	4,48	0,86	21,35	4,67	0,36
PM05	4,2	73,70	3,26	1,13	1,61	0,89	8,35	0,40	12,20	0,10	2,20
PM06	4,6	60,30	3,15	2,87	1,16	0,64	5,08	0,38	7,65	0,11	2,75
PM07	4,4	84,70	10,99	2,34	1,62	0,52	11,05	0,44	ND	0,08	2,57
PM08	4,9	42,70	3,90	2,46	0,82	0,23	3,01	0,51	9,15	0,38	1,80
PM09	4,7	78,00	17,20	1,58	1,28	0,77	11,96	1,50	9,15	0,03	1,86
PM10	4,6	40,00	4,81	1,25	1,52	0,29	3,76	0,35	4,60	0,14	0,99
PM11	4,6	44,00	2,29	0,69	2,66	0,73	5,30	1,08	12,20	0,03	1,05
PM12	5,8	83,00	10,60	2,56	1,81	0,48	2,96	1,68	32,53	2,18	1,62
PM13	4,7	53,00	4,20	1,16	3,19	0,42	4,09	0,19	9,15	0,13	2,35
PM14	4,8	39,00	3,43	1,83	0,34	0,25	2,17	0,57	9,15	0,44	1,40
PM15	4,4	75,30	8,96	1,10	0,59	0,39	8,73	0,51	3,20	0,89	0,32
PR	5,2	46,00	6,49	1,76	0,73	0,49	3,70	0,78	15,30	0,002	0,35
Mínimo	4,2	32,00	2,29	0,69	0,34	0,23	1,43	0,19	3,20	0,002	0,08
Máximo	6,2	90,50	17,20	2,87	4,42	0,89	11,96	1,68	32,53	4,67	2,75

ND = não detectado

Os parâmetros físico-químicos analisados refletem os processos químicos e/ou bioquímicos que ocorrem nas zonas, não saturada e saturada do aquífero livre Barreiras. Desta maneira, foram determinados o pH, condutividade elétrica, Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NH_4^+ e NO_3^- . Da análise de cada um dos parâmetros físico-químicos para o conjunto de amostras observou-se que:

A análise hidroquímica temporal das águas do poço de referência (PR), localizado na Área de Proteção Ambiental – APA (Figura 24) apontou as características naturais das águas subterrâneas rasas (*background*) provenientes da formação geológica que representa o aquífero livre e sua classificação. Estas águas são classificadas como bicarbonatadas cálcicas, onde o STD varia de 28,0 a 42,0 mg L^{-1} , com média de 35,0 mg L^{-1} . Esta característica está compatível com o Sistema Pirabas/Barreiras Inferior (ARAÍ, 2006). A composição das águas subterrâneas é normalmente resultante dos processos físicos, químicos e/ou biológicos que se desenvolvem principalmente na zona não saturada.

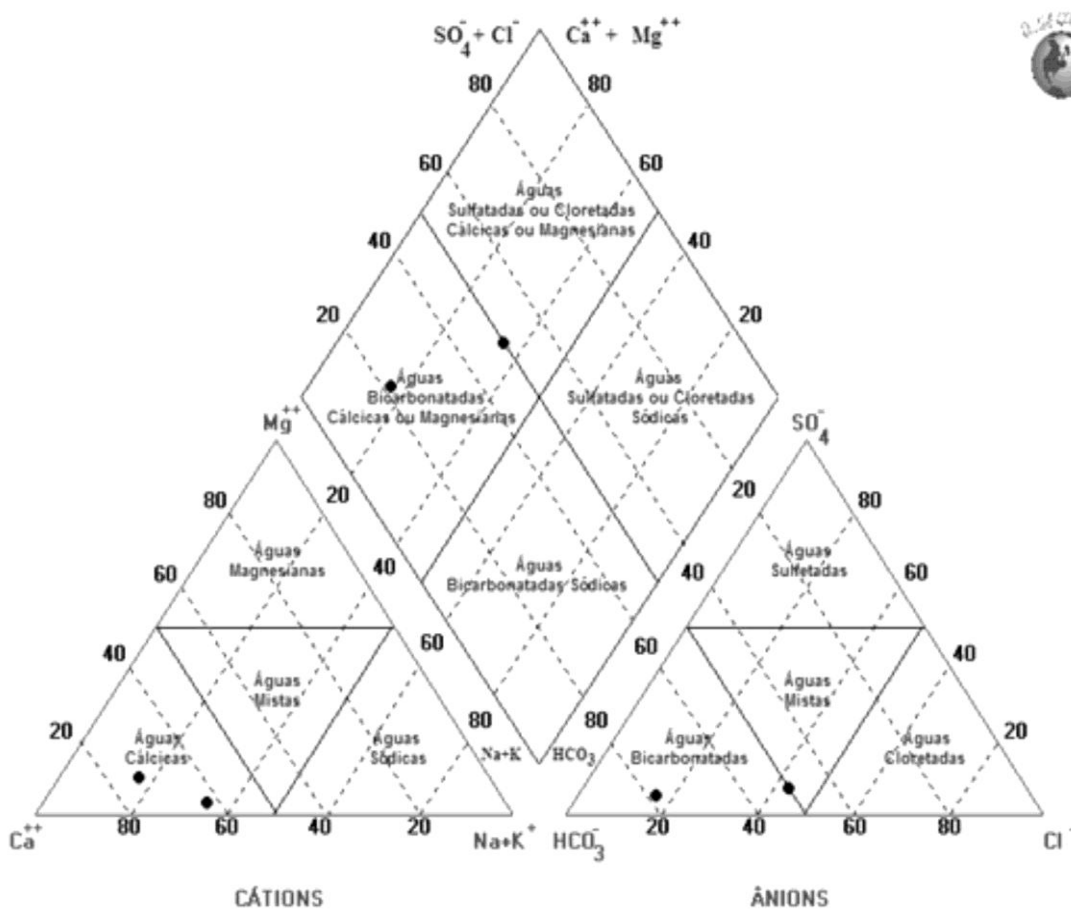


Figura 24 - Classificação das águas subterrâneas rasas do aquífero Barreiras, coletadas no poço de referência (PR), durante os meses de julho e novembro de 2009 (Diagrama de Piper)

A abundância relativa dos cátions Ca^{2+} , Na^+ , K^+ e Mg^{2+} e dos ânions Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- e CO_3^{3-} , em miliequivalente grama por litro (%), visualizada no diagrama de gráfico circular simples, mostra a predominância de águas subterrâneas rasas com HCO_3^- (34%), seguidas de CO_3^{3-} (28%) e Ca^{2+} (20%). O cátion predominante é o Ca^{2+} , enquanto que o ânion predomina é o HCO_3^- (Figura 25).

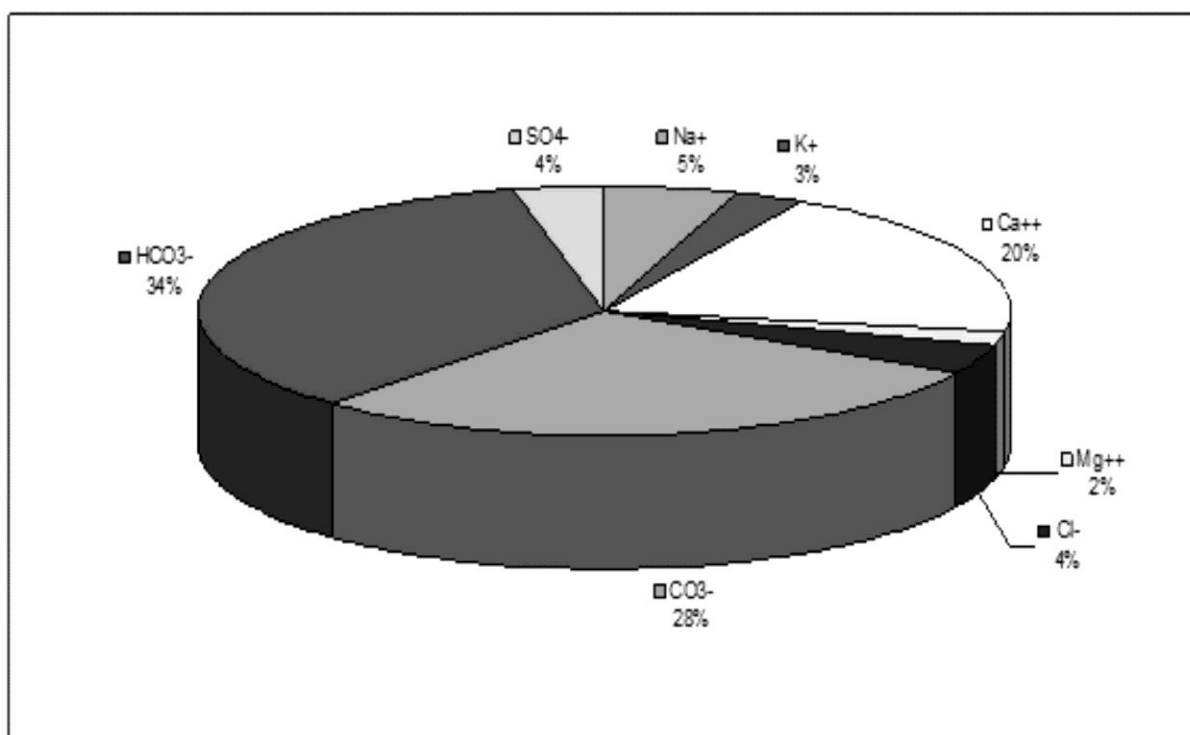


Figura 25 - Composição química de cátions e ânions das águas subterrâneas rasas do aquífero Barreiras (PM01, PM02, PM03, PM06, PM08, PM09, PM10, PM14 e PM15)

As análises das características permo-porosas indicaram variações das condições de fluxo vertical, influenciadas pela intensa precipitação pluviométrica e granulometria da rocha. A análise hidroquímica apontou a presença de águas bicarbonatadas cálcicas, com discreta tendência de águas cálcicas com teores variando entre 2,29 e 17,20 mg L^{-1} .

A análise dos diagramas de Piper permitiu constatar que o fácies bicarbonatado foi dominante nas três amostragens (julho, setembro e novembro), seguida do fácies cálcico. Quanto aos ânions, foi demonstrado que o HCO_3^- apresentou valores médios mais elevados na amostragem realizada na época chuvosa (488,0 mg L^{-1}) do que na época seca (32,5 mg L^{-1}), enquanto que o cátion Ca^{2+} permaneceu elevado nas duas amostragens, 27,0 mg L^{-1} e 17,2 mg L^{-1} , respectivamente.

Em **julho**, a maioria (67%) das águas era cálcica e bicarbonatada, dominando as primeiras. Águas do tipo mistas (7%) e cloretadas (13%) também ocorrem, contudo em menores proporções (Figura 26).

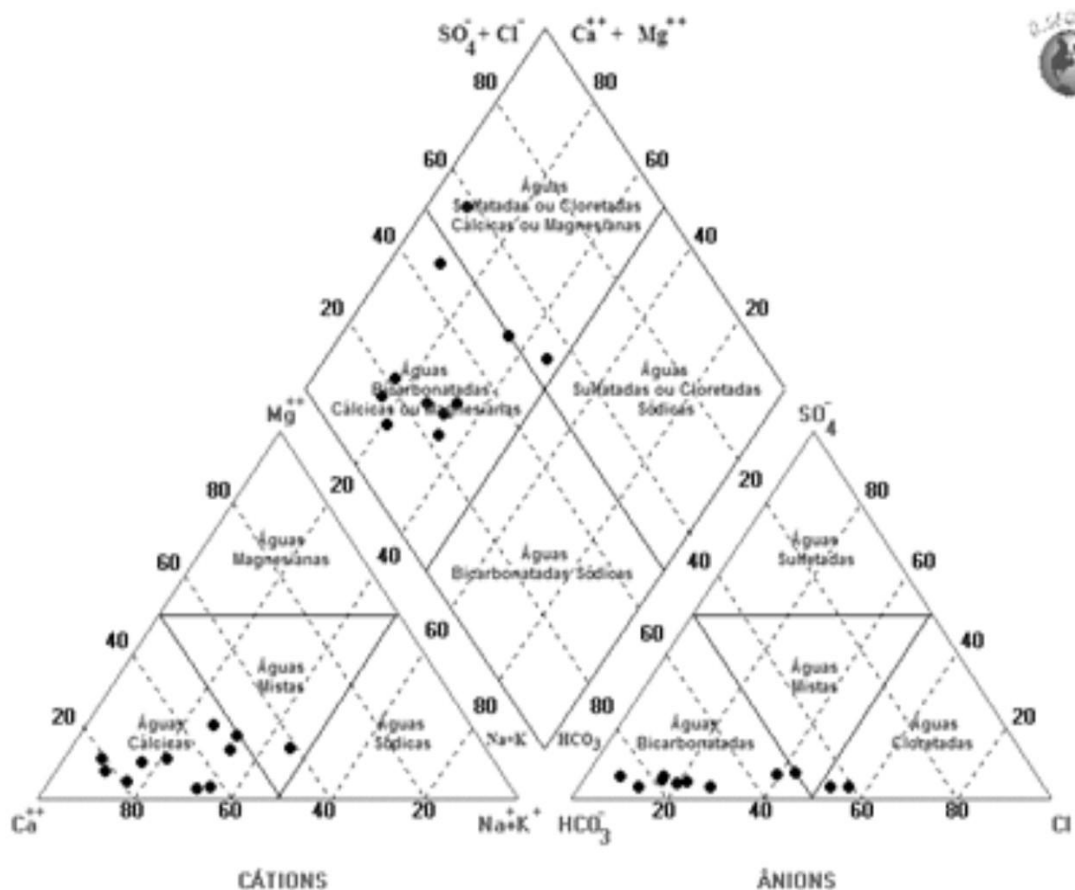


Figura 26 Classificação das águas rasas do aquífero Barreiras, coletadas nos poços de monitoramento (PM01, PM02, PM03, PM04, PM06, PM08, PM09, PM12, PM14 e PM15), durante o mês de **julho** de 2009 (Diagrama de Piper)

Em **setembro**, período no qual a difusão das fácies foi maior, as águas bicarbonatadas e as cálcicas estavam equiparadas, também ocorrendo águas mistas (7%) e cloretadas (13%) em pequenas proporções (Figura 27).

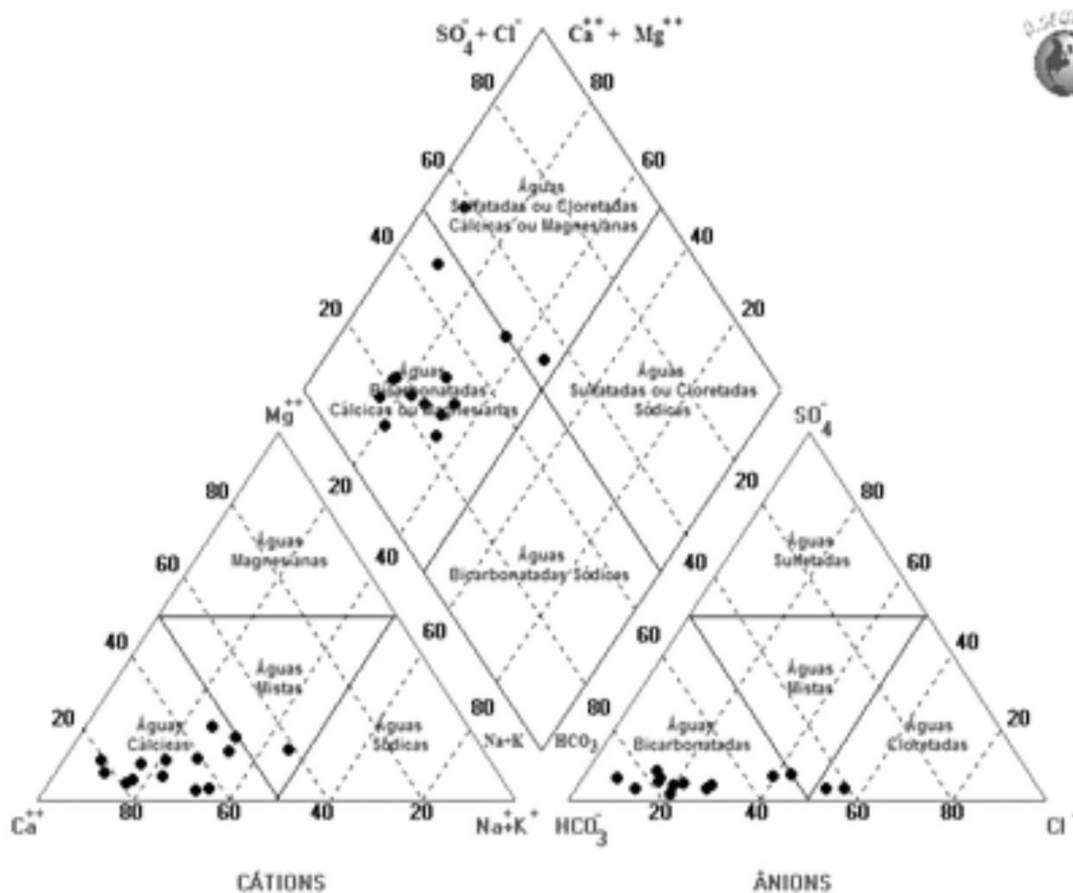


Figura 27 Classificação das águas rasas do aquífero Barreiras, coletadas nos poços de monitoramento (PM02, PM03, PM09, PM10 e PM12), durante o mês de **setembro** de 2009 (Diagrama de *Piper*)

Em **novembro**, época que apresenta a menor variabilidade, a maioria (27%) das águas era cálcica e bicarbonatada, com discreto domínio da primeira. Águas mistas e cloretadas, também ocorrem em menores proporções (Figura 28).

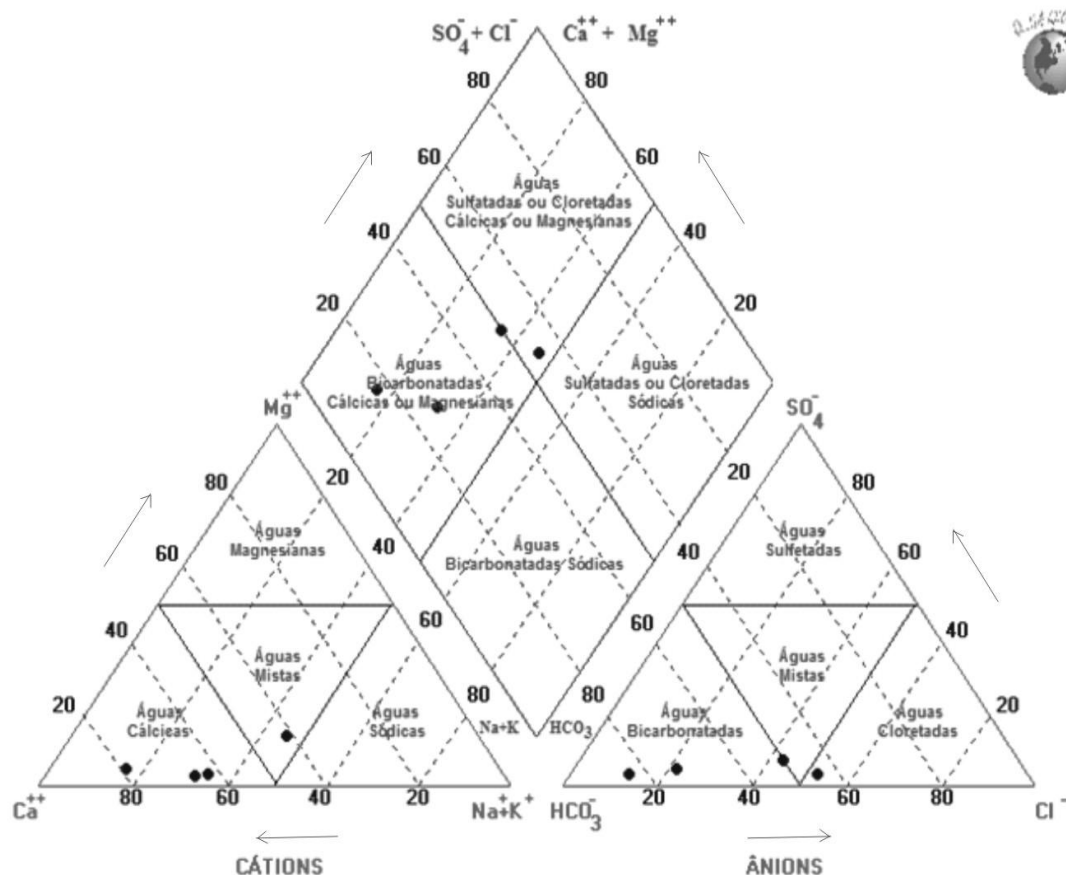


Figura 28 Classificação das águas rasas do aquífero Barreiras, coletadas nos poços de monitoramento (PM03, PM06, PM08, PM10 e PM14), durante o mês de **novembro** de 2009 (Diagrama de Piper)

A análise dos dados contou também com procedimentos estatísticos apropriados e, para isto, utilizou-se o “*Teste T*”, um teste estatístico para médias (Tabela 11).

Foi utilizado o programa Minitab 15, obtendo-se a normalidade conforme os respectivos resultados em p-valor: K^+ (0,064), Cl^- (0,077), CO_3^{3-} (0,150), SO_4^{2-} (0,144), Ca^{2+} (0,120), NO_3^- (0,092) e CE (0,150). Para as variáveis $*HCO_3^-$ (0,150), $*Mg^{2+}$ (0,150) e $*Na^+$ (0,050) foi obtido à normalidade após a transformação logarítmica \log_{10} .

Na área de estudo o teor médio obtido no poço de referência (PR) foi: Na^+ (1,8), K^+ (1,0), Ca^{2+} (8,3), Mg^{2+} (0,5), Cl^- (3,8), CO_3^{3-} (29,4), HCO_3^- (35,8), SO_4^{2-} (0,6), CE (49,0) e NO_3^- (0,4).

Tabela 11 Valores médios de cátions e ânions, em mg L⁻¹, utilizados no cálculo do teste “t”

Poço monitoramento	Na ⁺ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Ca ²⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	CO ³⁻ (mg/L)	HCO ³⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	CE (µS/cm)	NO ₃ ⁻ (mg/L)
PM 01	1,9	1,0	6,9	0,6	1,4	10,0	12,2	1,2	32,0	0,3
PM 02	2,1	1,4	9,0	0,8	3,4	63,3	77,3	0,3	64,7	1,2
PM 03	0,8	4,4	16,1	0,8	4,9	27,5	30,5	1,1	92,5	0,3
PM 04	0,9	3,5	11,7	1,0	6,3	35,0	34,6	0,6	85,3	0,3
PM 05	1,7	2,0	29,5	2,5	9,9	160,0	195,2	0,0	112,0	1,3
PM 06	2,9	1,4	9,3	1,2	5,7	54,2	66,1	0,2	67,3	1,5
PM 08	2,8	0,9	7,2	0,5	3,2	31,7	38,6	0,3	71,3	1,2
PM 09	0,8	1,5	17,0	0,5	12,0	7,5	9,2	1,5	78,0	1,3
PM 10	0,8	2,7	2,7	0,9	4,9	10,0	12,2	1,5	37,0	0,8
PM 11	0,8	2,7	2,7	0,9	4,9	10,0	12,2	1,5	37,0	0,8
PM 12	2,3	5,3	19,0	0,8	2,8	153,3	187,0	1,3	97,7	1,2
PM 13	1,5	3,4	10,2	0,9	3,7	107,5	131,1	0,1	76,0	1,4
PM 14	2,1	0,9	7,6	0,4	2,1	78,3	95,6	0,4	60,3	0,9
PM 15	0,9	0,5	11,3	0,8	13,1	5,0	6,1	0,5	60,0	0,3
PR	1,8	1,0	8,3	0,5	3,8	29,4	35,8	0,6	49,0	0,4
Média amostral	1,6	2,2	11,4	0,9	5,6	53,8	64,8	0,8	69,4	0,9
Desvio padrão	0,7	1,4	7,1	0,5	3,6	53,0	65,1	0,6	23,6	0,5

Conforme o teste “t” para as variáveis calculadas, individualmente, pode-se verificar que, estatisticamente, existem diferenças significativas para: Na⁺ (0,000), K⁺ (0,014), Mg²⁺ (0,000), HCO³⁻ (0,000), CE (0,007) e NO₃⁻ (0,001) com seus respectivos p-valor, ou seja, esta é a probabilidade de se obter um valor extremo da estatística de teste ao acaso se a hipótese nula for verdadeira. Este valor é chamado de “nível de significância”. Portanto, rejeita-se H₀ para níveis 0,05 aceitável quando for maior que o p-valor. Na Tabela 12 são apresentados os intervalos de confiança de 95% para a média populacional de cada variável. Como o desvio usado é *s* em vez de σ , o *t* é o desvio da média, estimado em relação à média da população e medido em termos de s/\sqrt{n} como unidade (CENTENO, 1999).

Tabela 12 Teste “t” para a média amostral em comparação no poço de referência (PR)

Variável	N	Média	Desvio padrão	SE médio	95% CI	T	P
*Na ⁺	14	0,16	0,21	0,06	(0,036; 0,280)	-30,06	0,000**
K ⁺	14	2,19	1,45	0,39	(1,350; 3,021)	2,83	0,014*
Ca ²⁺	14	11,44	7,09	1,9	(7,350; 15,53)	1,68	0,116 ^{ns}
*Mg ²⁺	14	-0,09	0,19	0,05	(-0,20; 0,019)	-11,45	0,000**
Cl ⁻	14	5,59	3,6	0,96	(3,514; 7,673)	1,91	0,079 ^{ns}
CO ³⁻	14	53,8	53,0	14,2	(23,20; 84,40)	1,72	0,109 ^{ns}
*HCO ³⁻	14	1,57	0,51	0,13	(1,278; 1,863)	-252,96	0,000**
SO ₄ ²⁻	14	0,76	0,57	0,15	(0,426; 1,086)	1,22	0,245 ^{ns}
*CE	14	69,37	23,56	6,3	(55,76; 82,97)	3,23	0,007**
*NO ₃ ⁻	14	0,91	0,45	0,12	(0,650; 1,172)	4,56	0,001**

* 0,05 < p-valor existe diferença significativa

** diferença significativa a uma probabilidade de 1% de erro
ns não existe diferença significativa

A distribuição espacial dos teores de nitrato no aquífero livre Barreiras, no âmbito da área de pesquisa, fundamentou-se nos resultados analíticos de teores de nitrato obtidos nas águas subterrâneas rasas nos 15 poços estudados, durante o período chuvoso e seco de 2009. Estes dados, ao serem processados através do método de krigagem (*Surfer for Windows*), produziram os mapas de isotores de nitrato, apresentados nas Figuras 29 e 5.10.

Comparando-se a Figura 29 (isotores na época chuvosa, em 2009) com a Figura 30 (isotores na época seca, em 2009), observa-se uma heterogeneidade espacial entre a delimitação das áreas com teores de nitrato acima de 2 mg L^{-1} e aquelas com valores de nitrato que inferem concentrações desta ordem ou superiores. Este resultado já era esperado, pois não foram observadas melhorias das atividades de disposição difusa de fertilizantes e agrotóxicos nos últimos anos. Isto evidencia também o caráter acumulativo do processo de contaminação, entre o período chuvoso e seco, comprovando ainda que parte da área pesquisada (60%) já apresenta indicadores de águas rasas impactadas pelo uso de fertilizantes na citricultura.

Observa-se que a pluma de contaminação encontra-se mais expressivamente representada na margem direita do rio Capitão Pocinho e em parte da área da vila de Capitão Pocinho, onde se concentra a população local. O fluxo das águas subterrâneas rasas, no sentido da vila, contribui para o aumento da taxa de recarga do aquífero livre Barreiras e influencia no processo de acumulação dos compostos nitrogenados. Ressalte-se que esta contaminação na área urbana pode estar associada também a compostos nitrogenados provenientes do sistema de saneamento ineficiente nesta comunidade rural. Em trabalho realizado por Sioli (1960) em águas de poços rasos localizados nas cidades de Vigia e Igarapé-Açu, ambas situadas no nordeste do Estado do Pará, revelou que a proximidade entre poços e fossas, favoreceu o surgimento de um índice elevado de cloretos, fosfatos e nitratos em aquíferos livres.

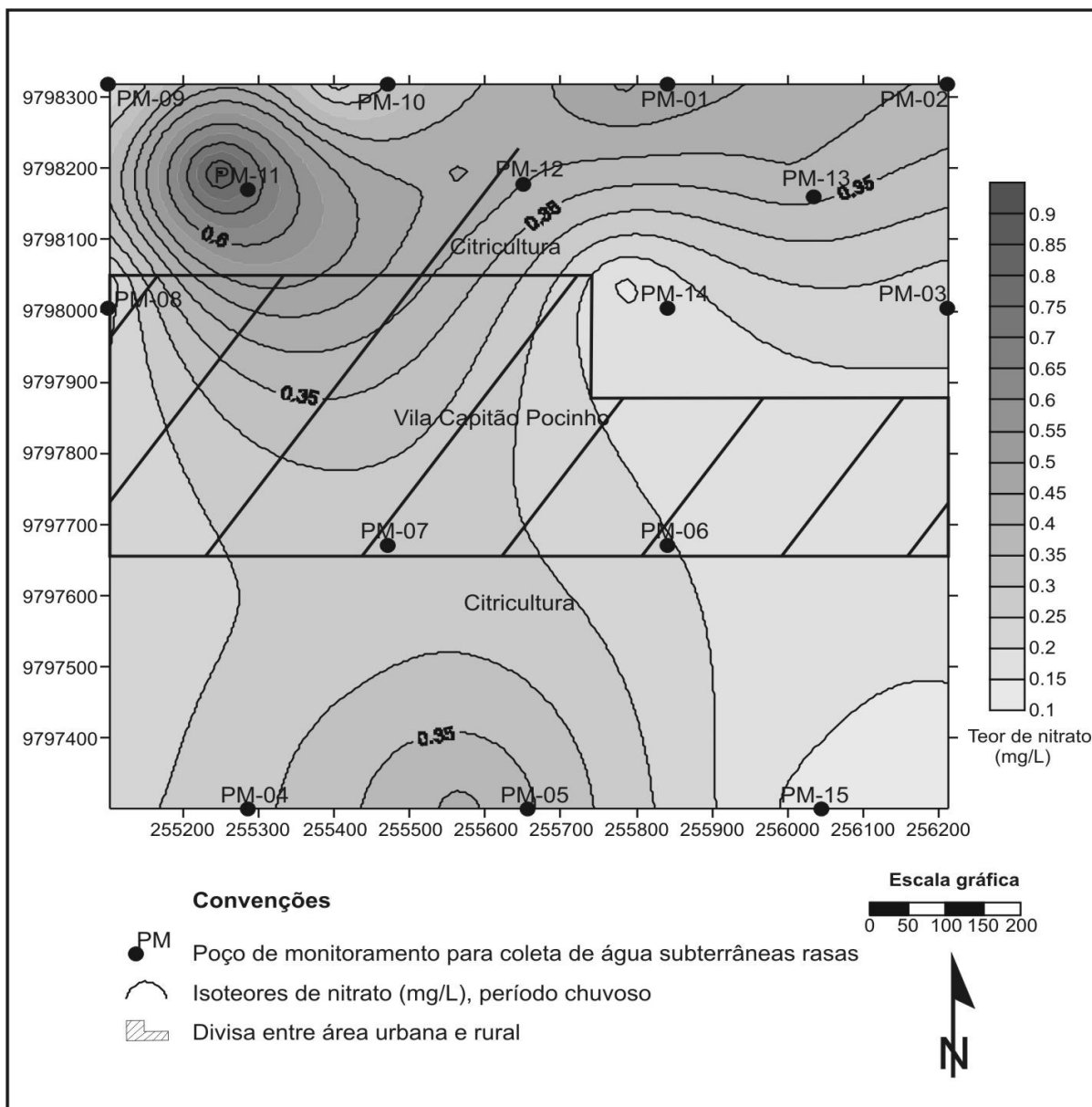


Figura 29 Distribuição dos isotores de nitrato nas águas dos poços de monitoramento, em área de citricultura, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, na época chuvosa (janeiro a maio) do ano de 2009

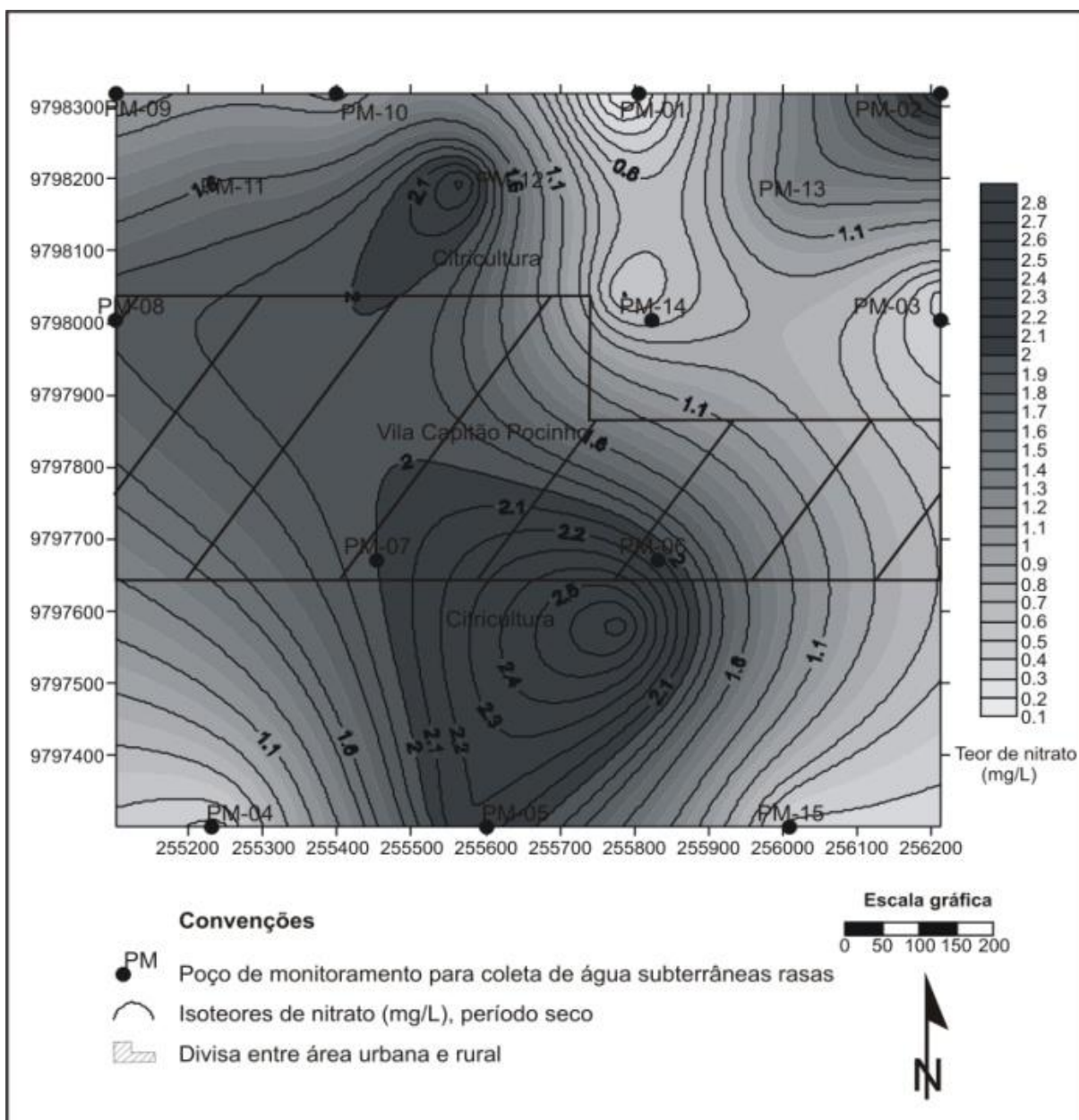


Figura 30 Distribuição dos isotores de nitrato nas águas dos poços de monitoramento, em área de citricultura, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, na época seca (julho a novembro) do ano de 2009

Na área de pesquisa é possível sugerir que os poços PM05, PM11, PM13 e PM14, situados em cotas mais elevadas, onde a concentração de amônio é maior no período chuvoso, estejam sofrendo maior influência de contaminantes utilizados na citricultura do que os demais poços analisados. À medida que inicia o período seco ocorre diminuição na concentração de amônio e aumento da concentração de nitrato.

6.2 CONCLUSÕES

As águas subterrâneas rasas do aquífero livre foram classificadas como bicarbonatadas cálcicas e mistas (Sistema Pirabas/Barreiras Inferior).

De julho para setembro ocorreu um nítido deslocamento do fácies hidroquímico no sentido do pólo bicarbonatado e de cálcio, enquanto que de setembro para novembro se verificou um deslocamento menos acentuado do fácies hidroquímico no sentido do bicarbonato e do cálcio.

A evolução hidroquímica temporal é comandada pela variação sazonal do processo de lixiviação das águas pluviométricas na zona não saturada do aquífero livre.

Os compostos nitrogenados (NO_3^- e NH_4^+) apresentaram mudanças relevantes entre a época chuvosa e seca, indicando alterações antrópicas na qualidade natural das águas rasas do aquífero livre.

A presença de amônio (NH_4^+) em alguns poços de monitoramento sugeriu uma contaminação recente, antes que ocorresse o processo de nitrificação originando o nitrato.

Os teores atuais apresentaram valor mínimo de 0,041 e máximo de 3,079 $\text{mg L}^{-1} \text{NO}_3^-$, portanto, abaixo do valor máximo permissível para águas destinadas ao consumo humano, que é de 10 $\text{mg L}^{-1} \text{NO}_3^-$.

O nitrato (NO_3^-) sofreu alteração sazonal significativa durante o ciclo hidrológico de 2009.

As águas subterrâneas rasas estão sendo, gradativamente, contaminadas por nitratos de origem antrópica multi-pontual gerados na fertilização dos citros cultivados.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER POLLUTION CONTROL FACILITIES. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, 2005.

ARAÍ, M. A grande elevação eustática do Mioceno e sua influência na origem do Grupo Barreiras. *Geologia USP: Série científica*, v. 6 n. 2, p.1-6, 2006. (Série Científica).

ARAÚJO, P. P. **Variações sazonais dos compostos nitrogenados, em aquífero livre na zona urbana de Santa Izabel do Pará, nordeste do Estado do Pará**. 2001. 103-f. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2001.

ARONSSON, P. G.; BERGSTRÖM, L. F. Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. **Biomass and Bioenergy**, v. 21, p. 155-164, 2001.

ARUMI, J. L.; OYARZUN, R.; SANDOVAL, M. Natural protection against groundwater pollution by nitrates in the Central Valley of Chile. **Hydrological Sciences Journal**, v. 50, p. 331-340, 2005.

BEMERGUY, R. L.; COSTA, J. B. S.; HASUI, Y.; BORGES, M.S.; SOARES JR., A.V. Structural geomorphology of the Brazilian Amazon region. In: KLEIN, E. L.; VASQUE, M. L.; ROSA-COSTA, L. T. (Eds.). **Contribuições a geologia da Amazônia**. Belém: SBG-Sociedade Brasileira de Geologia- Núcleo Norte, 2002. p. 245-258.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. **Portaria MS 518/2004**. Brasília: Ministério da Saúde, 2005. (Série E. Legislação em Saúde). ISBN 85-334-0935-4.

CARVALHO, R. F.; RIGITANO, R. L. O.; LIMA J. M. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras-MG. **Ciênc. Agrotec.**, v. 26, p. 332-341, 2002.

CENTENO, A. J. **Curso de estatística aplicada à biologia**. 2. ed. Goiania: UFG, 1999. 234p.

KNOBELOCH, L.; SALNA, B.; HOGAN, A.; POSTLE, J.; ANDERSON, H. Blue babies and nitrate-contaminated well water. **Environmental Health Perspectives**, v. 108, p. 675-678, 2000.

KOLPIN, D. W.; BARBASH, J. E.; GILLIOM, R. J. Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: initial results from the National Water - Quality Assessment Program. **Environ. Sci. Technol.**, v. 32, n 5, p. 558-566, 1998.

KRAMER, S. B.; REGANOLD, J. P.; GLOVER, J. D.; BOHANNAN, B. J. M.; MOONEY, H. A. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 103, p. 4522-4527, 2006.

LEVALLOIS, P.; PHANEUF, D. Contamination of drinking water by nitrates: analysis of health risks. **Canadian Journal of Public Health**, v. 85, p. 192-196, 1994.

MOBÜS, G. **Qualigraf**: software para interpretação de análises físicas. Fortaleza: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos- FUNCEME, 2003. Disponível em: <www.funceme.br>. Acesso: 28 jul. 2011

PACHECO, N. A.; BASTOS, T. X. **Caracterização climática do município de Capitão Poço – PA**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. (Documentos, 79), 17 p.

SACCO, D.; OFI, M.; DE MAIO, M.; GRIGNANI, C. Groundwater nitrate contamination risk assessment: a comparison of parametric systems and simulation modelling. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 3, p. 117-125, 2007.

SIOLI, H. Pesquisas limminológicas na Região da Estrada de Ferro de Bragança, estado do Pará, Brasil. **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte**, v. 37, p. 11, 1960.

SPADOTTO, C.A.; GOMES, M.A.F.; HORNSBY, A.G. Pesticide leaching potential assessment in multi-layered soils. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 12, p. 1-12, 2002.

SPARK, K. M.; SWIFT, R.S. Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. **The Science of the Total Environment**, v. 298, n. 1-3, 2002.

VIEIRA, L.S.; SANTOS, W. H. P.; FALESI, I. C.; OÇIVEIRA FILHO, J. P. Levantamento de reconhecimento dos solos da Região Bragantina, Estado do Pará. **Pesq Agropec. Bras.**, Brasília, v. 2, n. 1-63, 1967.

WARD, M. H.; RUSIECKI, J. A.; LYNCH, C. F.; CANTOR, K. P. Nitrate in public water supplies and the risk of renal cell carcinoma. **Cancer Causes Control**, v. 18, p. 1141-1151, 2007.

7 POTENCIOMETRIA E DINÂMICA SAZONAL DO NÍVEL FREÁTICO NAS NASCENTES DA MICROBACIA DO RIO CAPITÃO POCINHO (PA)

RESUMO

As nascentes da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho estão localizadas no município de Capitão Poço, nordeste do estado do Pará. Esta pesquisa teve como objetivo a análise da oscilação do nível estático e a identificação do sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas (freática) do aquífero livre Barreiras, durante os meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro de 2009. Os mapas de potenciometria foram elaborados através do Programa *Surfer for Windows* 8.0. Nestes mapas potenciométricos foi ainda identificado o tipo de recarga das águas subterrâneas do aquífero livre Barreiras, que neste caso, se processa de forma indireta. Cerca de 90% do fluxo das águas subterrâneas rasas encontram-se no sentido do vale do rio Capitão Pocinho, tanto no período chuvoso (janeiro a julho) como no de déficit hídrico (agosto a dezembro). Neste vale residem 2000 pessoas, as quais fazem uso destas águas para consumo doméstico. Os valores de condutividade hidráulica (K) da zona saturada do aquífero livre situam-se entre o mínimo de $1,01 \text{ E-}04 \text{ cm s}^{-1}$ e o máximo de $8,00 \text{ E-}03 \text{ cm s}^{-1}$. As águas subterrâneas rasas podem atingir a velocidade de $0,0022 \text{ m dia}^{-1}$ ou $0,80 \text{ m/ano}$. Foram constatadas evidências de que o processo de recuperação da superfície potenciométrica ocorre logo após o término do período chuvoso. A correlação estatística positiva direta do índice pluviométrico com a superfície potenciométrica ocorreu quase na totalidade dos poços analisados, com exceções aos poços PM6 ($r_{PM6} = -0,08$; $p < 0,01$) e PM8 ($r_{PM8} = -0,26$; $p < 0,05$). O nível da água nos poços de monitoramento sofreu oscilação sazonal de 1,60 a 4,90 metros, sendo os menores valores observados nos poços situados nas cotas mais baixas (PM6, PM7 e PM8). Estes resultados indicam que a descarga de águas subterrâneas rasas desempenha um importante papel no abastecimento hídrico da vila e na manutenção do escoamento do rio Capitão Pocinho no período de déficit hídrico.

Palavras-chave: potenciometria, água subterrânea rasa, microbacia hidrográfica, risco de contaminação

ABSTRACT

The headwaters of the catchment of the River Capitão Pocinho are located in the municipality of Capitão Poço, northeastern state of Pará. This study aimed to analyze the fluctuation of the static level and the identification of the direction of flow of shallow groundwater (phreatic) unconfined aquifer Barreiras during the months of January, March, May, July, September and November 2009. The maps were produced by potentiometry Program *Surfer for Windows* 8.0. In these maps potentiometric yet been identified the type of groundwater recharge of the unconfined aquifer Barreiras, which in this case takes place in a roundabout way. About 90% of shallow groundwater flow direction can be found in the river valley Capitão Pocinho, both in the rainy season (January to July) as in the drought (August to December). People reside in this valley in 2000, which make use of that water for domestic consumption. The values of hydraulic conductivity (K) of the saturated zone of unconfined aquifers are between the minimum of $1.01 \text{ E-}04 \text{ cm s}^{-1}$ and a maximum of $8.00 \text{ E-}03 \text{ cm s}^{-1}$. The shallow groundwater can reach a speed of $0.0022 \text{ m day}^{-1}$ or 0.80 m year^{-1} . We found evidence that the recovery process of the potentiometric surface occurs soon after the rainy season. The positive statistical correlation with rainfall direct potentiometric surface was almost entirely from wells tested, with exceptions to the wells PM6 ($r_{PM6} = -0.08$, $p < 0.01$) and PM8 ($r_{PM8} = -0.26$, $p < 0.05$). The water level in the monitoring wells has oscillated seasonally from 1.60 to 4.90 meters, the lowest values observed in wells located in the lower elevations (PM6, PM7 and PM8). These results indicate that the discharge of shallow groundwater plays an important role in the village water supply and maintenance of river flow Capitão Pocinho during the drought.

Keywords: potentiometry, shallow groundwater, watershed, risk of contamination

6.1 INTRODUÇÃO

A concentração populacional, em áreas de plantio agrícola intensivo, tem ocasionado o agravamento de diversos problemas de saúde humana em quase todas as localidades que se encontram neste contexto. Um destes problemas, diz respeito à preservação e manutenção da qualidade dos recursos hídricos.

De modo geral, a qualidade destas águas nestas regiões apresenta índices de potabilidade fora dos padrões de qualidade, estabelecidos na Portaria 518/04, para consumo humano. Nestas condições, as soluções mais comuns são a adoção de medidas de gestão dos recursos hídricos subterrâneos. Para tal, torna-se necessário se conhecer, além da qualidade, também, o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas e suas variações sazonais.

Na análise do sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas é fundamental o conhecimento das cotas topográficas, do gradiente potencial e de carga hidráulica. O potencial é uma quantidade física capaz de ser medida e cuja propriedade faz com que a água flua de pontos de maior para menor valor, independente de sua direção no espaço (HUBBERT, 1940).

No ambiente subterrâneo o potencial total da água pode ser caracterizado como a somatória de duas componentes: potencial de elevação ou posição, relacionado à força gravitacional e o potencial de pressão, relacionado à carga hidráulica.

As cargas hidráulicas do meio hídrico subterrâneo são definidas pelas linhas equipotenciais, enquanto que as linhas de fluxo definem o sentido em que as águas subterrâneas estão se deslocando.

Para a realização desta análise, foram coletados dados de profundidade do nível da água nos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro de 2009, nos quinze poços de monitoramento perfurados na área de pesquisa. Utilizou-se o programa *Surfer 8* (2004) para a elaboração dos mapas de potenciometria.

O objetivo desta pesquisa foi analisar as variações potenciométricas durante o ciclo hidrológico de 2009, nas nascentes da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho, visando avaliar as possíveis mudanças sazonais de sentido do fluxo das águas subterrâneas rasas do aquífero livre Barreiras. Mudanças no sentido de fluxo das águas subterrâneas podem ocasionar problemas potenciais de riscos ambientais.

6.2 ÁREA DE ESTUDO

A área de pesquisa, com 1,2 Km², está localizada no município de Capitão Poço (Pa), nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho, entre as coordenadas geográficas 01^o 49' 58,9" S e 1^o 49' 22,4" S e 53^o 12' 07" WGr e 53^o 11' 27" WGr. O acesso é realizado a partir de Belém, percorrendo cerca de 160 km pelas BR-316, BR-010, PA-253 e vicinal não pavimentada.

A área possui um cenário urbano-rural devido à presença da vila Capitão Pocinho situada nas cotas topográficas de menor expressão em meio à paisagem agrária de plantio de citros, (Figura 31). Na vila, desprovida de saneamento básico, residem cerca de 2.000 habitantes (IBGE, 2000), os quais fazem uso das águas superficiais e subterrâneas rasas, para consumo doméstico.

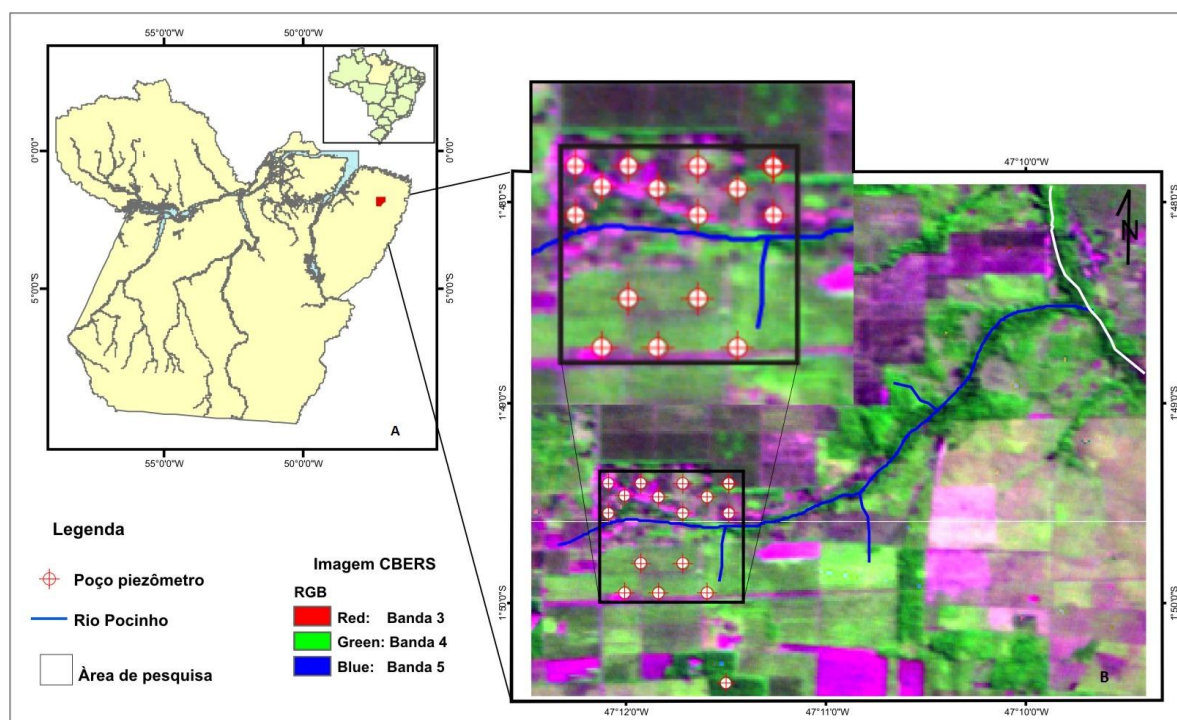


Figura 31 - Município de Capitão Poço (em vermelho), no contexto do estado do Pará, onde está inserida a microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho (A). Área de pesquisa delimitada pelo contorno retangular, parte inferior esquerda da figura (B). No interior desta figura (identificados por círculos pretos), está à localização dos poços de monitoramento perfurados nas margens direita (PM04, PM05, PM06, PM07 e PM15) e esquerda (PM01, PM02, PM03, PM08, PM09, PM10, PM11, PM12, PM13 e PM14), nas nascentes do rio Capitão Pocinho

Para o levantamento dos parâmetros climáticos foram utilizados dados diários de precipitação pluviométrica e temperatura, referentes ao período de 1980 a 2001, obtidos da estação climatológica da Embrapa Amazônia Oriental ($01^{\circ} 46' S$ e $47^{\circ} 04' WGr$), situada em Capitão Poço (Pa). Para a coleta destes dados foram utilizados instrumentos meteorológicos de leitura direta e registradores mecânicos (Figura 32).

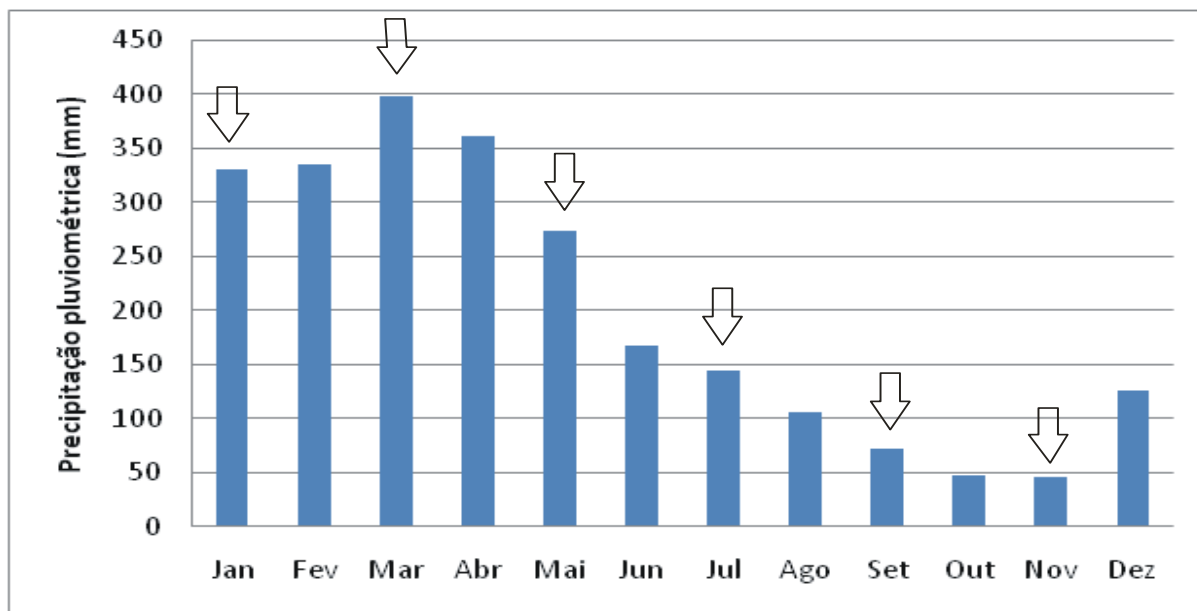


Figura 32 Distribuição média mensal de precipitação pluviométrica (mm) na microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho. Período: 1980 a 2001. Fonte: Laboratório de Climatologia/Embrapa Amazônia Oriental. As setas representam os meses de medidas da profundidade do nível estático das águas subterrâneas rasas, ano 2009

Na área de estudo são observadas nascentes normalmente desprovidas de vegetação natural com indícios de degradação pela erosão e de instabilidades intrínsecas.

A geomorfologia da área de estudo exerce grande influência nas condições hidrogeológicas do aquífero livre. Tanto na parte norte como sul situam-se as regiões com cotas topográficas mais elevadas da área, com altitudes que atingem 75,20 m (PM2), estando o nível hidrostático das águas subterrâneas rasas situadas a partir de 3,80 m (PM7). Estas áreas da citricultura, com cotas topográficas mais elevadas, constituem-se em zonas de recarga da água subterrânea.

Na parte central, situada geomorfologicamente na superfície de aplainamento, onde a erosão foi mais intensa e removeu parte dos estratos superiores, a litologia é constituída essencialmente por areias. A topografia, nestas zonas, é mais irregular, com altitudes decrescentes até a planície aluvionar do rio Capitão Pocinho, esta última com altitude em

torno de 60 m. Nesta área, restrita à planície aluvionar, situa-se a principal área de descarga das águas subterrâneas rasas, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho.

A geologia predominante é formada por sedimentos Terciários do Grupo Barreiras e Pós Barreiras, secundada por Sedimentos Recentes do Quaternário. Diversos autores têm descrito a seqüência que compõe os Sedimentos Pós-Barreiras como constituindo o topo do Grupo Barreiras (Horizontes Ferruginosos, Mosqueado e Pálido) (GÓES, 1981; FERREIRA, 1982; BORGES; ANGÉLICA, 1986; IGREJA et al., 1990; COSTA et al., 1991; FARIAS et al., 1992, SEICOM, 1995, entre outros). Alguns autores consideram esses sedimentos como uma unidade diferenciada, adotando-se neste trabalho esta última concepção.

A origem do Grupo Barreiras está relacionada com a elevação eustática global que teve seu máximo na parte média do Mioceno, mais precisamente no intervalo do Burdigaliano ao Serravaliano (12-20 Ma). A sedimentação do Barreiras *lato sensu* sofreu uma interrupção no Tortoniano (início do Neomioceno), quando houve um rebaixamento eustático global que ocasionou um extenso evento erosivo nas áreas emersas e a formação de cunhas fortemente progradantes na porção submersa das bacias submersas (*offshore*). Com a retomada da subida eustática no Plioceno (Zancleano, 4-5 Ma), depositou-se o segundo ciclo (Barreiras Superior). A erosão e o retrabalhamento do Grupo Barreiras no Quaternário devem ter sido responsáveis, em parte, pela atual configuração da plataforma continental. O termo Barreiras, utilizado no sentido tradicional, deve ser considerado como Grupo, e não como Formação (ARAI, 2006).

O Grupo Barreiras ocorre na área em afloramentos ou em profundidades que variam de 10 até 60 m. Têm-se em média 15 metros para a espessura da unidade. Na composição litológica desta unidade têm sido identificados arenitos amarelo-avermelhados de granulometria média a grossa, com seixos mal selecionados, friáveis, ferruginizados; arenitos creme-amarelados de granulometria fina a média, bem selecionados, maciços, com níveis de argilito branco apresentando manchas de óxido de ferro; argilito cinza negro, quase maciço a ligeiramente estratificado. Essas litologias não formam todo o pacote sedimentar do Grupo Barreiras, representando apenas sua expressão mais próxima à superfície.

Os Sedimentos Pós-Barreiras são divididos em três horizontes principais: Solo, Mosqueado e Pálido. Os Sedimentos Pós-Barreiras tiveram sua origem a partir dos sedimentos do Grupo Barreiras, no início do Quaternário, quando a região foi submetida a condições úmidas (Pleistoceno Inferior) coincidente com a emersão do pacote sedimentar, em resposta a movimentações tectônicas na fossa do Marajó. Esse processo teria favorecido o início da laterização, permitindo a percolação e precipitação de óxidos e hidróxidos de ferro.

Para Costa et al. (1991) o perfil imaturo deve ter estabelecido seu encouraçamento parcial no Pleistoceno Médio / Superior, quando o clima foi semi-árido. Do Pleistoceno superior até o Holoceno, quando a região apresentou clima úmido, com cobertura de floresta, o clima deve ter tido ciclos alternados de curta aridez e umidade (COSTA et al., 1991).

Os Sedimentos Recentes são representados por mangues e terraços aluvionares. São compostos por areias, siltes e argilas intercaladas, de espessura variada. É comum encontrarem-se argilas orgânicas com restos vegetais, bioturbadas e intercaladas a siltes e areias finas, com espessuras milimétricas a centimétricas. Podem apresentar espessuras da ordem de, no máximo, 10 m (COSTA et al., 1991).

Em subsuperfície encontram-se solos classificados como argissolos de coloração amarelo, cor $\geq 7,5YR$, os quais se caracterizam também por apresentar concentrações ferruginosas do tipo calhau (2 a 20 cm). Estes solos delimitam o contato geológico entre o Grupo Barreiras, sotoposto, e a Formação Pós-Barreiras. Os argissolos amarelos, são aflorantes na área de estudo.

O contexto hidrogeológico local é composto por aquíferos constituídos pelos Sedimentos Recentes e Grupo Barreiras do tipo livre e/ou livre com cobertura. Os aquíferos constituídos pelos Sedimentos Recentes localizam-se em planícies do rio Capitão Pocinho e de seus tributários. São constituídos por areias aluvionares, bem como por areias finas a médias e, material argilo-arenoso por vezes contendo níveis de concreções ferruginosas. Estima-se que suas espessuras atinjam em torno de 10 m. No restante da área encontra-se o aquífero Barreiras, com espessura entre 15-20 m, principal foco deste estudo.

6.3 MATERIAL E MÉTODOS

6.3.1 Perfuração e instalação da rede de poços de monitoramento

Na área de estudo foram construídos 15 poços de monitoramento, a fim de ser efetuada a coleta do material do aquífero e das águas subterrâneas rasas. Para a construção dos poços de monitoramento foi utilizada sonda mecânica motorizada MB1 (motor Honda de 01 HP), acoplada a um trado escavadeira com diâmetro de quatro polegadas. Estes poços foram utilizados para a estimativa dos parâmetros hidrodinâmicas do aquífero livre Barreiras e,

também, para avaliar as características físico-químicas das águas subterrâneas rasas (Figura 33).

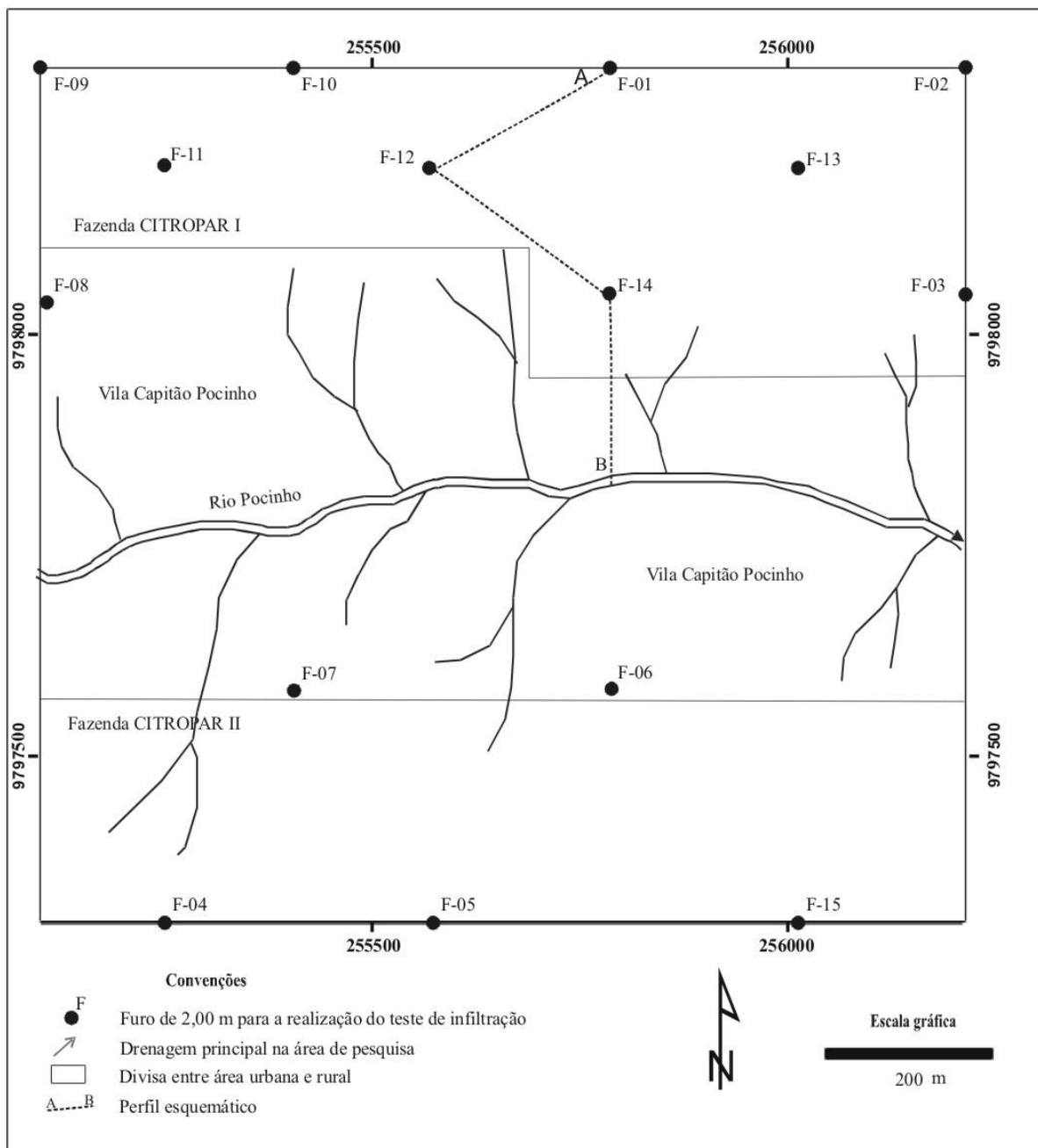


Figura 33 - Localização dos poços de monitoramento, perfurados durante as atividades de campo, onde foram realizados os “*Slug-tests*”, objetivando a determinação da condutividade hidráulica da zona saturada do aquífero Barreiras, na área de estudo

6.3.2 Determinação da condutividade hidráulica na zona saturada

A determinação da condutividade hidráulica do aquífero estudado foi realizada por *Slug test*, nos quinze poços de monitoramento, conforme recomendado por Domenico; Schwartz (1990).

O *Slug test*, desenvolvido por Hvorslev (DOMENICO; SCHWARTZ, 1990), baseia-se na oscilação instantânea de carga no piezômetro, sendo realizado num único poço ou piezômetro. Nesse teste, a taxa de fluxo (q) para o interior do poço (ou para o exterior), pode ser calculada a partir da elevação ou rebaixamento do nível d'água nesse poço e da equação de um cilindro (Eq. 6.1):

$$q \, dt = A \, dh = \pi r^2 \, dh = \pi r^2 \, dh/dt = F K (H - h) \quad [\text{Eq. 6.1}]$$

Onde: q = taxa de fluxo (L^3 / T); A = área da seção transversal do poço (tubo de revestimento) [L^2]; r = raio do revestimento do poço [L]; H = carga hidráulica estática ou NE [L]; h = carga hidráulica dentro do poço no tempo t [L]; F = fator que depende da forma e dimensão do poço de monitoramento [L]; K = condutividade hidráulica [L / T].

A equação 6.2 representa a relação da taxa de oscilação do volume de água dentro do poço com o fluxo volumétrico de Darcy dentro do raio do poço, medido do eixo do poço até o final do pré-filtro.

$$H - h = \pi r^2 \, dh / F K \, dt \quad [\text{Eq. 6.2}]$$

Hvorslev definiu $T_0 = \pi r^2 / F K$ como o tempo de resposta básico. Substituindo-se esse parâmetro na equação 6.1 tem-se:

$$H - h = T_0 \, dh / dt \quad [\text{Eq. 6.3}]$$

A resolução da equação diferencial parcial ordinária (Eq.3) com condição inicial $h = H_0$ para $t = 0$ é:

$$H - h / H - H_0 = e^{-t/T_0} \quad [\text{Eq. 6.4}] \quad \text{ou:}$$

$$\ln (H - h / H - H_0) = - t / T_0 \quad [\text{Eq. 6.5}]$$

Quando os valores de $(H - h / H - H_0)$ são plotados versus t num gráfico monolog, os pontos apresentam a forma aproximada de uma reta. Por regressão linear obtêm-se a reta média dos pontos. Para $(H - h / H - H_0) = 0,37$, ($\ln 0,37 = -1$) tem-se:

$$- t / T_0 = - 1 \quad [\text{Eq.6.6}]$$

Portanto, $t = T_0$. Desta forma pode-se determinar graficamente o valor de T_0 , que é a abscissa correspondente à ordenada 0,37. Como:

$$T_0 = \pi r^2 / F K \quad [\text{Eq. 6.7}]$$

$$K = \pi r^2 / F T_0 \quad [\text{Eq. 6.8}]$$

Para um poço de monitoramento com filtro de comprimento L e raio r , para $L / r > 8$ (Domenico; Schwartz, 1990).

$$F = 2 \pi L / 1_n (L / r) \quad [\text{Eq. 6.9}]$$

Assim, tem-se:

$$K = r^2 1_n (L / r) / 2 L T_0 \quad [\text{Eq. 6.10}]$$

Hvorslev fornece ainda fórmulas para o fator F para outras configurações de poços e para meios anisotrópicos. Os valores de nível d'água a serem acompanhados são aqueles que satisfazem a condição:

$$0,1 < H - h / H - H_0 > 1,0 \quad [\text{Eq. 6.11}]$$

As medições para a recuperação do nível da água, tanto na inserção quanto na retirada da sonda teste, poderão ser encerradas quando a recuperação atingir 10% do H máximo alcançado para a elevação ou rebaixamento, que corresponde ao $H - H_0$ obtido em $t = 0$.

Para uma maior validade do *Slug-test*, se faz necessário que o filtro do poço de monitoramento contemple toda a espessura do aquífero confinado ou, quando tratar-se de aquífero livre, que o filtro do poço de monitoramento esteja posicionado num pequeno intervalo junto à base do aquífero (FREEZE; CHERRY, 1979).

Neste trabalho, em todos os poços de monitoramento, o filtro ocupa toda a extensão da zona saturada e próxima a base do aquífero livre. Os valores dos parâmetros hidráulicos obtidos através do *Slug-test*, quando comparados com aqueles obtidos em testes de bombeamento no aquífero livre Barreiras, realizados fora da área de estudo, apresentam valores compatíveis entre si.

O valor do gradiente hidráulico foi obtido a partir da diferença entre cargas hidráulicas dos poços plotados no mapa potenciométrico, enquanto que a porosidade foi calculada através de ensaios de laboratório, realizados em amostras indeformadas coletadas na zona não saturada do aquífero livre (Laboratório Serviço Geológico do Brasil – CPRM).

6.3.3 Monitoramento da oscilação do nível da água e a definição do sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas

Para o monitoramento da oscilação do nível estático mediu-se a profundidade da água nos 15 poços construídos na área de pesquisa, durante os meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro de 2009. Estes dados foram coletados com o auxílio de um medidor de nível de água sonoro tipo Solinst, *Made in Canada*, com cabo de extensão de 20 metros, marcado de metro em metro, com escala em milímetro.

A avaliação da oscilação sazonal do nível estático permitiu a identificação das zonas de recarga e descarga do aquífero livre Barreiras. Para a definição do sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas foram utilizadas as cotas topográficas do local de perfuração dos poços de monitoramento e as medidas do nível das águas realizadas nos quinze poços. Na elaboração dos mapas de potenciométrica utilizou-se os programas *Surfer 8* (2004).

6.3.4 Análise de correlação linear entre as variáveis estudadas

A análise de correlação linear espacial avalia o grau de associação entre duas variáveis utilizadas neste trabalho. Nesse estudo é analisada a relação entre a variável y (oscilação da potenciométrica no tempo e no espaço) com relação à variável x_1 (precipitação pluviométrica). Esta análise estatística teve por objetivo verificar e mensurar o grau de associação linear entre essas variáveis, ou seja, o comportamento de uma variável com relação a outra. As correlações foram determinadas por meio do coeficiente produto-momento (product moment correlation coefficient) de Karl Pearson, conhecido como r (SOKAL; ROHLF, 1981).

Esse coeficiente pode variar entre -1 e $+1$, expressando desde um comportamento inverso, até um comportamento totalmente direto entre duas variáveis. Quando $r = 0$ significa que não há correlação linear entre as variáveis analisadas. A correlação nunca pode ser maior do que 1 ou menor do que -1 . Correlação próxima a zero indica que as duas variáveis não estão relacionadas. Correlação positiva indica que as duas variáveis movem-se juntas e são fortalecidas à medida que a correlação mais se aproxima de um. Uma correlação negativa indica que as duas variáveis movem-se em direções contrárias e que a relação, também, fica

mais forte quanto mais próxima de -1. Duas variáveis que estão perfeitamente correlacionadas positivamente ($r = 1$) movem-se essencialmente em perfeita proporção na mesma direção, enquanto que dois conjuntos que estão perfeitamente correlacionados, negativamente, movem-se em perfeita proporção em direções opostas.

6.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

No período chuvoso (janeiro a maio), quando a precipitação pluviométrica atinge a média de 335,03 mm, o nível da superfície potenciométrica encontra-se, em média, a uma profundidade de 9,11 metros, ocorrendo o inverso, durante o período de déficit hídrico (julho a novembro). Neste último período, a precipitação pluviométrica e a profundidade da superfície potenciométrica, em média, foram de 88,34 mm e 8,38 metros, respectivamente. Estes resultados demonstram que a água de recarga que chega ao aquífero livre é de origem pluvial. Resultados semelhantes foram obtidos também em trabalho desenvolvido por Healy; Cook (2002).

- *Oscilação do nível da água nos poços de monitoramento*

A oscilação do nível das águas subterrâneas rasas foi monitorada durante o ciclo hidrológico do ano de 2009, nos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro. Estas medidas de profundidade do nível da água, nos poços de monitoramento, foram obtidas através de medidor elétrico, marca *Solinst* de fabricação canadense.

Na Tabela 13 são apresentados os dados que foram coletados, durante o ano de 2009, nos 15 poços de monitoramento perfurados na área de pesquisa. Os valores de profundidade mínima, máxima, média e do desvio padrão comprovam a ocorrência de flutuações do nível das águas subterrâneas rasas, durante o ciclo hidrológico.

Tabela 13 - Intervalos de profundidades do nível da água no aquífero livre Barreiras, medidos nos 15 poços de monitoramento perfurados na área de pesquisa, durante o ano de 2009. Medidas efetuadas no período chuvoso (janeiro a maio) e no período com déficit hídrico (julho a novembro)

Poço de monitoramento	Profundidade do nível estático mensal (m)						Oscilação anual (m)				Oscilação média no período	
	Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov	Máx	Mín	Varição	Média	Jan-Mai	Jul-Nov
PM1	15,34	15,19	11,04	10,44	12,89	13,56	15,34	10,44	04,90	13,08	13,08	13,0
PM2	15,28	14,45	10,78	10,60	12,67	12,70	15,28	10,60	04,68	12,75	13,50	11,9
PM3	09,77	09,11	07,15	07,27	08,62	09,35	09,77	07,15	02,62	08,55	08,68	08,41
PM4	08,53	07,90	04,51	04,83	06,60	07,45	08,53	04,51	04,02	06,64	06,98	06,29
PM5	09,60	08,87	06,70	06,61	08,11	08,07	09,60	06,61	02,99	07,99	08,39	07,60
PM6	06,51	05,37	04,53	05,04	05,60	06,06	06,51	04,53	01,98	05,52	05,47	05,57
PM7	05,41	04,43	03,78	03,96	04,48	04,98	05,41	03,78	01,63	04,51	04,54	04,47
PM8	06,83	06,53	05,37	05,69	06,71	07,33	07,33	05,37	01,96	06,41	06,24	06,58
PM9	08,34	08,04	05,87	04,74	06,81	08,03	08,34	4,74	03,60	06,97	07,42	06,53
PM10	13,99	13,90	09,91	09,13	11,35	12,96	13,99	9,13	04,86	11,87	12,60	11,10
PM11	09,55	09,47	06,85	06,92	08,59	09,44	09,55	6,85	02,70	08,47	08,62	08,32
PM12	13,00	12,55	08,83	08,71	10,80	12,23	13,00	8,71	04,29	11,02	11,46	10,50
PM13	13,32	12,96	08,88	09,35	11,45	12,60	13,32	8,88	04,44	11,43	11,72	11,10
PM14	11,28	10,43	07,67	08,01	09,73	10,71	11,28	7,67	03,61	09,64	09,79	09,48
PM15	09,10	08,79	04,20	04,64	04,65	06,43	09,10	4,20	04,90	06,30	07,36	05,24
PR	14,35	12,37	05,76	06,61	6,84	11,37	14,35	5,76	08,59	09,55	10,83	08,27
Precipitação (mm)	331,2	399,3	274,6	145,6	73,20	46,30	399,3	46,30	353,00	211,7	335,03	88,30
Mínimo NE (m)	05,41	04,43	03,78	03,96	04,48	04,98	05,41	03,78	01,63	04,51	04,54	04,47
Máximo NE (m)	15,34	15,19	11,04	10,60	12,89	13,56	15,34	10,60	04,9	13,08	13,50	13,00
Média NE (m)	10,39	09,87	07,07	07,06	8,60	9,46	10,42	6,88	03,55	08,74	09,06	08,43

PR = poço de referência; PM = poço de monitoramento e NE = nível da água do aquífero livre Barreiras

O nível da água esteve mais próximo da superfície do terreno na estação de déficit hídrico, quando atingiu 3,78m no poço PM7. Enquanto que a maior profundidade do nível da água do período monitorado, foi registrada em janeiro de 2009, quando o nível da água foi de 15,34m no poço PM1. Os poços PM7 e PM15 apresentaram os menores níveis durante os meses de monitoramento, sendo verificados os maiores níveis nos poços PM1 e PM2 (Tabela 13).

A menor oscilação do nível da água ocorreu no poço PM07, localizado em área de descarga as proximidades da área aluvionar, onde a diferença entre a máxima e a mínima foi de 1,63m. Nos poços PM1 e PM15, onde se verificou a maior oscilação do nível da água no aquífero livre, durante o período de monitoramento, a diferença entre a máxima e a mínima foi de 4,90 m. Os poços PM1 e PM15 situam-se em área de recarga do aquífero livre do Grupo Barreiras.

Na área de plantio de citros, onde predominam cotas topográficas mais elevadas, o nível da água encontra-se em média a 8,79 m de profundidade. Para a área de cotas menores, onde encontra-se a vila de Capitão Pocinho, a profundidade média do nível da água é de 5,48m, variando de 3,78m (mínimo) no PM7 e no 7,83m (máximo) no PM8.

Observa-se que as medidas de níveis da água nos poços atingem, de forma simultânea, a maior profundidade no período chuvoso e ficam menos profundos nos períodos de seca (Figura 34).

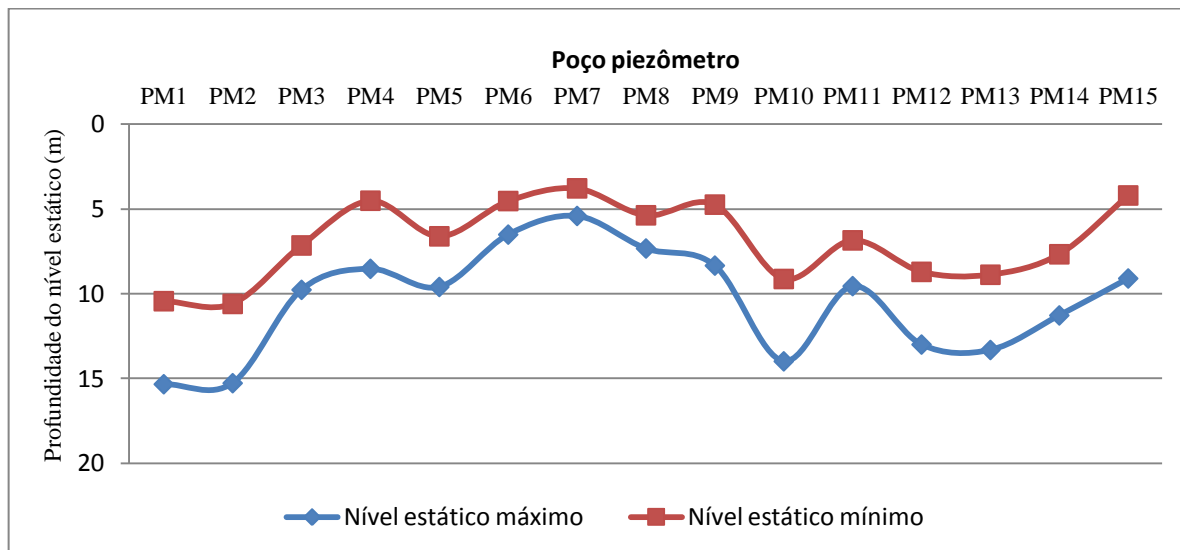


Figura 34 - Oscilação temporal do nível da água nos 15 poços de monitoramento, no período de janeiro a novembro de 2009, nas nascentes do rio Capitão Pocinho

Essa relação, entre precipitação pluviométrica e profundidade do nível estático, sugere que as perfurações dos poços estão situadas num contexto hidrogeológico com continuidade lateral e vertical, ou seja, na unidade aquífera do Grupo Barreiras. Estes resultados são também compatíveis com os perfis descritivos dos poços de monitoramento. Estes perfis foram elaborados com base nas descrições de campo, em associação com a classificação granulométrica dos sedimentos da zona não saturada (Laboratório de Solos da Universidade Federal rural da Amazônia – UFRA).

- *Análise de correlação estatística linear entre as variáveis estudadas*

Para verificar o grau de associação entre as variáveis estudadas aplicou-se a *análise de correlação linear*. A análise estatística de correlação entre os níveis de profundidade das águas subterrâneas rasas nos poços de monitoramento e a precipitação pluviométrica média, calculada com base nos dados coletados entre 1980 e 2001, resultou em níveis de significância $p < 0,05$ e $p < 0,01$ (Tabela 14). Os testes foram realizados utilizando-se o software estatístico SPSS® 13.0 for Windows (2004).

Tabela 14 - Coeficientes de correlação entre a variável precipitação pluviométrica média anual (Y) e a variável profundidade do nível estático. Os dados de variação do nível estático foram coletados nos 15 poços de monitoramento (X's) instalados nas nascentes da microbacia hidrográfica do rio Capitão Pocinho, durante o ciclo hidrológico de 2009

	Precipitação	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8	PM9	PM10	PM11	PM12	PM13	PM14	PM15
Precipitação	1															
PM1	0,45	1														
PM2	0,48	0,98	1													
PM3	0,13	0,94	0,92	1												
PM4	0,27	0,97	0,96	0,99	1											
PM5	0,40	0,98	0,99	0,94	0,97	1										
PM6	-0,08	0,75	0,78	0,91	0,87	0,83	1									
PM7	0,02	0,80	0,82	0,94	0,90	0,86	0,99	1								
PM8	-0,26	0,74	0,69	0,91	0,85	0,74	0,88	0,86	1							
PM9	0,28	0,95	0,90	0,95	0,94	0,91	0,77	0,84	0,82	1						
PM10	0,39	0,99	0,95	0,95	0,97	0,94	0,76	0,82	0,78	0,98	1					
PM11	0,15	0,95	0,90	0,99	0,98	0,92	0,84	0,86	0,91	0,96	0,96	1				
PM12	0,27	0,98	0,94	0,98	0,99	0,95	0,84	0,88	0,86	0,97	0,99	0,99	1			
PM13	0,21	0,96	0,94	0,99	1,00	0,95	0,86	0,88	0,88	0,94	0,97	0,99	0,99	1		
PM14	0,13	0,93	0,92	1,00	0,99	0,94	0,92	0,94	0,92	0,94	0,95	0,99	0,98	0,99	1	
PM15	0,62	0,92	0,93	0,82	0,89	0,89	0,67	0,73	0,55	0,82	0,91	0,82	0,88	0,87	0,83	1

* Correlação significativa a uma probabilidade de 5% de erro

** Correlação significativa a uma probabilidade de 1% de erro

ns Não significativa

A análise de correlação linear demonstra que, de forma significativa, a correlação positiva direta do índice pluviométrico ocorreu quase na totalidade dos poços analisados, com exceções aos poços PM6 ($r_{PM6} = -0,08$; $p < 0,01$) e PM8 ($r_{PM8} = -0,26$; $p < 0,05$). Nestes dois poços ocorreu correlação negativa entre a precipitação e os níveis das águas subterrâneas rasas, durante todo o período monitorado. Uma correlação inversa indica que as duas variáveis movem-se em direções opostas. Nos meses com crescentes valores de precipitação pluviométrica os valores de nível das águas subterrâneas rasas diminuíram, indicando recarga direta do aquífero por meio das precipitações pluviométricas.

Com base nos fundamentos hipotéticos utilizados no método da flutuação do nível de água, ou seja, que a elevação do nível de água subterrânea em aquíferos livres ocorre devido à água de recarga que chega a zona saturada (HEALY; COOK, 2002), associado aos dados obtidos neste trabalho, considera-se que a área de estudo constituí-se em uma zona de recarga indireta do aquífero livre Barreiras.

A análise de correlação da variação sazonal do nível estático entre os poços PM1, PM2, PM3, PM4, PM5, PM7, PM9, PM10, PM11, PM12, PM13, PM14 e PM15, mostra uma

correlação positiva direta dentre os poços analisados, indicando conexão hidráulica entre estes poços e uma similaridade litológica lateral, na área de estudo. Estes resultados são compatíveis com aqueles observados quando da elaboração do perfil hidrogeológico esquemático (norte-sul), entre os poços PM1, PM6 e PM14 (Figura 35).

Considerando-se que na área de estudo não é utilizado o método de irrigação no plantio intensivo de citros, este comportamento sazonal da superfície potenciométrica sugere que a oscilação da profundidade do nível das águas subterrâneas rasas do aquífero livre Barreiras, nos poços de monitoramento, ocorre exclusivamente em função da infiltração das águas pluviais.

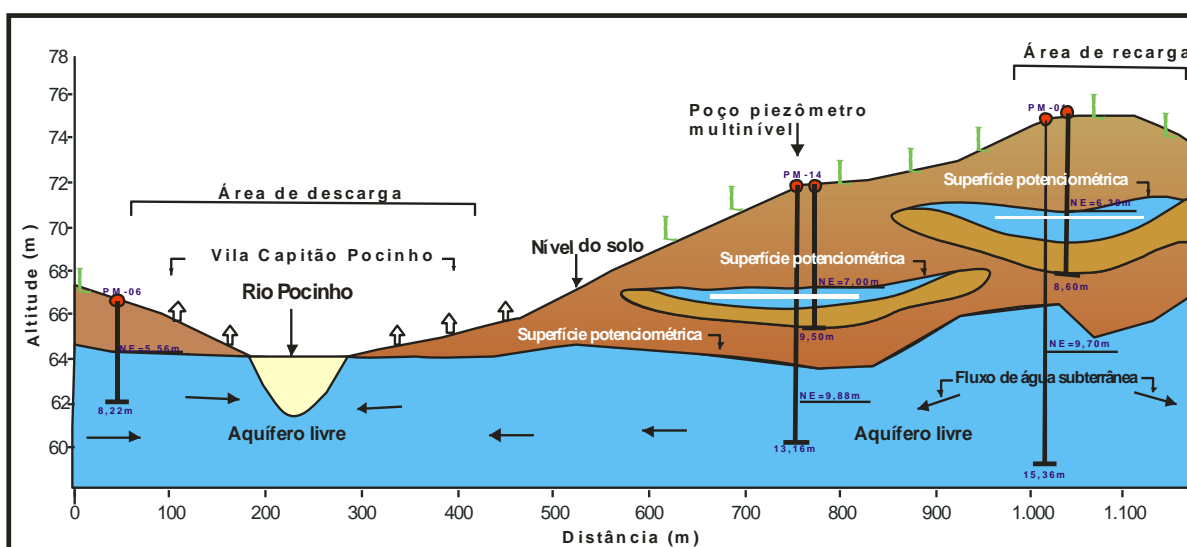


Figura 35 - Perfil hidrogeológico esquemático norte-sul, entre os poços de monitoramento PM01, PM14 e PM06, mostrando o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas e o posicionamento dos aquíferos livre e/ou livre suspenso

- *Sentido sazonal do fluxo das águas subterrâneas rasas*

O sentido do fluxo das águas subterrâneas rasas foi obtido através da superfície potenciométrica definida nos poços de monitoramento, de acordo com o método descrito acima. A identificação dos poços de monitoramento utilizados neste trabalho, as coordenadas em UTM, as cotas topográficas, a profundidade do nível da água e a carga hidráulica em cada poço, são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 - Oscilação média mensal da superfície potenciométrica, durante o período chuvoso e de déficit hídrico de 2009. Os dados coletados nos 15 poços de monitoramento perfurados na área de pesquisa, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho

Coordenadas		Poço	Carga hidráulica (m)						Média (mm)	
UTM-N	UTM-E		JAN	MAR	MAI	JUL	SET	NOV	Chuva	Déficit hídrico
255782,65	9798316,52	PM1	58,66	58,81	62,96	63,56	61,11	60,44	60,14	61,70
256212,93	9798317,00	PM2	59,92	60,75	64,42	64,60	62,53	62,50	61,70	63,21
256212,93	9798039,91	PM3	61,23	61,89	63,85	63,73	62,38	61,65	62,32	62,59
255244,54	9797302,53	PM4	59,47	60,10	63,49	63,17	61,40	60,55	61,02	61,71
255568,18	9797302,53	PM5	58,20	58,93	61,10	61,19	59,69	59,73	59,41	60,20
255782,65	9797579,33	PM6	55,99	57,13	57,97	57,46	56,90	56,44	57,03	56,93
255401,52	9797577,72	PM7	57,59	58,57	59,22	59,04	58,52	58,02	58,46	58,53
255103,52	9798039,91	PM8	64,67	64,97	66,13	65,81	64,79	64,17	65,26	64,92
255103,52	9798317,00	PM9	66,66	66,96	69,13	70,26	68,19	66,97	67,58	68,47
255401,52	9798316,52	PM10	60,01	60,10	64,09	64,87	62,65	61,04	61,40	62,85
255244,54	9798194,56	PM11	64,20	64,28	66,90	66,83	65,16	64,31	65,13	65,43
255568,18	9798194,56	PM12	60,50	60,95	64,67	64,79	62,70	61,27	62,04	62,92
256008,23	9798189,75	PM13	60,43	60,79	64,87	64,40	62,30	61,15	62,03	62,62
255782,65	9798039,91	PM14	60,72	61,57	64,33	63,99	62,27	61,29	62,21	62,52
256008,23	9797302,53	PM15	55,10	55,41	60,00	59,56	59,55	57,77	56,84	58,96
Mínimo			55,10	55,41	57,97	57,46	56,90	56,44	56,84	56,93
Máximo			66,66	66,96	69,13	70,26	68,19	66,97	67,58	68,47
Média			60,22	60,75	63,54	63,55	62,01	61,15	61,50	62,24
Oscilação			11,56	11,55	11,16	12,80	11,29	10,53	10,75	11,54

O sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas, tanto no período chuvoso como no de déficit hídrico, apresenta uma tendência às águas superficiais do rio Capitão Pocinho, o que explica a presença de fontes de águas surgentes nas nascentes da microbacia hidrográfica. Estes dados sugerem ainda que o referido rio é efluente, ou seja, é alimentado pelas águas subterrâneas rasas (Figura 36).

A maioria destas nascentes está completamente degradada, devido à ação antrópica. Neste contexto, localiza-se a vila homônima onde residem cerca de 2.000 pessoas, as quais fazem uso destas águas para consumo doméstico.

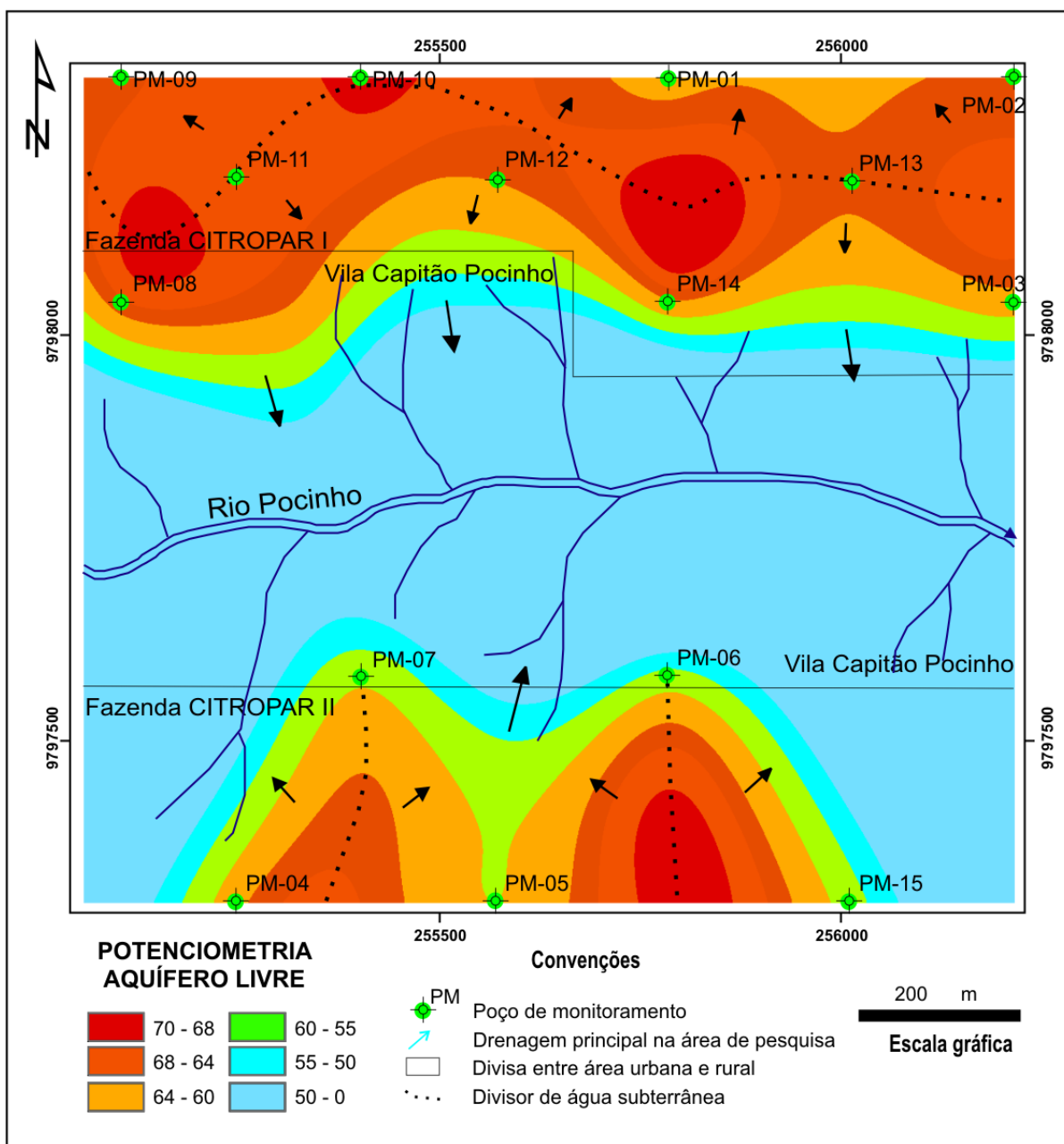


Figura 36 - Sentido de fluxo das águas subterrâneas no aquífero livre Barreiras

As medidas de potenciometria elevada obtidas nos poços PM11, PM12 e PM13, localizados na porção norte, como também, aquelas adquiridas nos poços PM4, PM6 e PM15, no extremo sul da área de estudo, associado aos dados obtidos nos demais poços de monitoramento, definem o gradiente hidráulico e conseqüentemente a delimitação das zonas de recargas e descarga das águas subterrâneas rasas. Nos poços PM6 e PM8, situados em terrenos planos, foram registrados os menores valores de potenciometria.

A espessura dos aquíferos é maior na margem esquerda do que na margem direita do rio Capitão Pocinho, o que contribui para explicar as variações da superfície potenciométrica entre os períodos analisados.

Na zona de recarga do extremo norte, o sentido de fluxo está direcionado para N-NE e S-SE, enquanto que na zona de recarga sul o fluxo tende para NE-SW. Na porção norte esta configuração contribui para que parte dos agroquímicos aplicados ao solo, na citricultura intensiva, não seja transportado em direção a vila de Capitão Pocinho.

- *Comparação entre os dois mapas potenciométricos elaborados para o período chuvoso e de déficit hídrico*

Os mapas de potencimetria do período chuvoso e de déficit hídrico foram elaborados com base nos dados de cota do topo do aquífero livre Barreiras e de nível da água obtidos nos poços construídos na área de pesquisa (Figura 37 e Figura 38).

Nestes mapas observa-se que a crista da superfície potenciométrica, no extremo norte da área de estudo, caracteriza-se como uma zona de recarga local do aquífero livre Barreiras. No extremo sul e na porção oeste a zona de recarga encontra-se fora da área de pesquisa.

Neste contexto, o aquífero livre Barreiras condiciona um regime influente no ciclo hidrológico local, demonstrando uma relação direta entre as águas de infiltração e aquelas de superfície da drenagem principal, durante o período de déficit hídrico. Para os dois períodos analisados, o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas apresentou incipientes alterações. Ressalte-se que todas as linhas de fluxos principais aparecem no sentido do rio Capitão Pocinho.

O gradiente hidráulico, no extremo norte, apresenta uma configuração convexa na área de recarga, durante o período chuvoso e um alongamento desta forma no período de déficit hídrico. Esta mudança geométrica da área de recarga é atribuída à diminuição da profundidade do nível potenciométrico neste último período, em decorrência do processo final de infiltração das águas pluviométricas. Nesta área o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas é discordante com a morfologia da superfície topográfica do terreno.

A espessura média da superfície potenciométrica no período chuvoso, em relação à média no período de déficit hídrico, foi de 56,84 m no poço PM15 a 68,47 no poço PM9. O poço PM9 também apresentou o máximo valor potenciométrico (67,58 m), no período chuvoso. A oscilação da carga hidráulica difere, em média, apenas 0,79 m de um período para outro. Durante o ciclo hidrológico do período analisado ocorreu uma diminuição

incipiente no valor do gradiente hidráulico e significativa modificação na inclinação da superfície potenciométrica na porção centro-norte.

Considerando-se o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas recomenda-se o adensamento da rede de poços de monitoramento, entre os poços PM8 e PM14, assim como entre os poços PM6 e PM7 com o objetivo de detectar a pluma poluente com maior precisão.

Esta avaliação evidencia que a pluma de contaminação, de origem difusa, tende em direção à região urbana da vila de Capitão Pocinho.

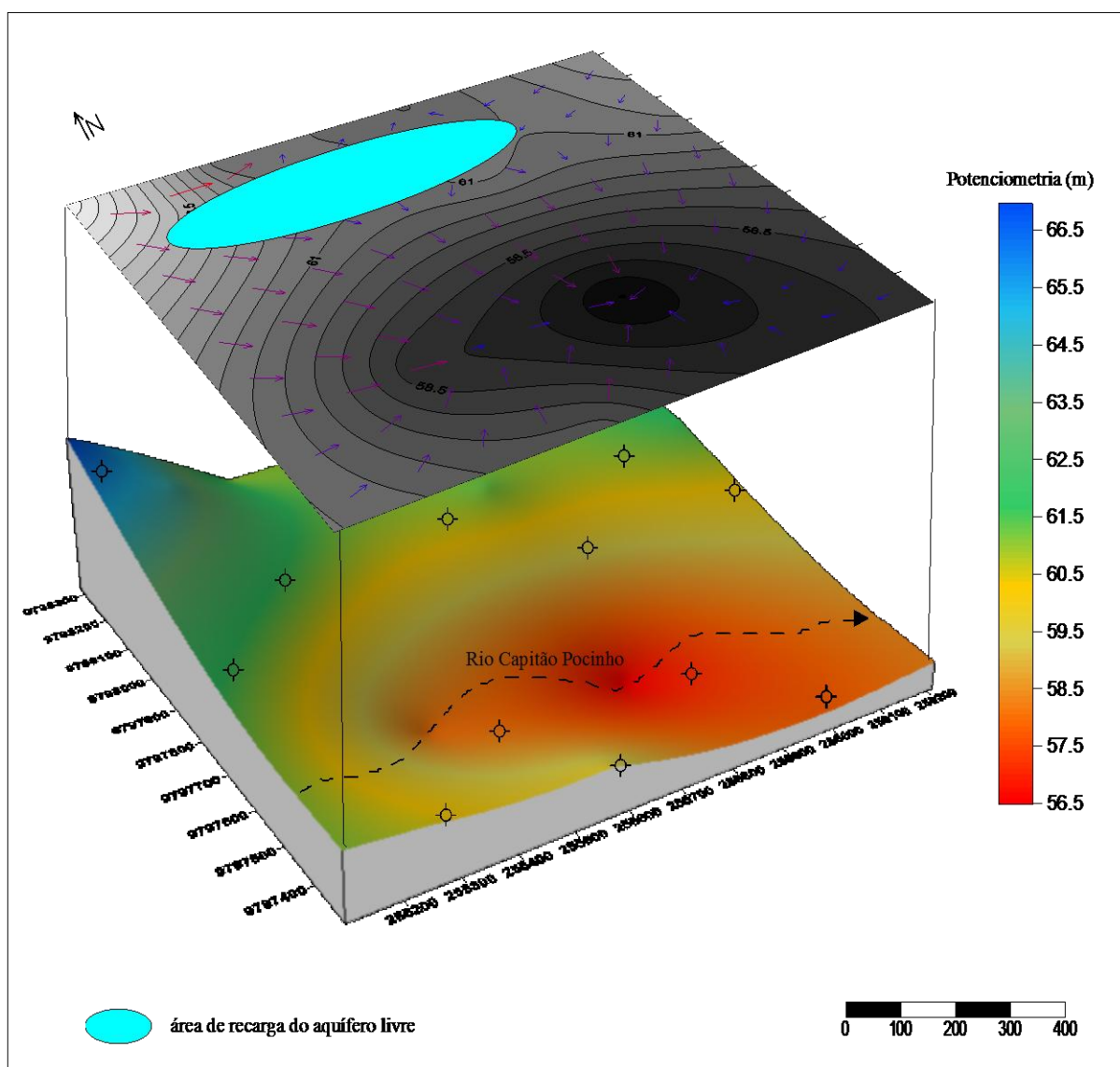


Figura 37 - Bloco diagrama tridimensional mostrando a superfície potenciométrica e o sentido do fluxo das águas subterrâneas rasas, período **chuvoso** de 2009, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho

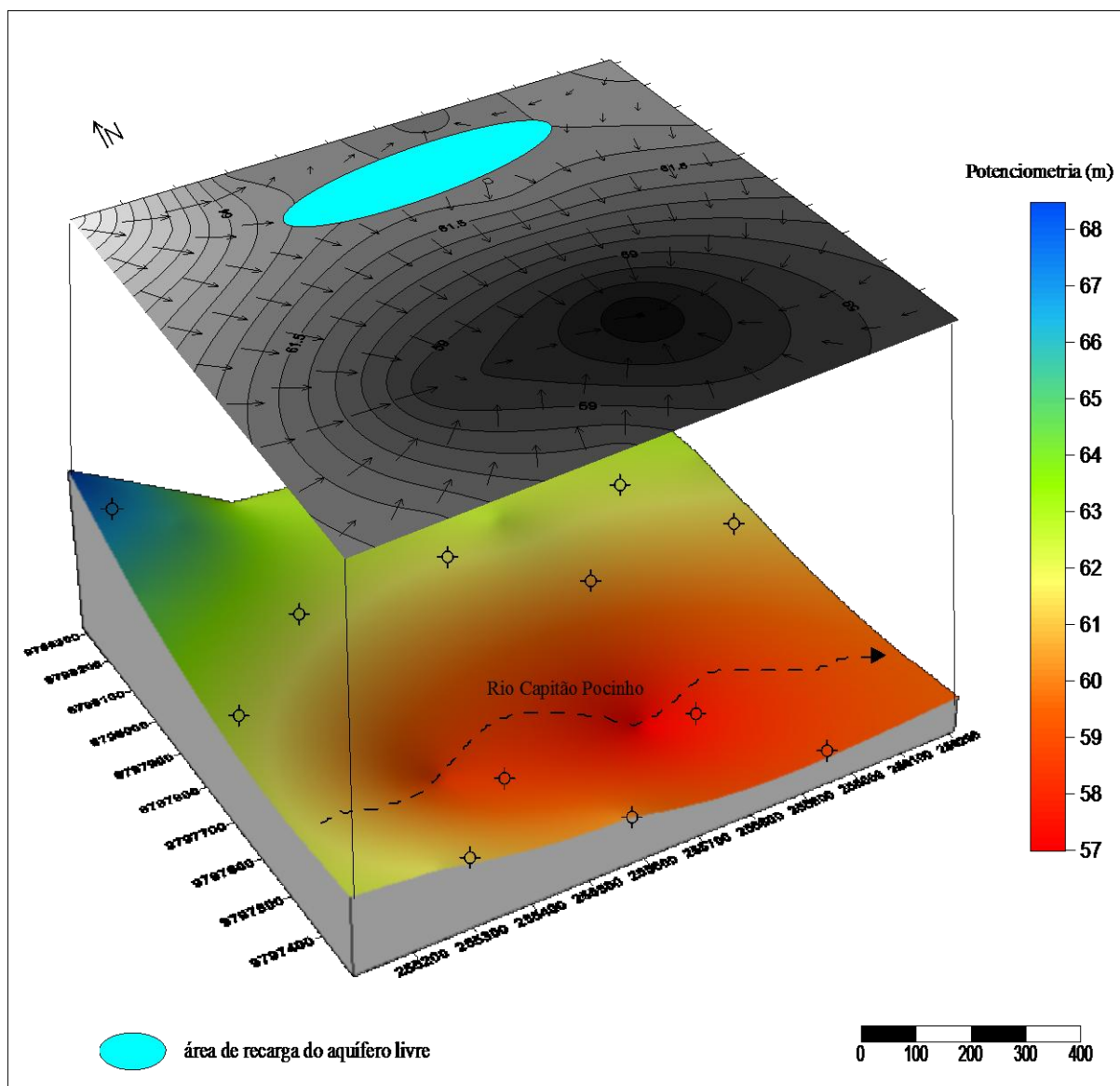


Figura 38 - Bloco diagrama tridimensional mostrando a superfície potenciométrica e o sentido de fluxo das águas subterrâneas rasas, período de **déficit hídrico** de 2009, nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho

- *Estimativa da velocidade do fluxo das águas subterrâneas rasas*

O objetivo da determinação da velocidade do fluxo das águas subterrâneas rasas foi estabelecer o provável tempo de percolação da pluma de contaminante, até atingir os poços caseiros escavados na vila de Capitão Pocinho. A água destes poços é utilizada pela população residente para consumo doméstico. A velocidade do fluxo foi determinada através da lei de Darcy.

A condutividade hidráulica da zona saturada do aquífero livre foi resultante dos dados obtidos nos quinze “*Slug-tests*”, realizados na rede de poços de monitoramento, de acordo

com o teste desenvolvido por Hvorslev. O ensaio foi interpretado utilizando-se o programa *Aquifer Test*, da empresa *Waterloo Hydrogeologic Inc.*.

Para o cálculo da velocidade de deslocamento do fluxo das águas subterrâneas rasas foi adotado o mesmo valor de porosidade calculado para a zona não saturada do aquífero livre (38%).

O gradiente hidráulico (i) foi determinado a partir do mapa potenciométrico, através da seguinte equação matemática: $i = (dh/dL)$. A oscilação do potencial hidráulico (dh) e a distância entre os poços de monitoramento PM1 e PM14 (dL) foram de 1,37 m e de 286 m, respectivamente. Deste modo, obteve-se o valor do $i = 0,0022$.

De acordo com os resultados obtidos nas quinze determinações, os valores de condutividade hidráulica (K) da zona saturada do aquífero livre, situam-se entre o mínimo de $1,01 \text{ E-}04 \text{ cm s}^{-1}$ e o máximo de $8,00 \text{ E-}03 \text{ cm s}^{-1}$. Tendo-se como base valores de condutividade hidráulica apresentados na literatura para diferentes materiais geológicos (Tabela 16), constatou-se que os sedimentos da zona saturada classificam-se como silte arenoso e areia fina (FETTER, 1988). Essa classificação difere pouco daquela obtida através das análises granulométricas para a zona não saturada do aquífero livre. A descrição dos perfis litológicos dos poços de monitoramento estudados, também, não revelaram diferenças significativas no material do aquífero livre, na área de estudo.

Tabela 16 Valores de condutividade hidráulica (K) em cm s^{-1} para alguns materiais geológicos

Materiais	K (cm s^{-1})
Cascalho bem selecionado	$1 - 10^{-2}$
Areia bem selecionada	$10^{-1} - 10^{-3}$
Silte arenoso, areia fina	$10^{-3} - 10^{-5}$
Silte, areia siltica, argila arenosa	$10^{-4} - 10^{-6}$

Fonte: modificado de Fetter, 1988

Substituindo-se os valores de K , η , dh e dL na equação matemática $v = (K \eta^{-1}) \times (dh/dL)$, pelos seus respectivos valores, tem-se que a velocidade linear média (v) do fluxo das águas subterrâneas rasas, na zona saturada do aquífero livre, em condições naturais, é a seguinte:

$$v = (0,17/0,39) \times (0,005) = 0,0022 \text{ m dia}^{-1} \text{ ou } v = 0,80 \text{ m ano}^{-1}$$

Ressalte-se que o movimento da água através do aquífero livre não está limitado à zona abaixo da superfície potenciométrica ou à zona saturada, mas também à franja capilar. A água na franja capilar está sujeita ao mesmo gradiente hidráulico que existe na superfície potenciométrica. Assim, a água na franja capilar move-se, no mesmo sentido que as águas

subterrâneas rasas. A velocidade do movimento lateral na franja capilar decresce no sentido vertical ascendente e torna-se zero no topo da franja.

Considerando-se os tempos de trânsito que são eficientes na degradação dos agroquímicos, o afastamento seguro entre a fonte contaminante e qualquer tipo de captação de água potável deve ser pelo menos, a equivalente à distância percorrida pelas águas subterrâneas rasas num período de duzentos e dez dias, como recomenda a legislação americana (CAVALCANTI, 1996).

6.5. CONCLUSÕES

A correlação da oscilação da profundidade do nível estático, entre os poços, sugere uma continuidade lateral da unidade de armazenamento e transmissão de águas subterrâneas rasas locais, na parte superior do terreno. Neste ambiente hidrogeológico foram constatadas evidências de que o processo de recuperação da superfície potenciométrica ocorre logo após o término do período chuvoso.

De acordo com a velocidade de deslocamento das águas subterrâneas rasas (0,80 m ano⁻¹) e considerando-se que: 1) as águas subterrâneas rasas fluem no sentido da vila de Capitão Pocinho; 2) o tempo do plantio intensivo de citros por um longo período (cerca de 20 anos) e a proximidade da zona urbana da vila de Capitão Pocinho com a zona rural, concluí-se que a frente da pluma dos contaminantes utilizados na citricultura intensiva, embora incipiente, já atingiu alguns poços de captação de água para consumo humano, no ano de 2009. Contudo, tratando-se de produtos agrícolas devem ser realizadas análises mais detalhadas de modo a proteger a saúde pública.

REFERÊNCIAS

ARAI, M. A grande elevação eustática do Mioceno e sua influência na origem do Grupo Barreiras. **Geologia USP, Série Científica**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 1-6, 2006.

ARAÚJO, P. P.; FRANCISCO A. OLIVEIRA; HERDJANIA V. LIMA; QUEIROZ, J. C. B.; ITABARACI N.; CAVALCANTE. Propriedades físicas e dinâmicas da infiltração em agroecossistema de *cítrus sinensis* 1 (laranja), nordeste Pará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 2011 (no prelo).

BORGES, M. S.; ANGÉLICA, R. S. **Levantamento geológico da Ilha do Mosqueiro**, Estado do Pará. Belém: Universidade Federal do Pará, Projeto Fosfatos na Amazônia, 1986. 34 p.

CAVALCANTI, M. A. M. P. **Impacto dos Sistemas de Saneamento “in situ” nas Águas Subterrâneas no bairro de Piratininga - Município de Niterói (RJ)**. 1996. 95p. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências, São Paulo, 1996.

COSTA M. L. Aspectos geológicos dos lateritos da Amazônia. **Rev. Bras. Geoc.**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 146-160, 1991.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ W. **Physical and chemical hydrogeology**. New York: John Wiley & Sons, 1990. 842 p.

FARIAS, E. S; NASCIMENTO, F. S; FERREIRA, M. A. A. **Área de Belém / Outeiro: Relatório Final**. Belém: UFPa/ Centro de Geociências, 1992. 247 p.

FERREIRA, C. S. Notas estratigráficas sobre o Cenozóico do Estado do Pará. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 1, Belém, 1982. **Anais do...** Belém: SBG, 1982. v. 1, p. 84-88.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. Columbus, OH: Charles E. Merrill Publishing Company, 1988. 488 p.

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

GÓES, A. M. **Estudos sedimentológicos dos sedimentos Barreiras, Ipixuna e Itapecuru, no nordeste do Pará e Noroeste do Maranhão.** 1981. 55f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, 1981.

HEALY, R. W.; COOK, P. G. Using groundwater levels to estimate recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 10, 2002.

HUBBERT M. K. The Theory of Ground-Water Motion. **The Journal of Geology**, v. 48, p. 785-944, Nov.Dec. 1940.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico 2000.** Rio de Janeiro, 2000.

IGREJA, H. L. S.; BORGES, M. S.; ALVES, R. L.; COSTA JÚNIOR, P. S. C.; COSTA, J. B. S. Estudos neotectônicos nas ilhas do Outeiro e Mosqueiro, NE do Estado do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 36. Natal. **Anais...** Natal: Sociedade Brasileira de Geologia, 1990, v.5, p. 2110-2123

PARÁ. Secretaria de Estado de Indústria, Comércio e Mineração- SEICOM. **Plano Diretor de Mineração em Áreas Urbana Região Metropolitana de Belém e Adjacências:** projeto de estudo do meio ambiente em sítios de extração de materiais de construção na região de Belém - Benevides, Estado do Pará, Relatório Final. Belém: IBGE, 1995. 2v.

SOKAL, R. R.; ROBLI F I. **Biomeiry:** the principles and practice 0/statistics in biological research. San Francisco: W.H. Freeman, 1981. 859 p.

SURFER. **Contouring and 3D surface mapping for scientists and engineers.** User's Guide. Colorado - U.S.A: Golden Software Inc.. , 2004. Versão 8.

CONCLUSÕES GERAIS

A partir das análises dos aspectos físicos, físico-químicos e dinâmicos que atuam no aquífero livre Barreiras, no agroecossistema de citros no alto curso do rio Capitão Pocinho, foi possível evidenciar a natureza diferencial entre os componentes do sistema hidrogeológico e os processos hidráulicos subterrâneos estudados, conforme as seguintes conclusões:

i) propriedades físicas e dinâmicas da infiltração em agroecossistema de Citrus Sinenses 1 (laranja), nordeste Pará

Nas nascentes do rio Capitão Pocinho estima-se em torno de cinco (5) anos o tempo médio para que os agroquímicos atinjam as águas subterrâneas rasas.

A maior compactação do solo na margem esquerda, em função do uso intensivo de máquinas agrícolas, pode ter contribuído para a discreta redução da velocidade de infiltração nesta área.

Ao se correlacionar a velocidade de infiltração com a proteção dos recursos hídricos subterrâneos, observou-se que as águas do aquífero livre Barreiras são mais susceptíveis à contaminação por produtos químicos utilizados na citricultura intensiva.

ii) vulnerabilidade dos aquíferos freáticos à poluição por nitrato em plantio de citros na Amazônia oriental - Pará, Brasil

O material do aquífero livre, predominante, constituído por areia siltosa associado ao elevado índice pluviométrico da área de pesquisa, favorece a contaminação das águas subterrâneas rasas (freáticas) pela maioria dos contaminantes, podendo também ser atingidas de maneira relativamente rápida por bactérias e vírus;

O mapa DRASTIC e DRASTIC *Pesticidas* apresentaram classes de vulnerabilidade muito alta a alta, em cerca de 80% da área de pesquisa. Estes índices são compatíveis com a conotação positiva do teor de nitrato;

A área de pesquisa apresenta elevado risco de poluição por nitratos devido ao cultivo e o manejo agrícola do solo, na citricultura.

iii) difusão do nitrato no aquífero livre barreiras e classificação hidroquímica das águas subterrâneas rasas num laranjal na Amazônia

A evolução hidroquímica temporal é comandada pela variação sazonal do processo de lixiviação das águas pluviométricas na zona subsaturada do aquífero livre Barreiras;

Os compostos nitrogenados (NO_3^- e NH_4^+) apresentaram mudanças relevantes entre a época chuvosa e seca, indicando alterações antrópicas na qualidade natural das águas rasas.

As águas subterrâneas rasas estão sendo gradativamente contaminadas por nitratos de origem antrópica multi-pontual gerados na fertilização dos citros cultivados;

Os teores atuais apresentaram valor abaixo do valor máximo permissível para águas destinadas ao consumo humano, que é de $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$;

A presença de amônio (NH_4^+) em alguns poços de monitoramento sugeriu uma contaminação recente, antes que ocorresse o processo de nitrificação originando o nitrato.

A presença de composto nitrogenado nitrato em 60% da área de pesquisa, pode também, sugerir a possível presença de outros contaminantes que poderiam causar problemas de saúde.

iv) potenciometria e dinâmica sazonal do nível freático nas nascentes da microbacia do rio Capitão Pocinho (PA)

De acordo com a velocidade de deslocamento das águas subterrâneas rasas ($0,80 \text{ m ano}^{-1}$) e considerando-se que: 1) as águas subterrâneas rasas fluem no sentido da vila de Capitão Pocinho; 2) o tempo do plantio intensivo de citros por um longo período (cerca de 20 anos) e a proximidade da zona urbana da vila de Capitão Pocinho com a zona rural, concluí-se que a frente da pluma dos contaminantes utilizados na citricultura intensiva, embora incipiente, já atingiu alguns poços de captação de água para consumo humano, no ano de 2009. Contudo, tratando-se de fertilizantes agrícolas devem ser realizadas análises mais detalhadas de modo a proteger a saúde pública.

v) *hipóteses testadas*

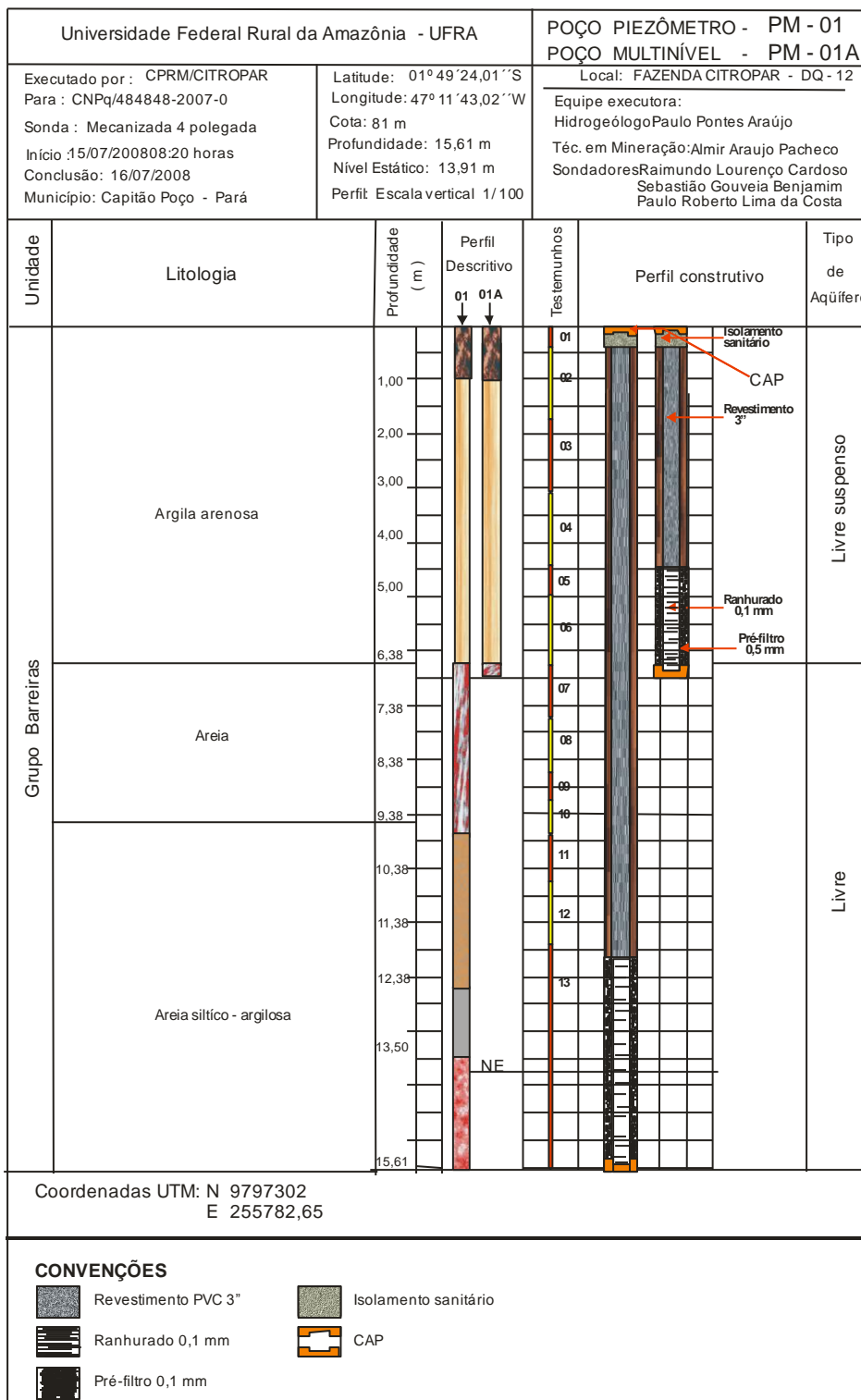
Todas as hipóteses que se fez na tentativa de verificar a validade de respostas existentes para as questões científicas elaboradas para esta pesquisa, após a constatação dos fatos, foram testadas e aceitas, ou seja:

- ✓ *H1* No manejo de monocultivo de citros, os agroquímicos alcançam as águas subterrâneas freáticas, através do processo de infiltração;
- ✓ *H2* Foi possível se caracterizar o processo de nitrificação e a evolução hidroquímica das águas subterrâneas freáticas entre os períodos sazonais.
- ✓ *H3* A análise das variações sazonais dos teores de nitrato é aceitável como parâmetro de validação da vulnerabilidade *DRASTIC Pesticida*;
- ✓ *H4* As águas subterrâneas captadas na vila Capitão Pocinho estão passíveis de contaminação por produtos químicos utilizados na citricultura.

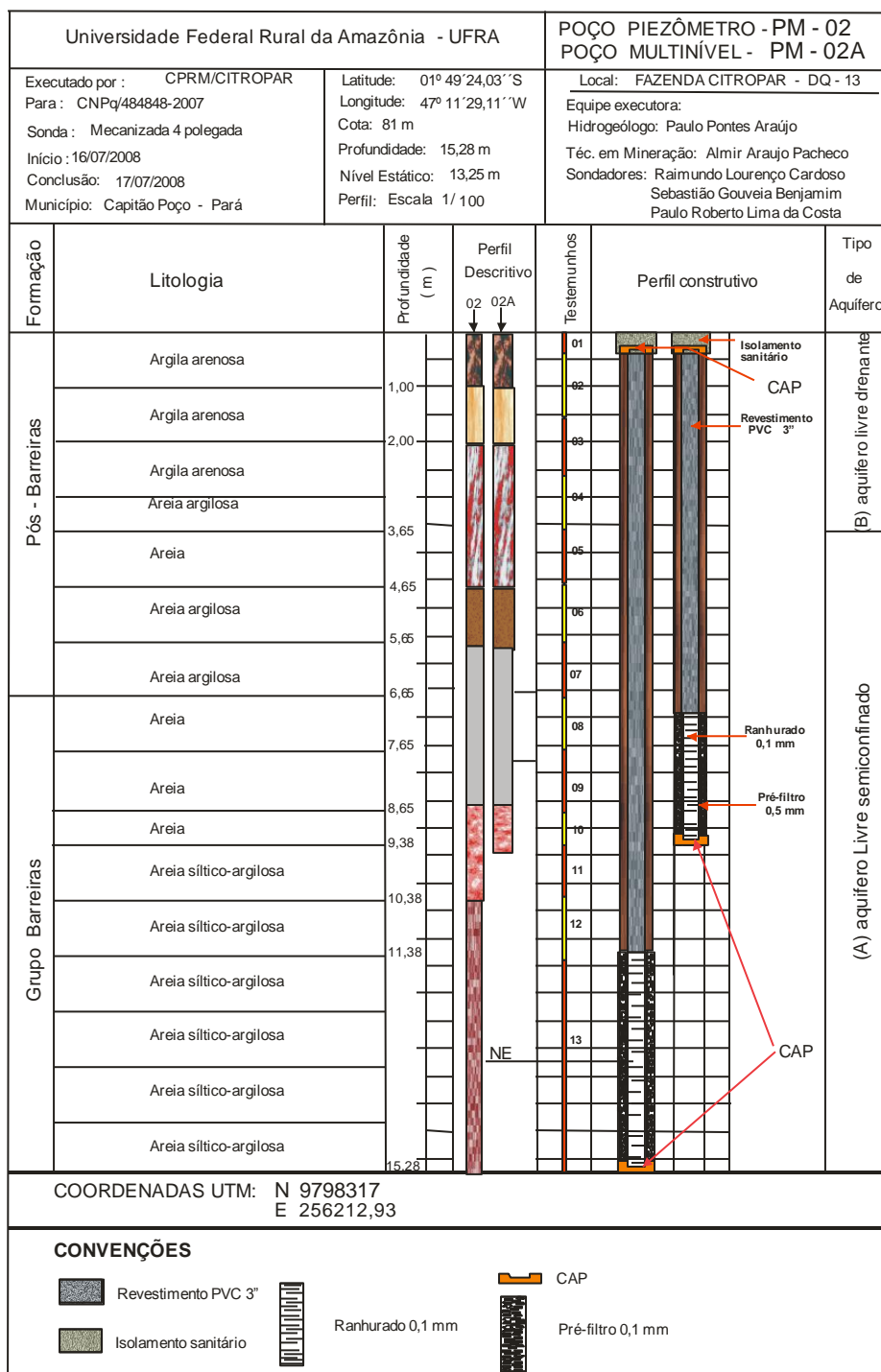
A N E X O S

ANEXO A – PERFIS CONSTRUTIVOS E LITOLÓGICOS DOS POÇOS DE MONITORAMENTO CONSTRUÍDOS NO ALTO RIO CAPITÃO POCINHO

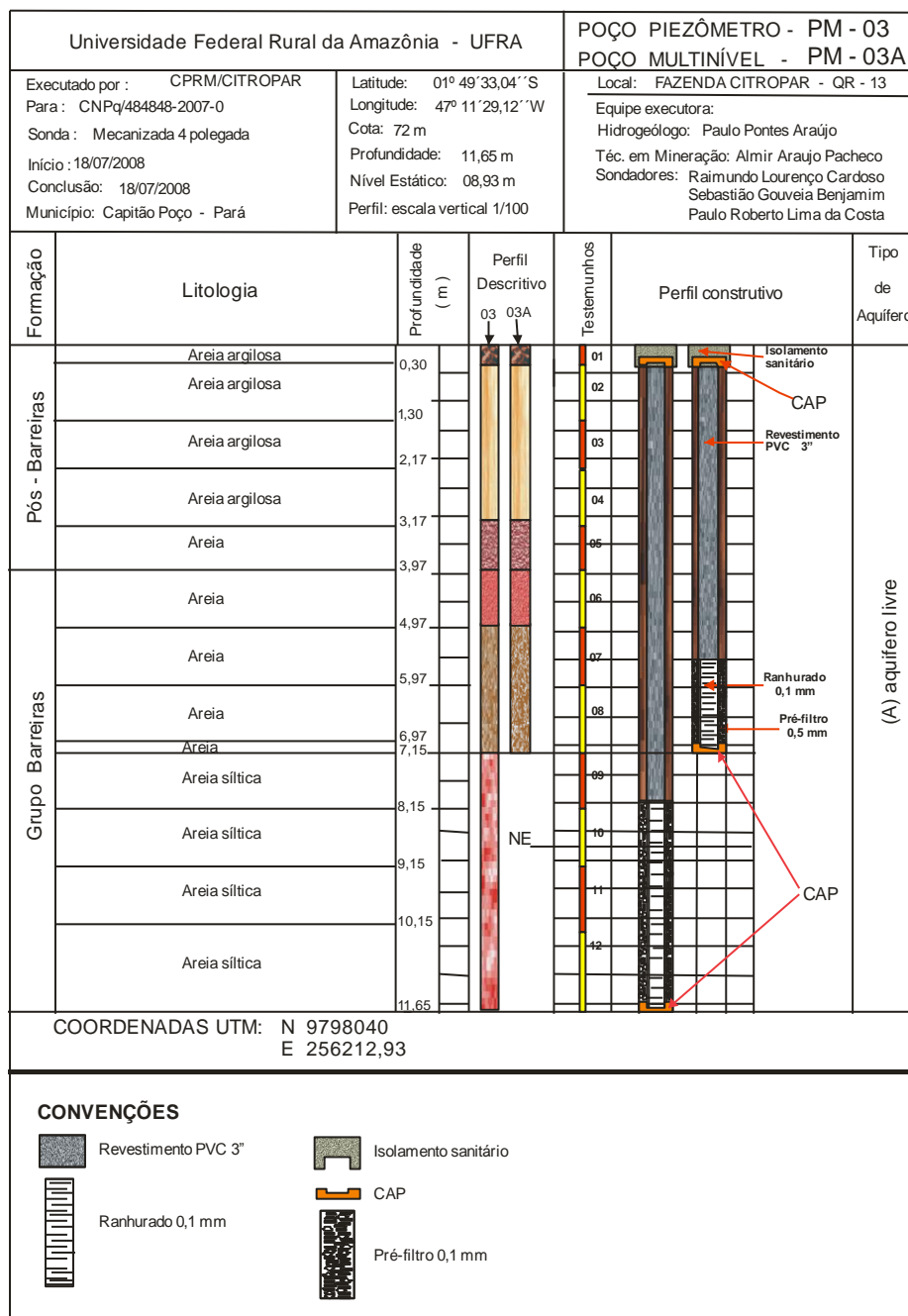
ANEXO A.1 Poço de monitoramento PM – 01



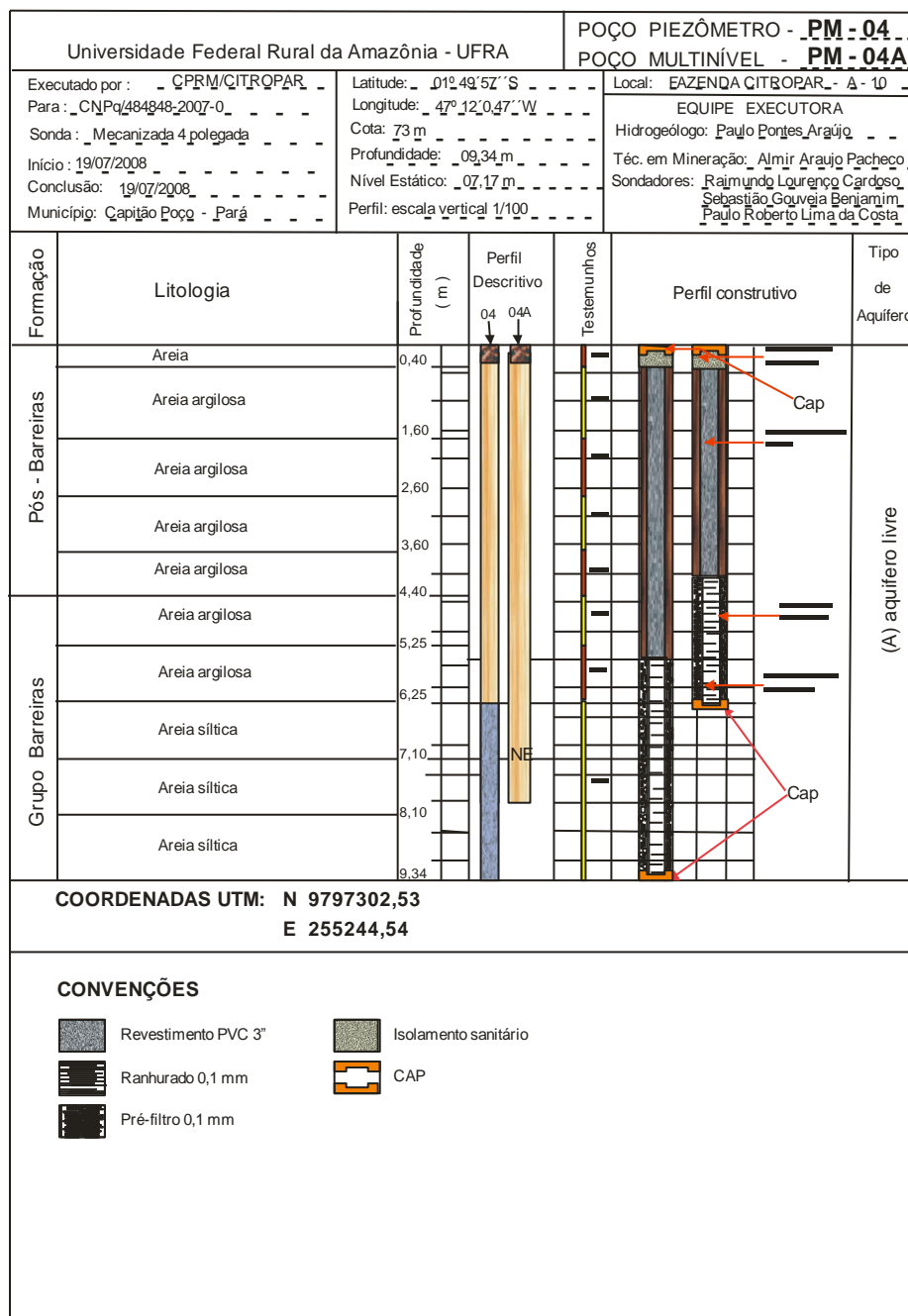
ANEXO A.2 Poço de monitoramento PM – 02



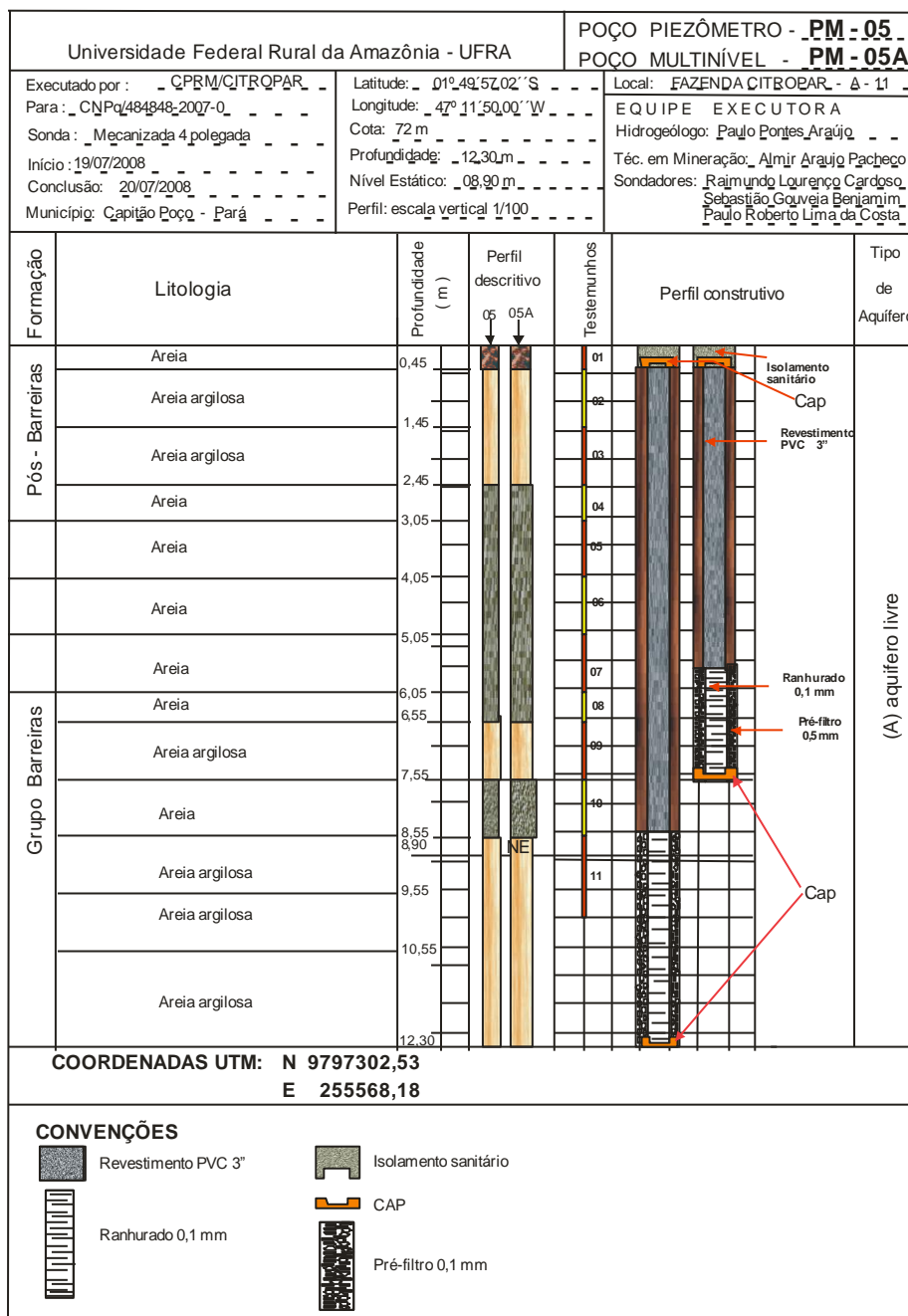
ANEXO A.3 Poço de monitoramento PM – 03



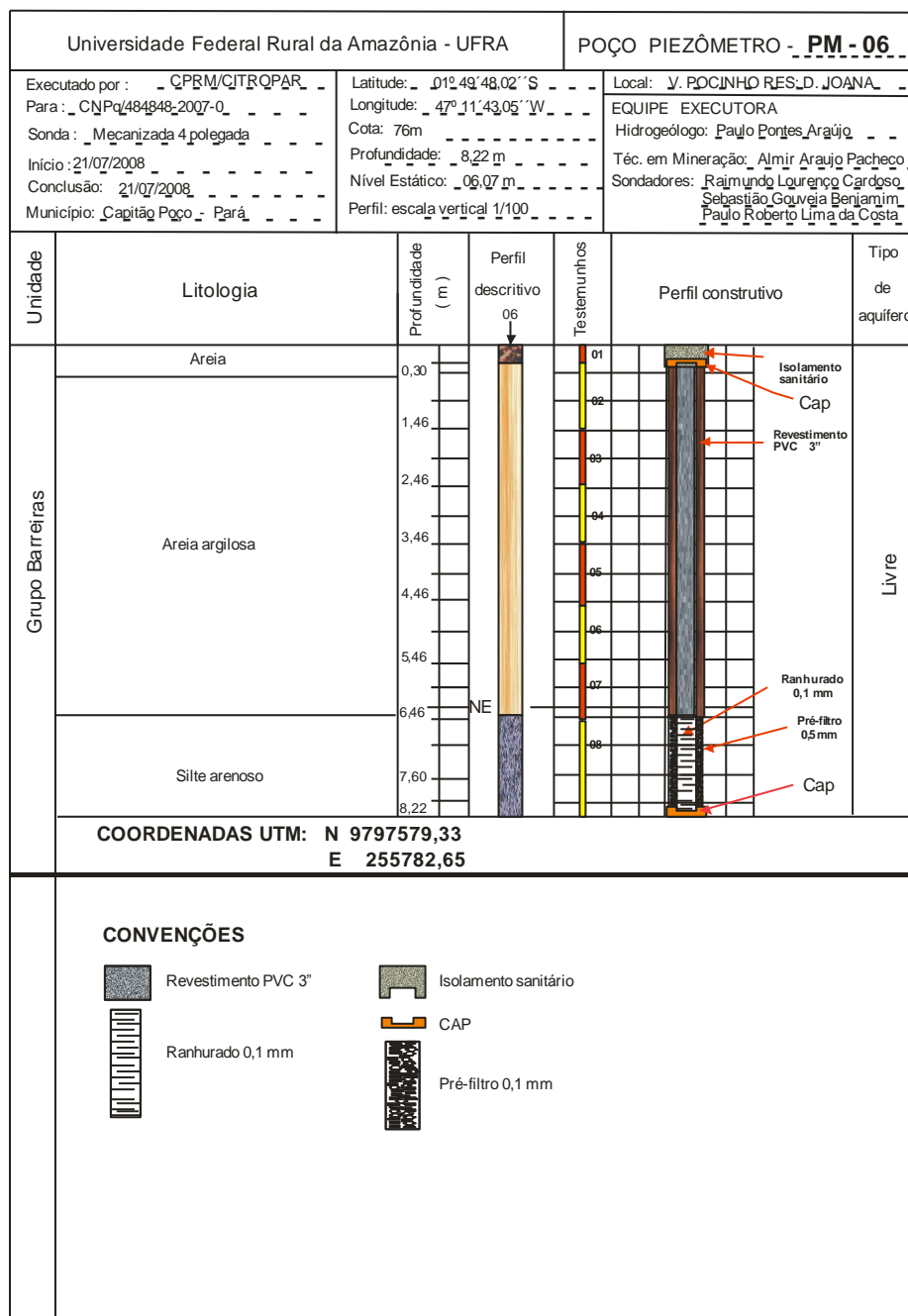
ANEXO A.4 Poço de monitoramento PM – 04



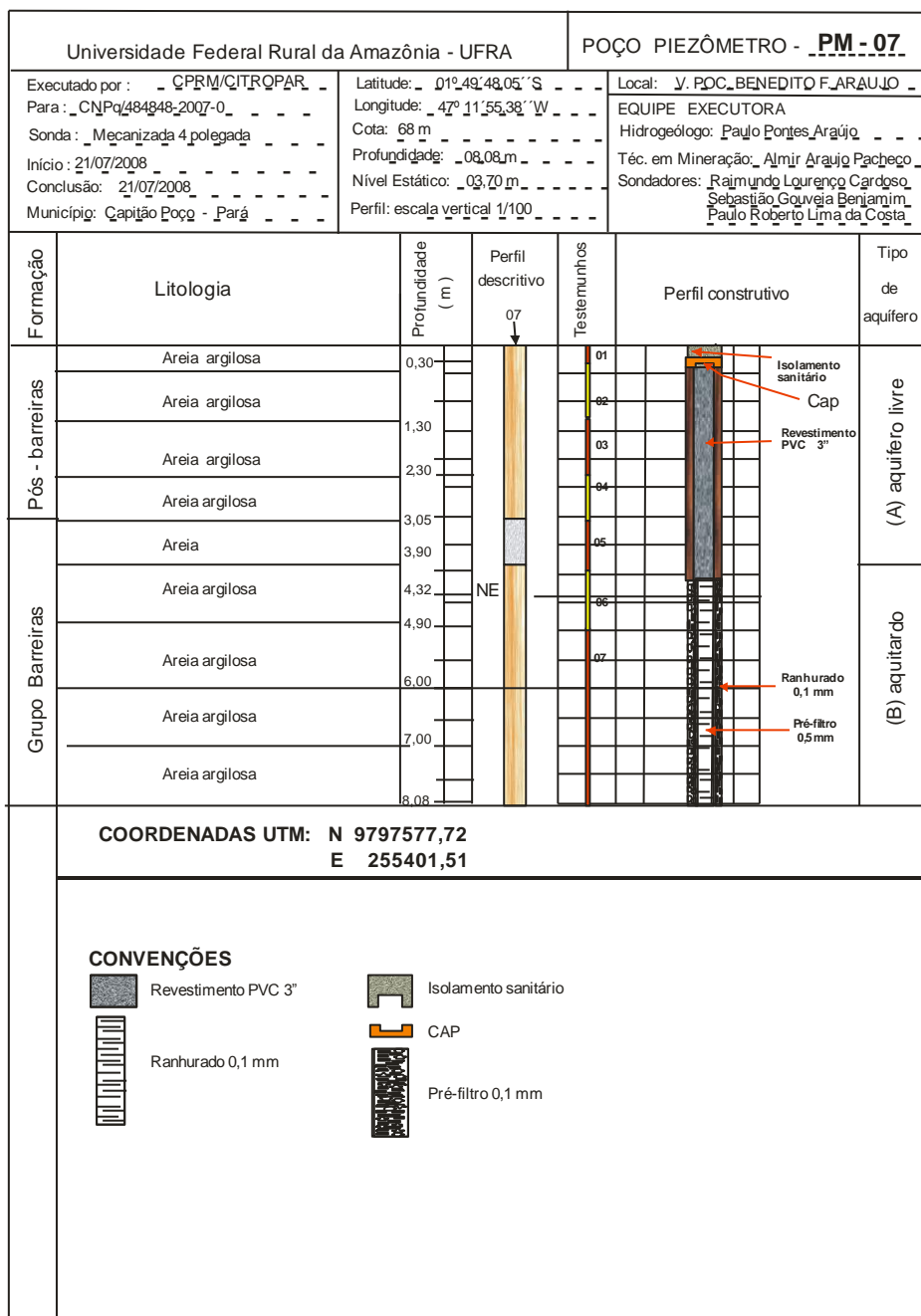
ANEXO A.5 Poço de monitoramento PM – 05



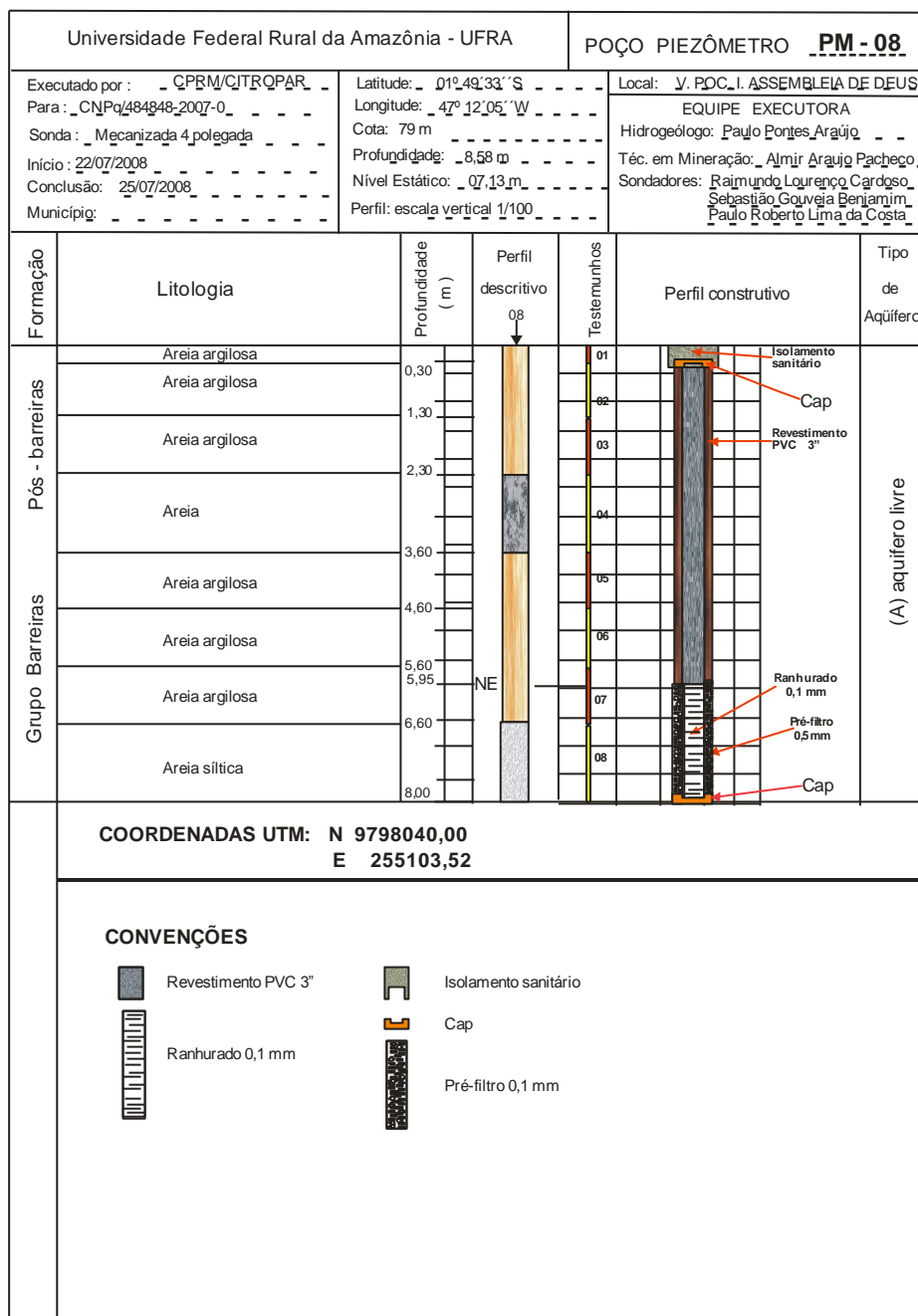
ANEXO A.6 Poço de monitoramento PM – 06



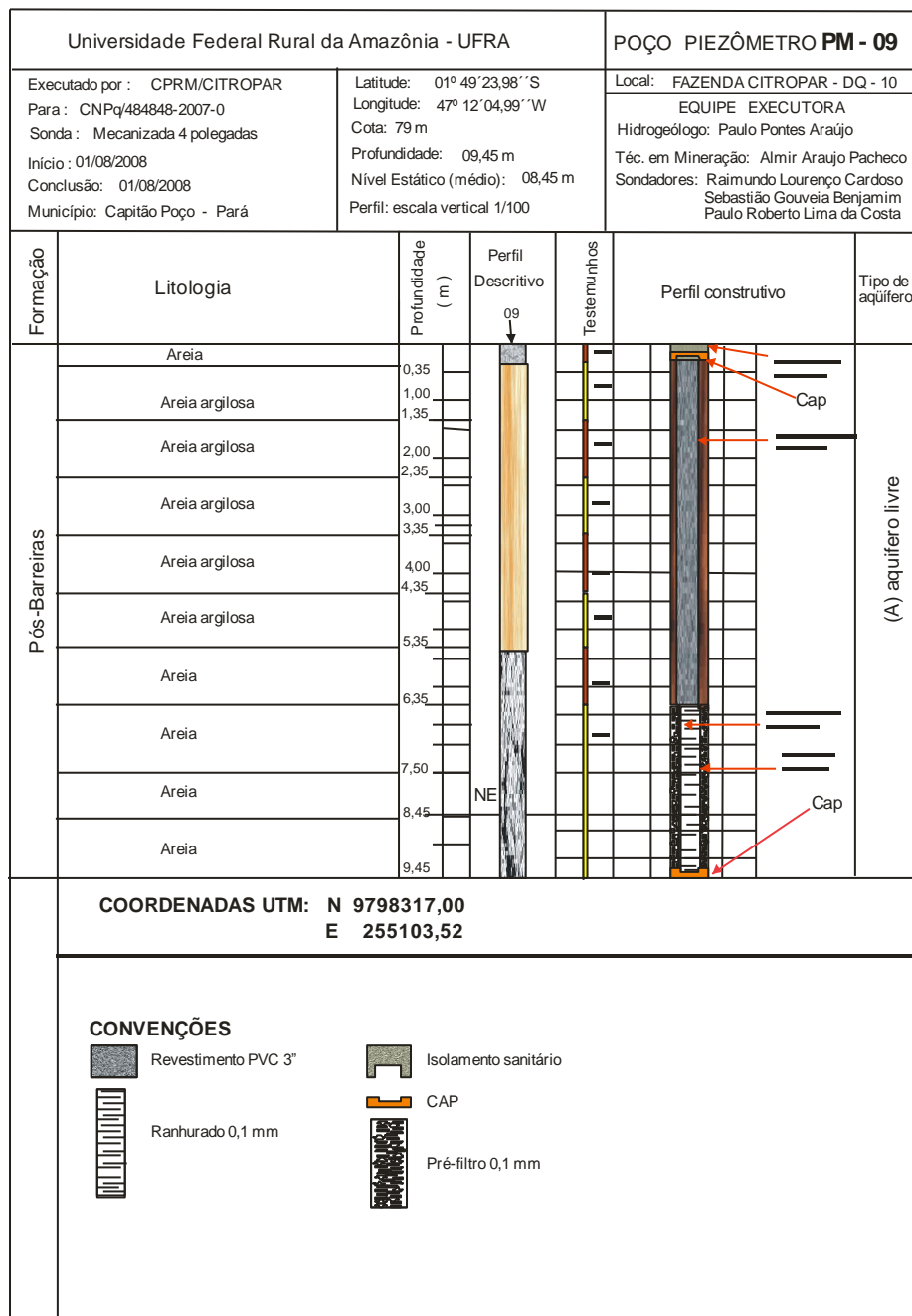
ANEXO A.7 Poço de monitoramento PM – 07



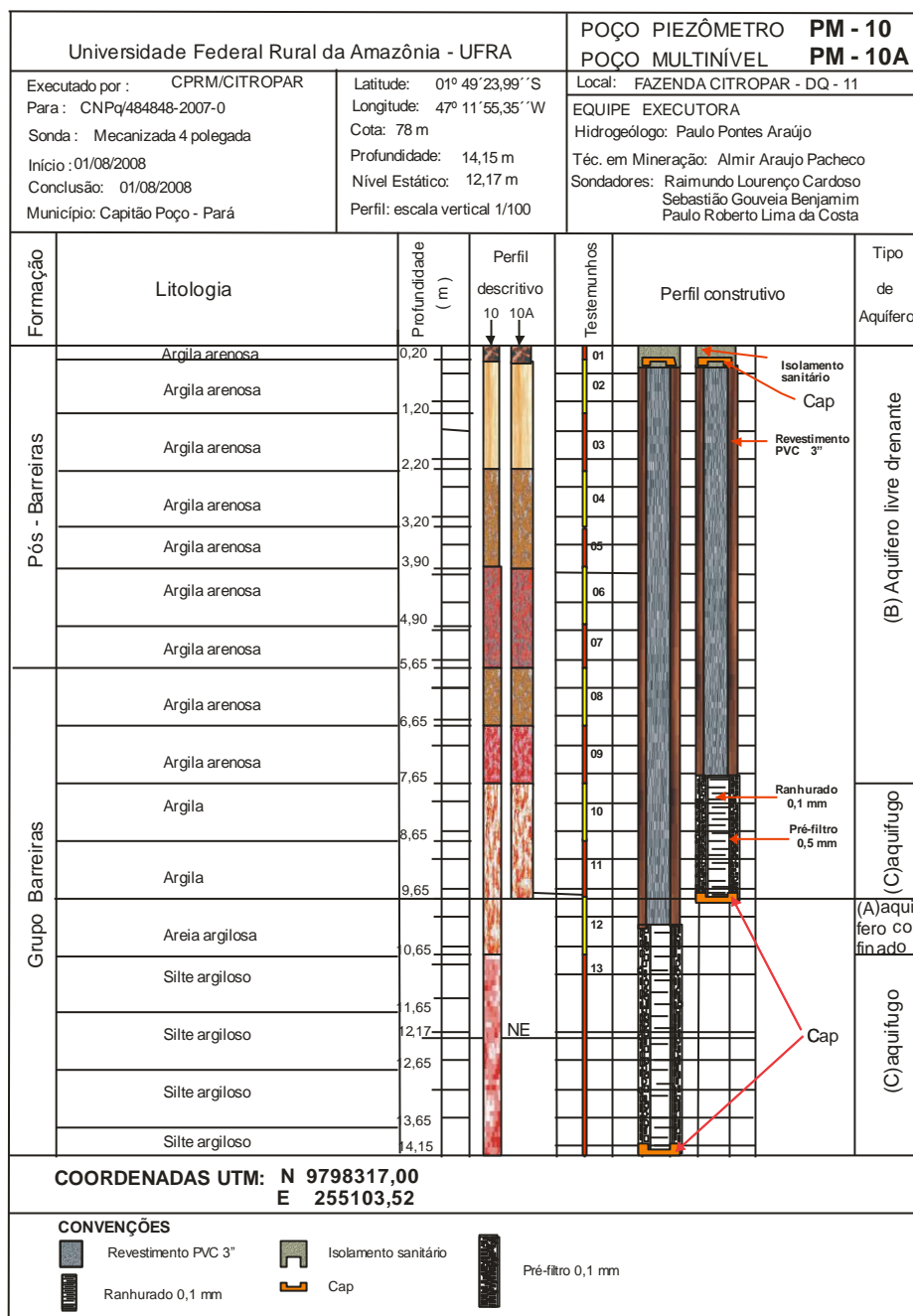
ANEXO A.8 Poço de monitoramento PM – 08



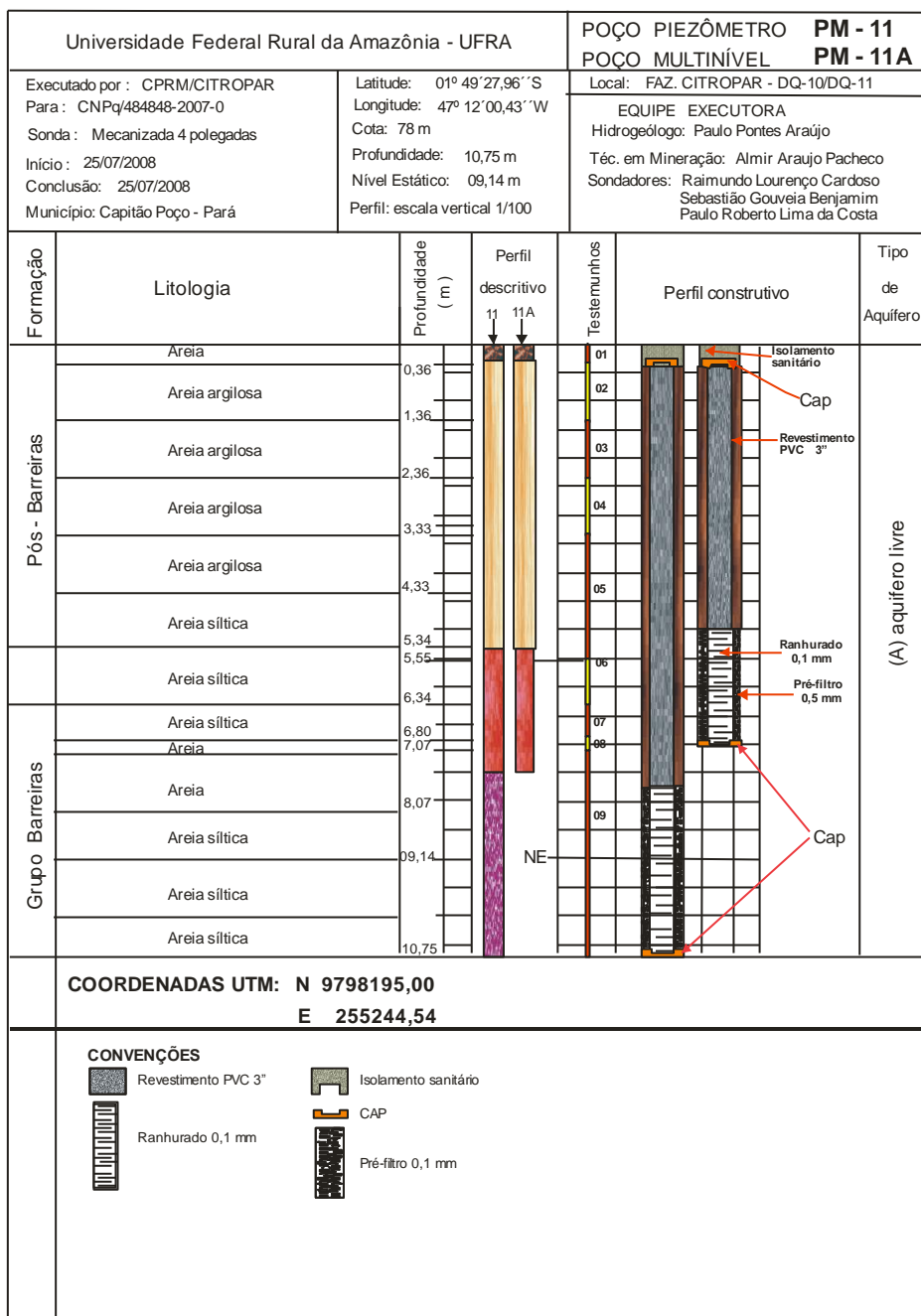
ANEXO A.9 Poço de monitoramento PM – 09



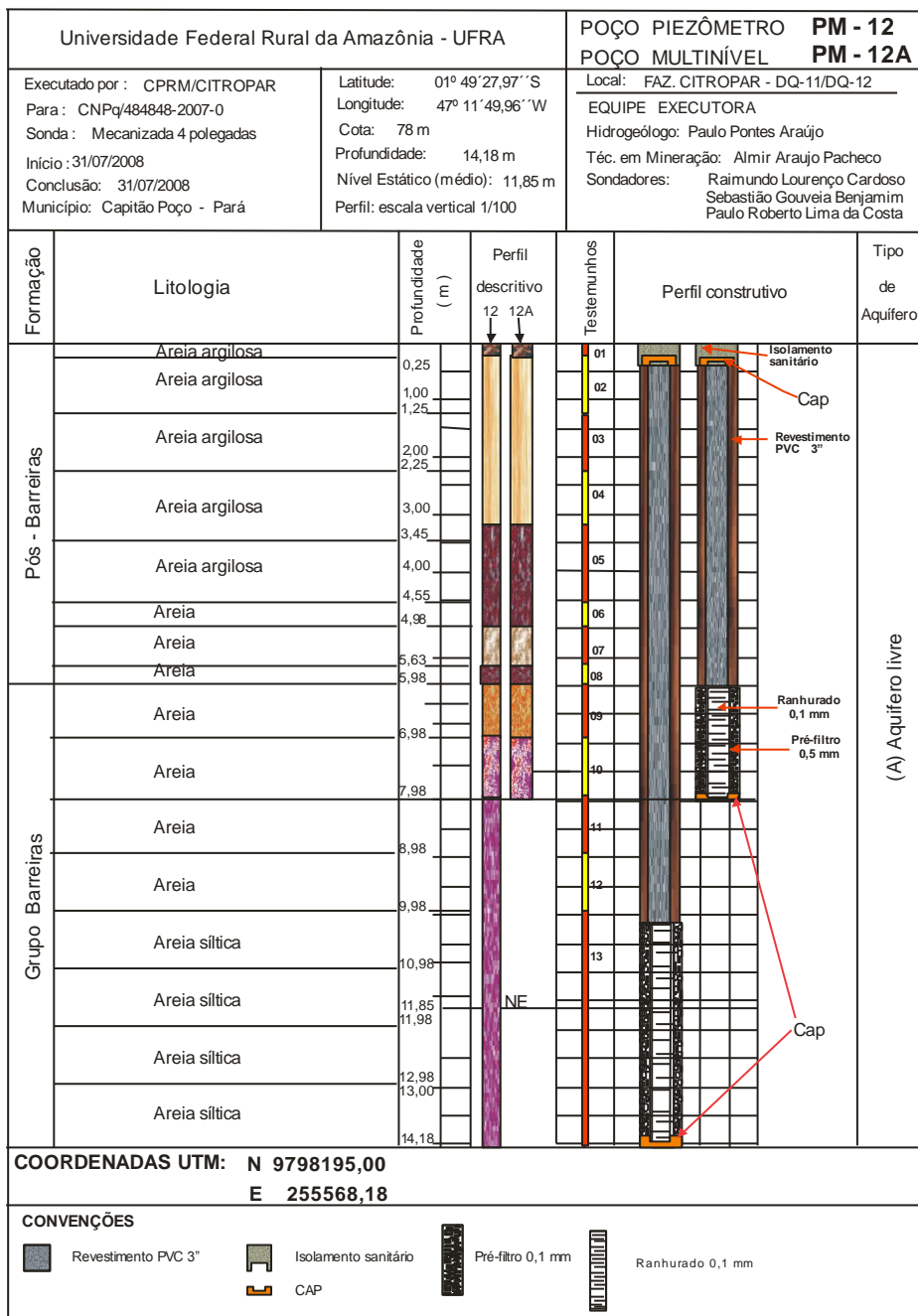
ANEXO A.10 Poço de monitoramento PM – 10



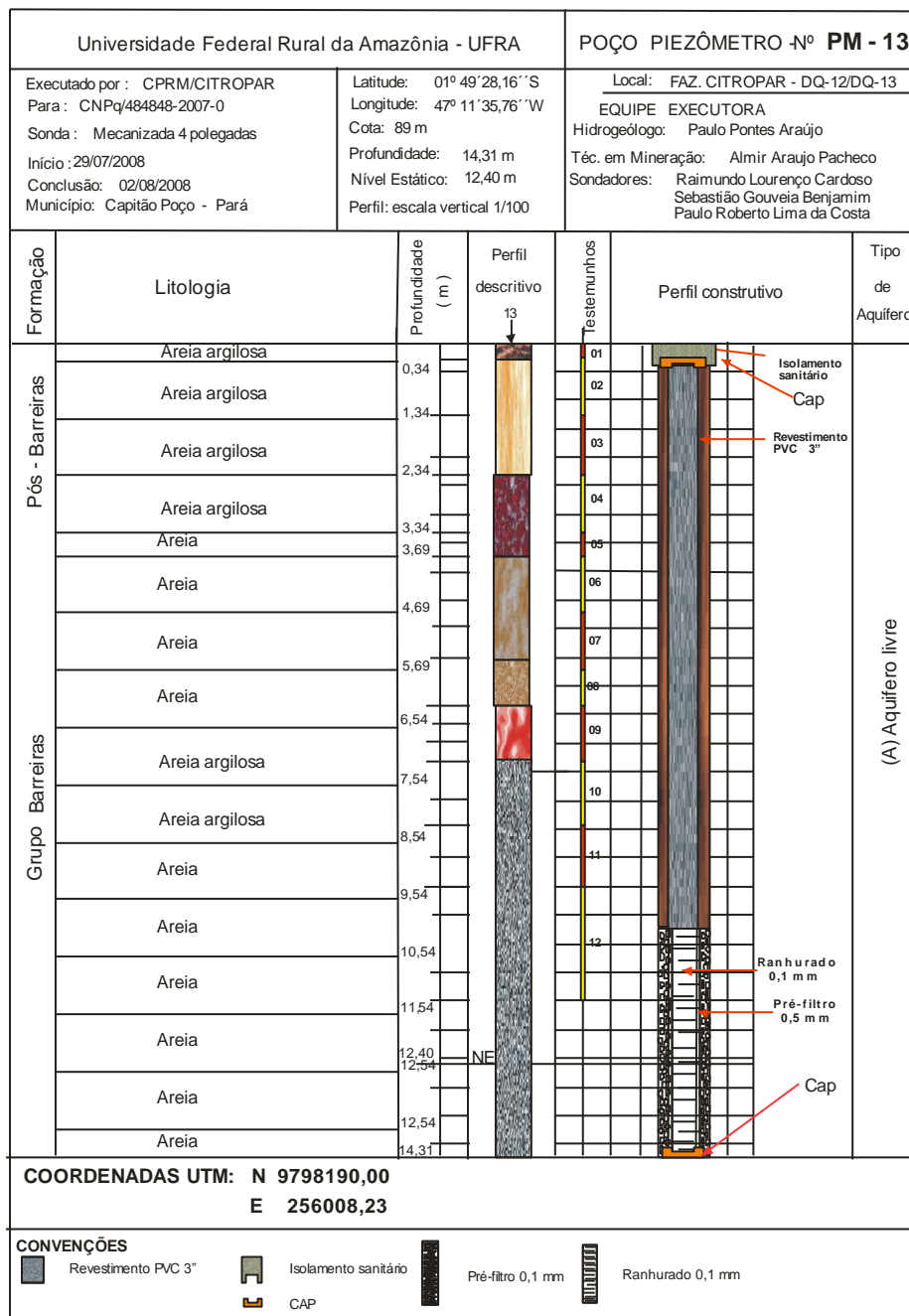
ANEXO A.11 Poço de monitoramento PM – 11



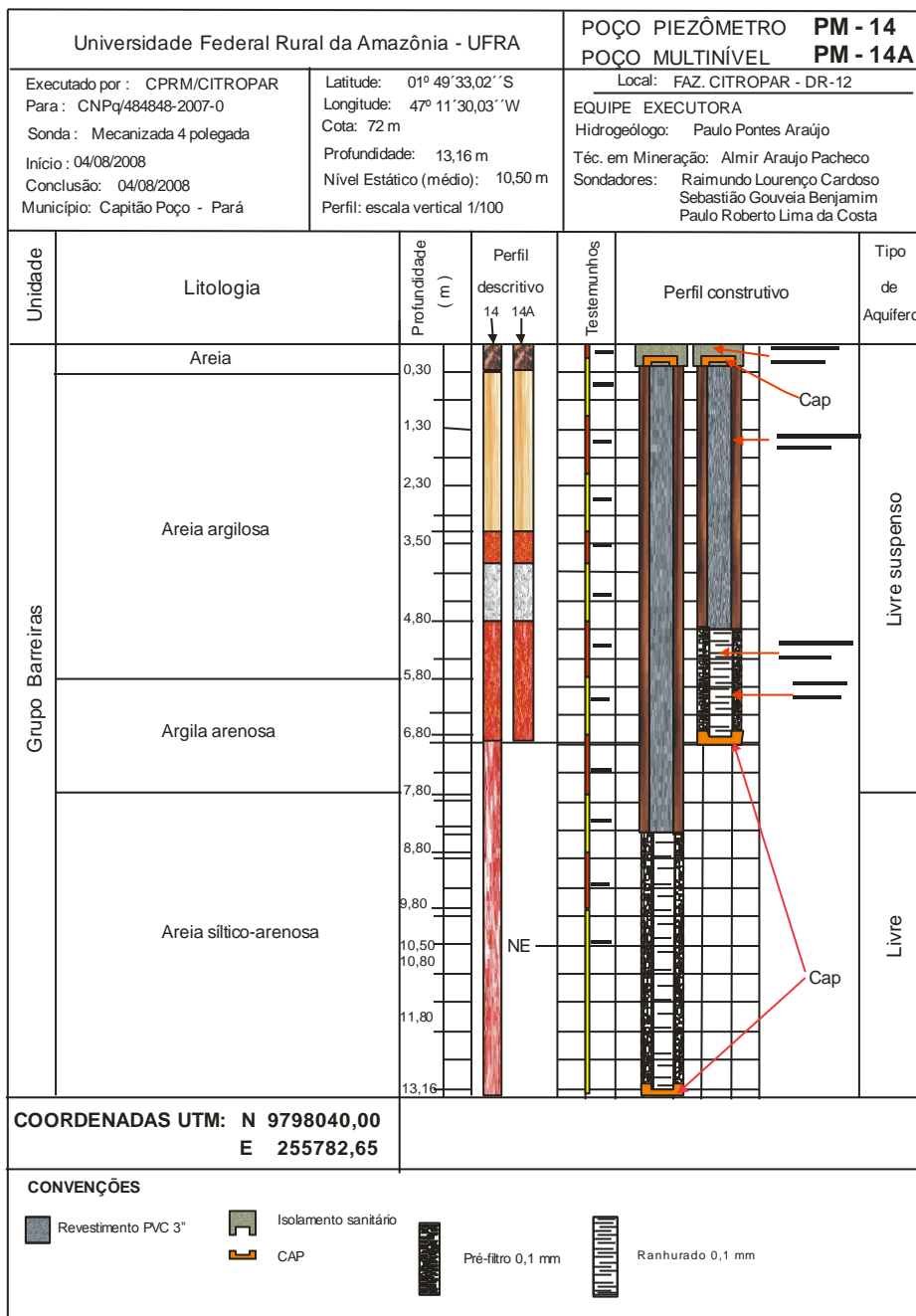
ANEXO A.12 Poço de monitoramento PM – 12



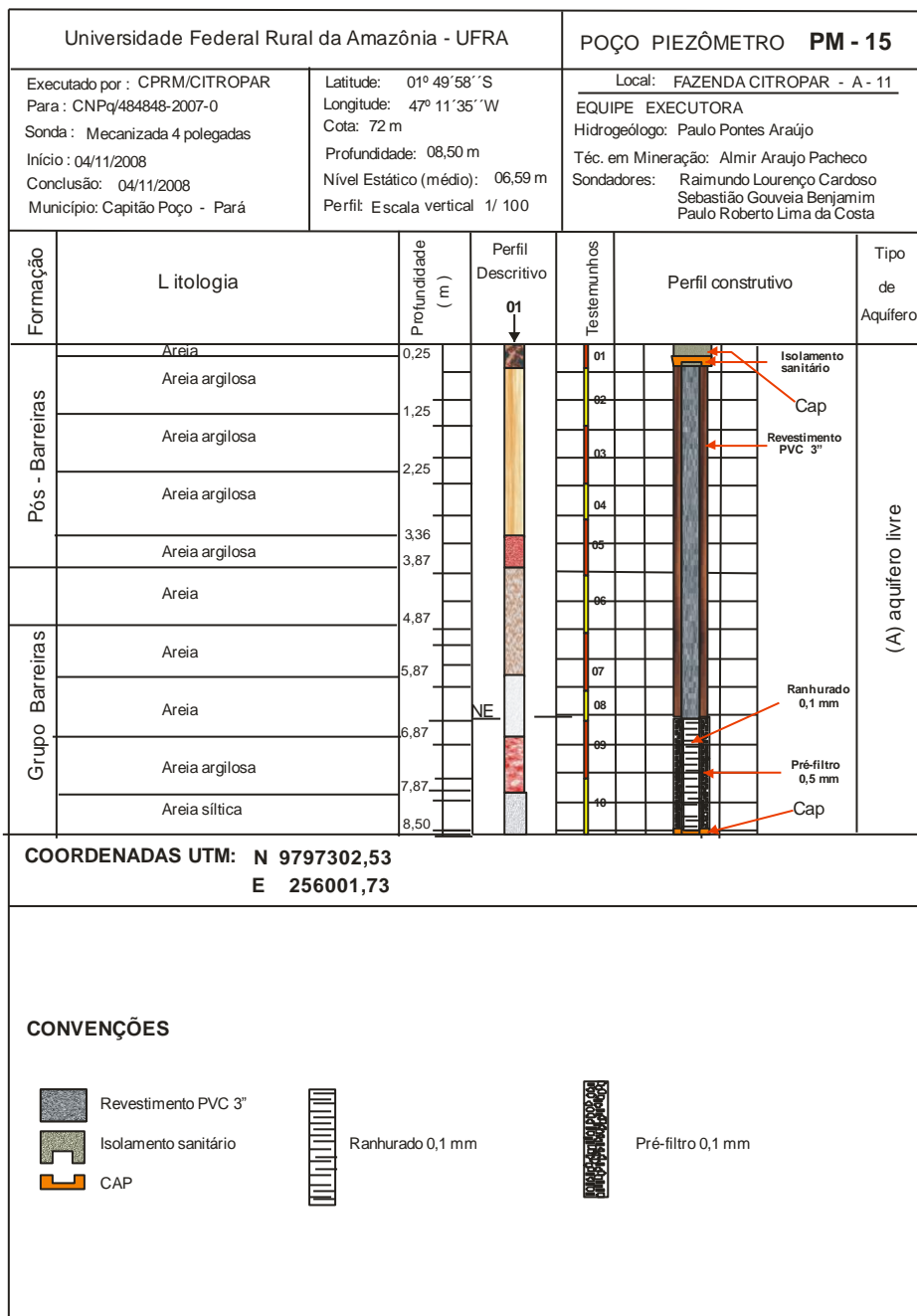
ANEXO A.13 Poço de monitoramento PM – 13



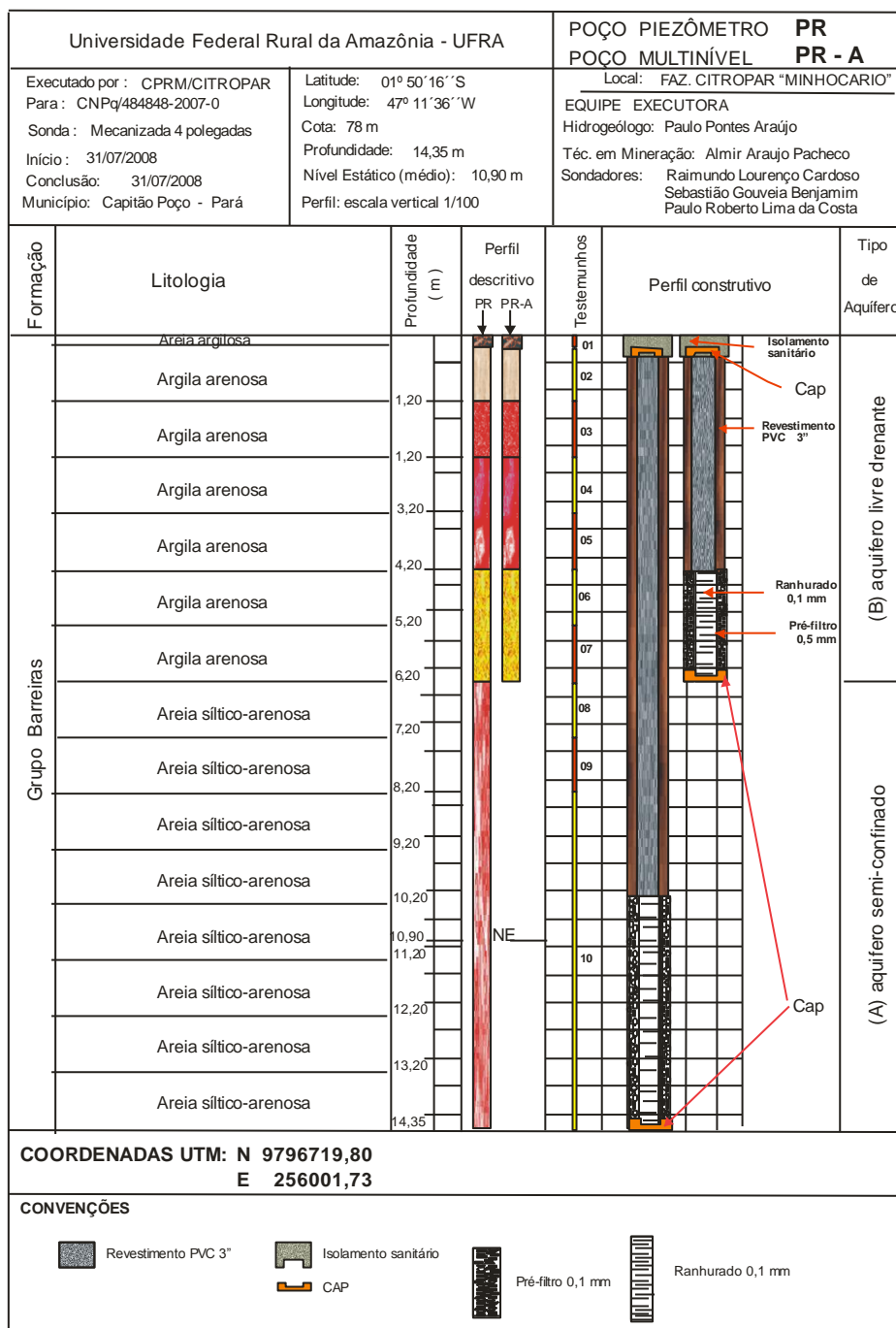
ANEXO A.14 Poço de monitoramento PM – 14



ANEXO A.15 Poço de monitoramento PM – 15



ANEXO A.16 Poço de referência PR



ANEXO B – TEORES DOS DIFERENTES PARÂMETROS QUALITATIVOS OBTIDOS NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS COLETADAS NOS POÇOS DE MONITORAMENTO NA ÁREA DE PESQUISA

ANEXO B.1 – Resultados das análises de ânions das águas subterrâneas rasas no alto rio Capitão Pocinho

ND: Não detectado

Poço	Mês coletado	JAN	MAR	MAI	JUL	SET	NOV	MÍN	MÁX
(mg/L)									
PM-01	fluoreto			0,074	ND			0,074	0,074
	cloreto			2,157	1,4303			1,430	2,157
	N-nitrito			0,001	0,004			0,001	0,004
	brometo			4,154	ND			4,154	4,154
	N-nitrato			0,509	0,770			0,509	0,770
	sulfato			0,006	1,237			0,006	1,237
	fosfato-P			ND	ND			0,000	0,000
	fosfato total							0,000	0,000
	alcalinidade			120	10			10	120
	pH			5,9	5,2			5,2	5,9
	CE (µS/cm)			74	32			32	74
	STD (mg/L)			48	21			21	48
HCO ⁻³			146,4	12,2			12,2	146,4	
PM-02	fluoreto	0,179	0,182	0,005	0,001	0,572		0,001	0,572
	cloreto	ND	4,075	1,866	2,403	3,812		1,866	4,075
	N-nitrito	ND	0,004	ND	0,005	ND		0,004	0,005
	brometo	12,127	11,293	12,021	0,018	0,020		0,018	12,127
	N-nitrato	0,525	0,482	0,166	2,249	2,385		0,166	2,385
	sulfato	0,011	0,011	ND	0,447	0,493		0,011	0,493
	fosfato-P	ND	0,012	ND	ND	0,014		0,012	0,014
	fosfato total	ND	0,004					0,004	0,004
	alcalinidade	180	180	40	5	5		5	180
	pH	5,6	6,0	5,4	5,0	4,54		4,5	6,0
	CE (µS/cm)	47	86	38	36	72		36	86
	STD (mg/L)	31	56	25	23	47		23	56
HCO ⁻³	219,6	219,6	48,8	6,1	6,1		6,1	219,6	

PM-03	fluoreto	0,072	0,073	0,028	0,041	0,001	0,0801	0,001	0,080
	cloreto	ND	1,229	4,319	6,759	4,020	4,012	1,229	6,759
	N-nitrito	0,003	0,003	0,002	0,007	0,002	0,004	0,002	0,007
	brometo	1,520	1,402	2,449	0,035	0,029	0,0318	0,029	2,449
	N-nitrato	0,235	0,266	0,184	0,185	0,231	0,6526	0,184	0,653
	sulfato	0,017	0,017	0,132	0,379	2,214	0,7302	0,017	2,214
	fosfato-P	ND	0,021	ND	ND	ND	0,003	0,003	0,021
	fosfato total	ND	0,007					0,007	0,007
	alcalinidade	152	152	110	40	20	15	15	152
	pH	6,5	6,4	6,1	6,6	5,65	6,43	5,7	6,6
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	47	53	63	92	72	93	47	93
	STD (mg/L)	31	34	41	60	47	60	31	60
	HCO^{-3}	185,44	185,44	134,2	48,8	24,4	18,3	18,3	185,4
PM-04	fluoreto	0,016	0,017	0,619	0,074	0,060		0,016	0,619
	cloreto	ND	9,873	3,786	4,414	4,542		3,786	9,873
	N-nitrito	0,001	0,011	0,007	0,009	0,006		0,001	0,011
	brometo	16,219	14,959	8,571	0,039	0,029		0,029	16,219
	N-nitrato	0,317	0,291	0,198	0,444	0,283		0,198	0,444
	sulfato	0,007	0,007	0,198	0,680	1,032		0,007	1,032
	fosfato-P	ND	0,002	ND	ND	0,004		0,002	0,004
	fosfato total	ND	0,001					0,001	0,001
	alcalinidade	50	50	10	20	15		10	50
	pH	5,8	5,5	5,7	5,8	5,45		5,5	5,8
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	109	75	83	72	109		72	109
	STD (mg/L)	71	49	54	47	71		47	71
	HCO^{-3}	61	61	12,2	24,4	18,3		12,2	61
PM-05	fluoreto	0,209	0,021	0,065	ND	0,062	0,1109	0,021	0,209
	cloreto	ND	9,878	6,093	8,609	8,138	8,3042	6,093	9,878
	N-nitrito	ND	0,011	0,001	ND	0,002	ND	0,001	0,011
	brometo	17,392	16,040	15,599	0,036	0,038	0,0357	0,036	17,392
	N-nitrato	0,553	0,508	0,186	2,325	2,467	1,7997	0,186	2,467
	sulfato	ND	0,002	0,024	0,391	0,616	0,1849	0,002	0,616
	fosfato-P	ND	0,002	ND	ND	0,019	0,0082	0,002	0,019
	fosfato total	ND	0,001					0,001	0,001
	alcalinidade	160	160	10	N/A	N/A	N/A	10	160
	pH	5,0	6,0	5,0	4,0	4,15	4,49	4,0	6,0
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	154	112	77	70	81	70	70,0	154,0
	STD (mg/L)	100	73	50	46	53	46	46	100
	HCO^{-3}	195,2	195,2	12,2	N/A	N/A	N/A	12,2	195,2

PM-06	fluoreto	0,029	0,029	0,009	ND	0,003	0,0169	0,003	0,029
	cloreto	ND	6,474	3,480	5,065	4,632	5,535	3,480	6,474
	N-nitrito	ND	0,011	0,001	0,005	ND	ND	0,001	0,011
	brometo	15,544	14,336	17,521	0,047	0,045	0,0387	0,039	17,521
	N-nitrato	0,283	0,260	0,156	3,079	2,897	2,2864	0,156	3,079
	sulfato	ND	0,005	0,002	0,349	0,577	0,2005	0,002	0,577
	fosfato-P	ND	0,003	ND	ND	0,002	0,010	0,002	0,010
	fosfato total	ND	0,001					0,001	0,001
	alcalinidade	150	150	10	10	N/A	2,5	2,5	150
	pH	4,8	6,1	4,9	4,8	4,25	4,82	4,25	6,05
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	105	88	62	58	67	56	56	105
	STD (mg/L)	68	57	40	38	44	36	36	68
	HCO^{-3}	183,0	183,0	12,2	12,2		3,1	3,1	183,0
PM-07	fluoreto	0,014	0,015	0,008	ND	0,045	0,0877	0,008	0,088
	cloreto	ND	14,467	27,928	18,253	7,345	7,5413	7,345	27,928
	N-nitrito	ND	0,009	ND	0,007	ND	ND	0,007	0,009
	brometo	16,832	15,524	6,942	0,038	0,036	0,034	0,034	16,832
	N-nitrato	0,476	0,438	0,157	1,797	3,005	2,8934	0,157	3,005
	sulfato	ND	ND	0,016	0,384	0,527	0,4113	0,016	0,527
	fosfato-P	ND	0,003	ND	ND	0,006	0,0081	0,003	0,008
	fosfato total	ND	0,001					0,001	0,001
	alcalinidade	200	200	10	N/A	N/A	N/A	10	200
	pH	5,0	6,4	4,5	4,3	4,4	4,5	4,3	6,4
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	111	138	200	100	78	76	76	200
	STD (mg/L)	72	90	130	65	51	49	49	130
	HCO^{-3}	244,0	244,0	12,2	N/A			12,2	244,0
PM-08	fluoreto	0,041	0,041	0,041	ND	0,001	0,0042	0,001	0,041
	cloreto	ND	3,727	5,187	3,197	3,071	2,7488	2,749	5,187
	N-nitrito	ND	0,006	0,001	0,002	ND	ND	0,001	0,006
	brometo	11,478	10,586	12,015	0,024	0,027	0,0224	0,022	12,015
	N-nitrato	0,353	0,324	0,197	1,858	1,937	1,6027	0,197	1,937
	sulfato	0,008	0,006	0,171	0,501	0,547	0,4825	0,006	0,547
	fosfato-P	ND	0,004	0,314	ND	ND	0,0025	0,003	0,314
	fosfato total	ND	0,001					0,001	0,001
	alcalinidade	80	80	30	10	N/A	5	5	80
	pH	4,8	6,4	5,0	4,9	4,42	5,51	4,42	6,37
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	88	132	45	36	46	46	36	132
	STD (mg/L)	57	86	29	23	30	30	23	86
	HCO^{-3}	97,6	97,6	36,6	12,2		6,1	6,1	97,6

PM-09	fluoreto	0,116	0,012	0,004	0,004	0,116
	cloreto	9,035	13,838	10,078	9,035	13,838
	N-nitrito	ND	0,005	ND	0,005	0,005
	brometo	12,873	0,078	0,052	0,052	12,873
	N-nitrato	0,178	1,178	2,584	0,178	2,584
	sulfato	0,046	2,271	0,729	0,046	2,271
	fosfato-P	ND	ND	ND	0,000	0,000
	fosfato total				0,000	0,000
	alcalinidade	40	10	5	5	40
	pH	5,4	4,8	4,66	4,7	5,4
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	101	75	81	75	101
	STD (mg/L)	66	49	53	49	66
	HCO^{-3}	48,8	12,2	6,1	6,1	48,8
<hr/>						
PM-10	fluoreto	0,610	ND	0,073	0,0525	0,610
	cloreto	3,631	5,695	2,403	3,1739	5,695
	N-nitrito	0,001	0,001	0,015	0,0011	0,015
	brometo	12,345	0,027	1,948	0,0128	12,345
	N-nitrato	0,186	0,704	0,739	1,5252	0,186
	sulfato	0,124	0,486	0,005	0,5505	0,124
	fosfato-P	0,232	ND	0,073	0,0094	0,232
	fosfato total				0,000	0,000
	alcalinidade	40	N/A	5	2,5	40
	pH	5,7	4,3	4,76	4,74	5,7
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	43	39	40	41	43
	STD (mg/L)	28	25	26	27	28
	HCO^{-3}	48,8		6,1	3,1	48,8
<hr/>						
PM-11	fluoreto	0,095	ND	0,055	0,055	0,095
	cloreto	5,177	4,874	5,735	4,874	5,735
	N-nitrito	0,001	ND	ND	0,001	0,001
	brometo	5,792	0,028	0,039	0,028	5,792
	N-nitrato	0,229	0,746	1,347	0,229	1,347
	sulfato	0,018	1,519	0,639	0,018	1,519
	fosfato-P	ND	ND	0,004	0,004	0,004
	fosfato total				0,000	0,000
	alcalinidade	10	10	N/A	10	10
	pH	4,7	4,6	4,5	4,5	4,7
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	35	37	51	35	35
	STD (mg/L)	23	24	33	23	33
	HCO^{-3}	12,2	12,2		12,2	12,2

PM-12	fluoreto	0,012	0,012	0,730	0,004	0,008	0,1198	0,004	0,730
	cloreto	0,009	2,131	4,592	2,750	3,383	2,7575	0,009	4,592
	N-nitrito	ND	0,002	0,003	0,056	0,040	0,0022	0,002	0,056
	brometo	2,010	1,854	13,938	0,020	0,019	0,0198	0,019	13,938
	N-nitrato	1,253	1,152	0,200	2,091	2,310	0,4545	0,200	2,310
	sulfato	0,005	0,005	0,155	1,717	2,108	1,2242	0,005	2,108
	fosfato-P	ND	0,008	ND	0,328	0,154	0,0053	0,005	0,328
	fosfato total	ND	0,003					0,003	0,003
	alcalinidade	400	400	90	50	10	20	10	400
	pH	5,8	6,3	5,4	6,1	5,35	5,85	5,4	6,3
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	61	146	76	73	74	102	61	146
	STD (mg/L)	40	95	49	47	48	66	40	95
	HCO^{-3}	488,0	488,0	109,8	61,0	12,2	24,4	12,2	488,0
PM-13	fluoreto	0,016	0,017	0,093	ND	0,286	0,0105	0,011	0,286
	cloreto	ND	3,835	8,025	3,642	4,665	3,9545	3,642	8,025
	N-nitrito	ND	0,010	0,000	0,010	0,002	0,0005	0,000	0,010
	brometo	17,550	16,186	12,301	0,038	0,034	0,0323	0,032	17,550
	N-nitrato	0,622	0,572	0,171	1,905	2,610	2,5333	0,171	2,610
	sulfato	0,011	0,011	0,011	0,225	0,155	0,1897	0,011	0,225
	fosfato-P	ND	0,340	ND	0,013	0,006	0,0037	0,004	0,340
	fosfato total	ND	0,114					0,114	0,114
	alcalinidade	210	210	70	5	10	N/A	5	210
	pH	4,4	6,4	5,3	4,5	5,02	4,54	4,4	6,4
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	78	113	50	39	64	56	39	113
	STD (mg/L)	51	73	33	25	42	36	25	73
	HCO^{-3}	256,2	256,2	85,4	6,1			6,1	256,2
PM-14	fluoreto	0,024	0,042	0,071	ND	0,002	0,0621	0,002	0,071
	cloreto	ND	1,943	2,435	1,922	2,058	2,5248	1,922	2,525
	N-nitrito	ND	0,004	ND	ND	ND	0,0031	0,003	0,004
	brometo	3,368	3,106	8,243	0,022	0,022	0,024	0,022	8,243
	N-nitrato	0,470	0,432	0,278	1,342	1,624	1,2197	0,278	1,624
	sulfato	0,006	0,006	0,036	0,688	0,447	0,585	0,006	0,688
	fosfato-P	ND	0,119	ND	ND	0,002	0,0017	0,002	0,119
	fosfato total	ND	0,040	-	-			0,040	0,040
	alcalinidade	220	220	30	5	N/A	10	5	220
	pH	5,1	6,0	5,2	4,5	4,4	5,35	4,4	6,0
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	71	107	38	29	43	45	29	107
	STD (mg/L)	46	70	25	19	28	29	19	70
	HCO^{-3}	268,4	268,4	36,6	6,1		12,2	6,1	268,4

PM-15	fluoreto	0,006	0,006	0,081	ND	0,002	0,0861	0,002	0,086
	cloreto	ND	15,210	8,441	12,990	13,120	13,147	8,441	15,210
	N-nitrito	ND	0,011	0,003	12,99	ND	ND	0,003	12,990
	brometo	8,901	8,209	6,641	ND	0,040	0,0323	0,032	8,901
	N-nitrato	0,155	0,142	0,123	0,041	0,594	0,811	0,041	0,811
	sulfato	ND	ND	0,025	0,471	0,236	0,3022	0,025	0,471
	fosfato-P	ND	ND	ND	0,257	0,004	0,0059	0,004	0,257
	fosfato total	ND	ND	ND	ND			0,000	0,000
	alcalinidade	110	110	50	5	N/A	N/A	5	110
	pH	5,2	6	5,5	4,6	4,35	4,28	4,3	6,0
	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	98	101	87	60	81	85	60	101
	STD (mg/L)	64	66	57	39	53	55	39	66
	HCO^{-3}	134,2	134,2	61	6,1			6	134
	PR	fluoreto	0,02	0,021	0,015	0,016	0,015	0,1777	0,015
cloreto		ND	3,559	3,270	3,769	3,625	4,0838	3,270	4,084
N-nitrito		ND	0,002	ND	0,002	0,001	ND	0,001	0,002
brometo		12,127	11,184	3,655	0,024	0,025	0,0224	0,022	12,127
N-nitrato		0,598	0,550	0,135	0,569	0,135	0,1441	0,135	0,598
sulfato		0,007	0,007	0,002	1,059	0,510	0,7082	0,002	1,059
fosfato-P		ND	0,009	ND	ND	0,157	0,0042	0,004	0,157
fosfato total		ND	0,003	-	-			0,003	0,003
alcalinidade		90	90	30	10	15	2,5	2,5	90
pH		5,2	5,8	5,3	5,1	5,3	5,06	5,06	5,8
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		58	65	50	35	57	39	35	65
STD (mg/L)		38	42	33	23	37	25	23	42
HCO^{-3}		109,8	109,8	36,6	12,2	18,3	3,05	3	110

ANEXO B.2 – Resultados das análises de cátions das águas subterrâneas rasas no alto rio Capitão Pocinho

ND: Não detectado

Poço	Mês de coleta	JAN	MAR	MAI	JUL	SET	NOV
(mg/L)							
PM-01	lítio			0,017	0,004		
	sódio			5,810	1,848		
	amônio			2,124	ND		
	potássio			ND	1,005		
	magnésio (CaCO3)			ND	0,576		
	manganês			ND			
	cálcio (CaCO3)			8,317	6,885		
	bário			ND			
PM-02	lítio	0,000	0,000	0,014	0,034	0,001	
	sódio	2,561	2,561	4,004	1,980	1,605	
	amônio	0,637	0,637	0,861	ND	0,197	
	potássio	2,456	2,456	ND	0,590	1,203	
	magnésio (CaCO3)	0,962	0,962	ND	0,888	0,445	
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	18,282	18,282	8,669	4,157	4,541	
	bário	0,002	0,002	ND			
PM-03	lítio	ND	ND	0,003	0,002	0,000	0,0004
	sódio	0,699	0,699	12,838	0,901	0,416	1,165
	amônio	0,181	0,181	2,222	1,111	0,546	1,1654
	potássio	3,656	3,656	ND	6,065	3,470	3,7172
	magnésio (CaCO3)	1,363	1,363	ND	1,614	0,477	0,3319
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	17,514	17,515	5,858	19,446	14,223	14,759
	bário	ND	ND	ND			
PM-04	lítio	ND	ND	0,003	0,002	0,002	
	sódio	1,241	1,241	7,621	1,019	0,615	
	amônio	0,154	0,154	4,542	2,732	6,599	
	potássio	2,408	2,408	ND	4,106	3,916	
	magnésio (CaCO3)	1,905	1,905	ND	0,919	0,292	
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	13,334	13,334	11,922	13,305	8,314	
	bário	0,005	0,005	ND			

PM-05	lítio	0,000	0,000	0,001	0,005	0,003	0,004
	sódio	1,721	1,721	4,355	1,266	0,679	1,4344
	amônio	0,128	0,128	2,465	0,018	0,154	0,1412
	potássio	2,056	2,056	ND	1,559	1,579	1,6894
	magnésio (CaCO3)	2,527	2,527	ND	1,389	0,732	0,5407
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	29,454	29,454	10,602	4,621	4,606	0,5407
	bário	0,009	0,009	ND			
PM-06	lítio	ND	ND	0,002	0,003	0,001	0,0003
	sódio	2,238	2,238	5,560	4,092	2,261	2,264
	amônio	0,070	0,070	1,011	ND	0,031	0,1815
	potássio	1,677	1,677	ND	1,036	1,078	1,376
	magnésio (CaCO3)	2,091	2,091	ND	0,968	0,519	0,4464
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	22,380	22,380	6,960	3,230	3,857	2,3741
	bário	0,005	0,005	ND			
PM-07	lítio	ND	ND	0,001	0,004	0,001	0,0005
	sódio	6,537	6,537	16,866	3,449	1,585	1,9908
	amônio	0,003	0,003	1,147	ND	0,038	0,1152
	potássio	2,685	2,685	ND	1,188	1,873	1,7977
	magnésio (CaCO3)	1,348	1,348	ND	0,998	0,339	0,2145
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	39,164	39,164	15,181	14,747	9,159	9,0556
	bário	0,004	0,004	ND			
PM-08	lítio	0,000	0,000	0,004	0,006	0,001	ND
	sódio	3,024	3,024	13,290	2,721	2,116	2,5366
	amônio	0,083	0,083	1,137	ND	0,013	0,7536
	potássio	1,321	1,321	ND	0,880	0,810	0,7640
	magnésio (CaCO3)	0,913	0,913	ND	0,459	0,169	0,0508
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	12,488	12,488	2,580	3,578	2,638	5,470
	bário	0,002	0,002	ND			
PM-09	lítio			0,002	0,003	ND	
	sódio			13,951	1,576	0,028	
	amônio			1,880	0,029	ND	
	potássio			ND	1,277	1,702	
	magnésio (CaCO3)			ND	0,770	0,277	
	manganês			ND			
	cálcio (CaCO3)			6,629	17,195	16,940	
	bário			ND			

PM-10	lítio			0,002	0,009	ND	0,0005
	sódio			11,668	0,623	1,078	1,8857
	amônio			0,906	ND	0,034	0,1438
	potássio			ND	1,308	0,770	1,732
	magnésio (CaCO3)			ND	0,517	0,191	0,0716
	manganês			ND			
	cálcio (CaCO3)			3,914	5,071	6,201	4,558
	bário			ND			
PM-11	lítio			0,004	0,005	ND	
	sódio			6,621	0,841	0,544	
	amônio			1,990	ND	0,030	
	potássio			ND	2,162	3,154	
	magnésio (CaCO3)			ND	0,911	0,544	
	manganês			ND			
	cálcio (CaCO3)			5,214	2,710	1,878	
	bário			ND			
PM-12	lítio	ND	ND	0,004	0,007	0,002	ND
	sódio	1,851	1,851	6,611	2,577	2,465	2,6296
	amônio	3,382	3,382	1,974	1,363	1,210	3,978
	potássio	12,029	12,029	ND	1,736	2,171	1,5194
	magnésio (CaCO3)	1,044	1,044	ND	0,787	0,449	0,1892
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	35,826	35,826	5,072	10,822	10,379	
	bário	ND	ND	ND			
PM-13	lítio	0,000	0,000	0,001	0,004	0,001	0,0005
	sódio	2,214	2,214	0,001	0,871	1,080	1,531200
	amônio	5,413	5,413	7,530	0,021	0,113	0,2539
	potássio	3,827	3,827	1,510	2,992	3,869	2,7051
	magnésio (CaCO3)	1,189	1,189	ND	0,665	0,348	0,2373
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	16,780	16,780	7,315	3,519	5,450	3,6458
	bário	ND	ND	ND			
PM-14	lítio	ND	ND	0,001	0,000	ND	ND
	sódio	2,311	2,311	8,385	2,182	1,367	1,9504
	amônio	6,752	6,752	1,190	ND	0,006	0,874
	potássio	1,887	1,887	ND	0,360	0,271	0,3966
	magnésio (CaCO3)	0,715	0,715	ND	0,460	0,202	0,073
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	13,773	13,773	4,974	3,349	1,212	5,7323
	bário	ND	ND	ND			

PM-15	lítio	0,000	0,000	0,001	0,660	0,001	0,004
	sódio	1,499	1,499	6,153	0,919	0,182	2,2124
	amônio	0,091	0,091	1,375	ND	0,059	1,7275
	potássio	1,013	1,013	ND	0,458	0,458	0,8598
	magnésio (CaCO3)	1,558	1,558	ND	0,772	0,316	0,0892
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	33,223	33,223	11,281	11,268	13,203	2,4096
	bário	0,006	0,006	ND			
PR	lítio	0,000	0,000	0,002	0,003	0,001	ND
	sódio	1,773	1,773	4,887	2,112	1,418	2,1259
	amônio	0,058	0,058	1,569	ND	3,424	0,3526
	potássio	2,125	2,125	ND	0,654	0,797	0,7729
	magnésio (CaCO3)	0,962	0,962	ND	0,670	0,307	0,0597
	manganês	ND	ND	ND			
	cálcio (CaCO3)	15,881	15,881	6,651	9,959	3,017	4,1501
	bário	0,004	0,004	ND			

ANEXO C – VALORES DOS DIFERENTES PARÂMETROS FÍSICOS RELACIONADOS À OSCILAÇÃO DO NÍVEL ESTÁTICO NOS POÇOS DE MONITORAMENTO CONSTRUÍDOS NA ÁREA DE PESQUISA

ANEXO C.1 – Valores de profundidade do nível estático (NE) nos poços de monitorados, durante o ano de 2009 no alto rio Capitão Pocinho

Coordenadas UTM (m)		Toponímia	Medidas de nível estático (m) do aquífero livre - 2009												
			Poço piezômetro	Mensal (m)						Anual (m)				NE médio no período	
X	Y	Cota (m)		JAN	MAR	MAI	JUL	SET	NOV	NE_máx	NE_mín	Amplitude	Prof média_NE	jan-mai	jul-nov
255782,65	9798316,5	74	PM1	15,34	15,19	11,04	10,44	12,89	13,56	15,34	10,44	4,9	13,08	13,08	13,08
256212,93	9798317	75,2	PM2	15,28	14,45	10,78	10,6	12,67	12,7	15,28	10,6	4,68	12,75	13,5	11,99
256212,93	9798039,9	71	PM3	9,77	9,11	7,15	7,27	8,62	9,35	9,77	7,15	2,62	8,55	8,68	8,41
255244,54	9797302,5	68	PM4	8,53	7,9	4,51	4,83	6,6	7,45	8,53	4,51	4,02	6,64	6,98	6,29
255568,18	9797302,5	67,8	PM5	9,6	8,87	6,7	6,61	8,11	8,07	9,6	6,61	2,99	7,99	8,39	7,6
255782,65	9797579,3	62,5	PM6	6,51	5,37	4,53	5,04	5,6	6,06	6,51	4,53	1,98	5,52	5,47	5,57
255401,52	9797577,7	63	PM7	5,41	4,43	3,78	3,96	4,48	4,98	5,41	3,78	1,63	4,51	4,54	4,47
255103,52	9798039,9	71,5	PM8	6,83	6,53	5,37	5,69	6,71	7,33	7,33	5,37	1,96	6,41	6,24	6,58
255103,52	9798317	75	PM9	8,34	8,04	5,87	4,74	6,81	8,03	8,34	4,74	3,6	6,97	7,42	6,53
255401,52	9798316,5	74	PM10	13,99	13,9	9,91	9,13	11,35	12,96	13,99	9,13	4,86	11,87	12,6	11,15
255244,54	9798194,6	73,75	PM11	9,55	9,47	6,85	6,92	8,59	9,44	9,55	6,85	2,7	8,47	8,62	8,32
255568,18	9798194,6	73,5	PM12	13	12,55	8,83	8,71	10,8	12,23	13	8,71	4,29	11,02	11,46	10,58
256008,23	9798189,8	73,75	PM13	13,32	12,96	8,88	9,35	11,45	12,6	13,32	8,88	4,44	11,43	11,72	11,13
255782,65	9798039,9	72	PM14	11,28	10,43	7,67	8,01	9,73	10,71	11,28	7,67	3,61	9,64	9,79	9,48
256008,23	9797302,5	64,2	PM15	9,1	8,79	4,2	4,64	4,65	6,43	9,1	4,2	4,9	6,3	7,36	5,24
Background			PR	14,35	12,37	5,76	6,61	6,84	11,37	14,35	5,76	8,59	9,55	10,83	8,27
Área de pesquisa			Precipitação (mm)	331,2	399,3	274,6	145,6	73,2	46,3	399,3	46,3	353	211,7	335,03	88,37
			Média	10,4	9,9	7,1	7,1	8,6	9,5						

ANEXO D – CLASSIFICAÇÃO TEXTURAL DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTOS COLETADAS DURANTE A PERFURAÇÃO DOS POÇOS DE MONITORAMENTO NA ÁREA DE PESQUISA

ANEXO E.1 – Valores resultantes das análises laboratoriais nos sedimentos coletados no aquífero livre no alto rio Capitão Pocinho

AMOSTRAS	Argila %	Silte%	Areia%	Classe textural	Prof. (m)
Poço PM 01					
PM-01	34	4	62	Franco argilo arenoso	0.0-1.0
PM-01	36	6	58	Argilo arenoso	1.0-2.0
PM-01	32	12	56	Franco argilo arenoso	2.0-3.0
PM-01	32	10	58	Franco argilo arenoso	3.0-4.0
PM-01	26	10	64	Franco argilo arenoso	4.0-5.0
PM-01	22	14	64	Franco argilo arenoso	5.0-6.38
PM-01	12	4	84	Areia franca	6.38-7.38
PM-01	10	2	88	Areia franca	7.38-8.38
PM-01	10	4	86	Areia franca	8.38-9.38
PM-01	12	49	39	Franco	9.38-10.38
PM-01	22	38	40	Franco	10.38-11.38
PM-01	30	30	39	Franco argiloso	11.38-12.38
PM-01	18	22	60	Franco arenoso	12.38-13.50
Poço PM 02					
PM-02	28	4	68	Franco argilo arenoso	0.0-1.0
PM-02	36	4	60	Argilo arenoso	1.0-2.0
PM-02	34	6	60	Franco argilo arenoso	2.0-2.65
PM-02	24	10	66	Franco argilo arenoso	2.65-3.65
PM-02	10	4	86	Areia franca	3.65-4.65
PM-02	20	8	72	Franco argilo arenoso	4.65-5.65
PM-02	16	4	80	Franco arenoso	5.65-6.65
PM-02	8	4	88	Areia	6.65-7.65
PM-02	12	4	84	Areia franca	7.65-8.65
PM-02	17	4	79	Franco arenoso	8.65-9.38
PM-02	28	26	46	Franco argilo arenoso	9.38-10.38
PM-02	32	26	42	Franco argiloso	10.38-11.38
PM-02	16	32	52	Franco	11.38-13.00
Poço PM 03					
PM-03	34	8	58	Franco argilo arenoso	0.30-1.30
PM-03	30	12	58	Franco argilo arenoso	1.30-2.17
PM-03	20	12	68	Franco argilo arenoso	2.17-3.17
PM-03	12	4	84	Areia franca	3.17-3.97
PM-03	16	8	76	Franco arenoso	3.97-4.97
PM-03	6	4	90	Areia	4.97-5.97
PM-03	2	4	94	Areia	5.97-6.97
PM-03	6	6	88	Areia	6.97-7.15
PM-03	14	22	64	Franco arenoso	7.15-8.15
PM-03	16	18	66	Franco arenoso	8.15-9.15
PM-03	16	18	66	Franco arenoso	9.15-11.00
Poço PM 04					
PM-04	28	6	66	Franco argilo arenoso	0.40-1.60
PM-04	28	8	64	Franco argilo arenoso	1.60-2.60
PM-04	24	10	66	Franco argilo arenoso	2.60-3.60
PM-04	16	14	70	Franco arenoso	3.60-4.40
PM-04	22	8	70	Franco argilo arenoso	4.40-5.25
PM-04	16	8	76	Franco arenoso	5.25-6.25
PM-04	10	42	48	Franca	6.25-7.10

Poço PM 05					
PM-05	26	4	70	Franco argilo arenoso	0.45-1.45
PM-05	31	4	65	Franco argilo arenoso	1.45-2.45
PM-05	14	8	78	Franco arenoso	2.45-3.05
PM-05	10	4	86	Areia franca	3.05-4.05
PM-05	4	4	92	Areia	4.05-5.05
PM-05	4	4	92	Areia	5.05-6.05
PM-05	6	4	90	Areia	6.05-6.55
PM-05	29	9	63	Franco argilo arenoso	6.55-7.55
PM-05	8	4	88	Areia	7.55-8.55
PM-05	36	16	48	Argilo arenoso	8.55-10.00
Poço PM 06					
PM-06	22	10	68	Franco argilo arenoso	0.30-1.46
PM-06	40	8	52	Argilo arenoso	1.46-2.46
PM-06	34	18	48	Franco argilo arenoso	2.46-3.46
PM-06	40	16	44	Arenoso	3.46-4.46
PM-06	46	14	40	Arenoso	4.46-5.46
PM-06	42	24	34	Argiloso	5.46-6.46
PM-06	6	56	38	Franco siltoso	6.46-7.60
Poço PM 07					
PM-07	34	2	64	Franco argilo arenoso	0.30-1.30
PM-07	28	4	68	Franco argilo arenoso	1.30-2.30
PM-07	18	8	74	Franco arenoso	2.30-3.05
PM-07	18	2	80	Franco arenoso	3.05-3.90
PM-07	50	14	36	Argiloso	3.90-6.00
Poço PM 08					
PM-08	30	6	64	Franco argilo arenoso	0.30-1.30
PM-08	28	12	60	Franco argilo arenoso	1.30-2.30
PM-08	14	10	76	Franco arenoso	2.30-3.60
PM-08	20	6	74	Franco argilo arenoso	3.60-4.60
PM-08	40	12	48	Argilo arenoso	4.60-5.60
PM-08	42	10	48	Argilo arenoso	5.60-6.60
PM-08	20	40	40	Franca	6.60-8.00
Poço PM 09					
PM-09	32	4	64	Franco argilo arenoso	0.20-1.20
PM-09	32	8	60	Franco argilo arenoso	1.20-2.20
PM-09	32	10	58	Franco argilo arenoso	2.20-3.20
PM-09	28	12	60	Franco argilo arenoso	3.20-3.90
PM-09	24	14	62	Franco argilo arenoso	3.90-4.90
PM-09	20	12	68	Franco argilo arenoso	4.90-5.65
PM-09	18	8	74	Franco arenoso	5.65-6.65
PM-09	20	8	72	Franco argilo arenoso	6.65-7.65
PM-09	16	8	76	Franco arenoso	7.65-8.65
PM-09	24	8	68	Franco argilo arenoso	8.65-9.65
PM-09	42	20	38	Argiloso	9.65-10.65
Poço PM 10					
PM-10	16	8	76	Franco arenoso	0.00-0.30
PM-10	24	6	70	Franco argilo arenoso	0.30-1.30
PM-10	26	6	68	Franco argilo arenoso	1.35-2.35
PM-10	26	6	68	Franco argilo arenoso	2.30-3.30
PM-10	22	8	70	Franco argilo arenoso	3.35-4.35
PM-10	22	8	70	Franco argilo arenoso	4.35-5.35
PM-10	16	10	74	Franco arenoso	5.35-6.35
PM-10	14	4	82	Franco arenoso	6.35-7.50
Poço PM 11					

PM-11	26	14	60	Franco argilo arenoso	0.36-1.36
PM-11	22	18	60	Franco argilo arenoso	1.36-2.36 m
PM-11	24	18	58	Franco argilo arenoso	2.36-3.33 m
PM-11	22	16	62	Franco argilo arenoso	3.33-5.34
PM-11	16	24	60	Franco arenoso	5.34-6.34
PM-11	20	22	58	Franco argilo arenoso	6.34-6.80
PM-11	4	6	90	Areia	6.80-7.07
PM-11	18	38	44	Franca	7.07-9.05
Poço PM 12					
PM-12	30	10	60	Franco argilo arenoso	0.25-1.25
PM-12	32	10	58	Franco argilo arenoso	1.25-2.25 m
PM-12	20	20	60	Franco argilo arenoso	2.25-3.45 m
PM-12	26	14	60	Franco argilo arenoso	3.45-4.45
PM-12	18	8	74	Franco arenoso	4.55-4.98
PM-12	10	10	80	Franco arenoso	4.98-5.63
PM-12	12	10	78	Franco arenoso	5.63-5.98
PM-12	12	4	84	Areia franca	5.98-6.98
PM-12	14	14	72	Franco arenoso	6.98-7.98
PM-12	28	36	36	Franca	7.98-8.98
PM-12	28	32	40	Franca	8.98-9.98
PM-12	22	26	52	Franco argilo arenoso	9.98-12.00
Poço PM 13					
PM-13	36	4	60	Argilo arenoso	0.34-1.34
PM-13	36	6	58	Argilo arenoso	1.34-2.34 m
PM-13	24	10	66	Franco argilo arenoso	2.34-3.34
PM-13	16	6	78	Franco arenoso	3.34-3.69
PM-13	6	4	90	Areia	3.69-4.69
PM-13	4	4	92	Areia	4.69-5.69
PM-13	6	4	90	Areia	5.69-6.54
PM-13	40	12	48	Argilo arenoso	6.54-7.54
PM-13	24	10	66	Franco argilo arenoso	7.54-8.54
PM-13	4	4	92	Areia	8.54-9.54
PM-13	10	6	84	Areia franca	10.54-11.50
Poço PM 14					
PM-14	36	4	60	Argilo arenoso	0.30-1.30
PM-14	41	8	51	Argilo arenoso	1.30-2.30
PM-14	30	10	60	Franco argilo arenoso	2.30-3.50
PM-14	20	14	66	Franco argilo arenoso	3.50-3.80
PM-14	20	14	66	Franco argilo arenoso	3.80-4.80
PM-14	28	16	56	Franco argilo arenoso	4.80-5.80
PM-14	51	14	35	Argiloso	5.80-6.80
PM-14	42	22	36	Argiloso	6.80-7.80
PM-14	40	26	34	Franco argiloso	7.80-8.80
PM-14	40	34	26	Argiloso	8.80-9.80
PM-14	32	32	36	Franco argiloso	9.80-11.00
Poço PM 15					
PM-15	22	4	73	Franco argilo arenoso	0.25-1.25
PM-15	18	12	69	Franco arenoso	1.25-2.25
PM-15	22	4	74	Franco argilo arenoso	2.25-3.36
PM-15	16	8	75	Franco arenoso	3.36-3.87
PM-15	16	4	80	Franco arenoso	3.87-4.87
PM-15	14	4	82	Areia franca	4.87-5.87
PM-15	10	4	86	Areia franca	5.87-6.87
PM-15	20	6	74	Franco argilo arenoso	6.87-7.87
PM-15	21	27	52	Franco argilo arenoso	7.87-8.50
Poço PR					
PR	42	18	40	Argiloso	0.20-1.20

PR	48	18	34	Argiloso	1.20-2.20
PR	49	24	27	Argiloso	2.20-3.20
PR	56	18	25	Argiloso	3.20-4.20
PR	54	22	23	Argiloso	4.20-5.20
PR	46	24	30	Argiloso	5.20-6.20
PR	36	28	36	Franco argiloso	6.20-7.20
PR	32	28	39	Franco argiloso	7.20-8.20
PR	42	32	26	Argiloso	8.20-10.50