

Geoquímica e qualidade da água subterrânea no município de Serra do Ramalho, Bahia (BR)

Groundwater geochemistry and quality in the municipality of Serra do Ramalho, Bahia, Brazil

Manuel Vitor Portugal Gonçalves¹, Manoel Jerônimo Moreira Cruz², Cristina Maria Macêdo Alencar³, Rodrigo Alves Santos¹, Antônio Bomfim da Silva Ramos Junior¹

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo investigar a geoquímica e a qualidade da água subterrânea no município de Serra do Ramalho, no oeste da Bahia, com ênfase nas concentrações de nitrato (N-NO_3^-). Foi coletada água do Aquífero Bambuí, cárstico, em 26 poços tubulares nas campanhas de 2010 e 2011 (período chuvoso) e 2012 (período seco). Foram realizadas medidas *in situ* de variáveis físico-químicas e tomadas alíquotas para análises laboratoriais dos ânions (titrimetria e espectrofotometria) e cátions principais (ICP OES) e do fluoreto (SPANDS). O pH variou entre 6,6 e 8,7, cujos teores dos elementos principais foram, em ordem decrescente: $r\text{Ca}^{2+} > r\text{Na}^+ > r\text{Mg}^{2+} > r\text{K}^+$ e $r\text{CO}_3^{2-} - r\text{HCO}_3^- > r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^{2-} > r\text{NO}_3^- > r\text{F}^-$. As fácies hidrogeoquímicas bicarbonatadas cálcicas (49%), clorinadas cálcicas (21%) e mistas cálcicas (15%) foram as mais representativas. As concentrações de nitrato e fluoreto excederam o limite de potabilidade preconizado pela Portaria nº 2.914/2011 em 25 e 12% dos poços, respectivamente. A poluição da água subterrânea representa um desafio para a gestão dos recursos hídricos, o saneamento, o uso do solo e a saúde pública, devendo ser mais bem compreendida, monitorada e remediada.

Palavras-chave: água subterrânea; nitrato; saneamento básico.

ABSTRACT

This study aimed to characterize groundwater geochemistry and quality in the municipality of Serra do Ramalho, west Bahia, with emphasis on nitrate (N-NO_3^-) concentrations. Water was sampled from 26 tubular wells during 2010 and 2011 (rainy season) and 2012 (dry season). Physicochemical parameters were measured and groundwater was sampled in each sampling station for laboratory analyses of the main anions (titrimetry and spectrophotometry) and cations (ICP OES) and fluoride (SPANDS). The pH ranged from 6.60 to 8.70, with the following decreasing order of major elements: $r\text{Ca}^{2+} > r\text{Na}^+ > r\text{Mg}^{2+} > r\text{K}^+$ and $r\text{CO}_3^{2-} - r\text{HCO}_3^- > r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^{2-} > r\text{NO}_3^- > r\text{F}^-$. Calcic bicarbonated hydrochemical facies (49%), calcic chlorinated facies (21%) and calcic mixed facies (15%) were the most representative in the study area. Fluoride and nitrate concentrations were above potability limit in 25 and 12% of the wells, respectively. Groundwater pollution is a challenge to the management of water resources, sanitation, land use and public health, and should be better understood, monitored and remedied.

Keywords: groundwater; nitrate; basic sanitation.

INTRODUÇÃO

A água subterrânea, importante fonte de água doce, pode conter íons dissolvidos em teores adversos à saúde (HIRATA, 2003). Segundo Reynolds-Vargas, Fraile-Merino e Hirata (2006), o nitrato (NO_3^-) é um poluente inorgânico muito estudado no mundo e o mais frequente na água subterrânea. Destacam-se, entre as várias fontes pontuais e difusas de NO_3^- que poluem aquíferos, em diversos países, o uso disseminado de fertilizantes com nitrogênio na agricultura, o padrão de manejo do

solo, a pecuária, o lançamento de esgotos domésticos e a deposição atmosférica (BAIRD; CANN, 2011).

O nitrogênio ocorre nas águas naturais sob formas que abrangem, segundo Tundisi e Tundisi (2008), NO_3^- , nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), nitrogênio molecular (N_2) e o nitrogênio orgânico dissolvido e/ou particulado. Os compostos NO_3^- e NH_4^+ representam fontes de nitrogênio basílicas aos produtores primários aquáticos (ESTEVEZ, 1998). Na atmosfera, hidrosfera e biosfera o nitrogênio

¹Doutor em Geologia pela Universidade Federal da Bahia (UFBA) - Salvador (BA), Brasil.

²Professor do Programa de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências da UFBA - Salvador (BA), Brasil.

³Docente do Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Social da Universidade Católica do Salvador (UCSAL) - Salvador (BA), Brasil.

Endereço para correspondência: Manoel Jerônimo Moreira Cruz - Departamento de Geoquímica, Instituto de Geociências, UFBA, Campus Ondina - Rua Barão de Jeremoabo, s/n - 40170-115 - Salvador (BA), Brasil - E-mail: jeronimo@ufba.br

Recebido em: 15/08/16 - **Aceito em:** 06/01/17 - **Reg. ABES:** 167893

pode apresentar diversos estados de oxidação, sendo o NH_4^+ a forma mais reduzida (N^{3-}) e o NO_3^- a mais oxidada (N^{5+}). A espécie química NO_2^- representa a forma intermediária, cujo estado de oxidação é N^{3+} .

A biogeoquímica do nitrogênio é influenciada por sua função na nutrição da microbiota, das plantas e dos animais. O metabolismo redox da microbiota nas águas naturais depende da ciclagem do nitrogênio nos reservatórios, destacando-se os metabolismos de bactérias e algas cianofíceas que convertem o N_2 em nitrogênio proteico, fixando-o (ESTEVES, 1998). Ocorre a transferência do nitrogênio atmosférico, na forma molecular (N_2), pela fixação da microbiota, e o seu retorno àquela por meio da desnitrificação e do óxido nítrico (N_2O). Outra fonte de nitrogênio ao ciclo são as atividades antrópicas, que podem comprometer as componentes ecossistêmicas.

Nas águas naturais, a microbiota tem formas de vida diversas, livre, em simbiose, ou semissimbiose com plantas superiores, cujo metabolismo participa de processos no ciclo do nitrogênio. Nesse ciclo biogeoquímico, a plasticidade metabólica da microbiota contempla, segundo Esteves (1998); Mendes e Oliveira (2004); Tundisi e Tundisi (2008); Lima (2010), a fixação do nitrogênio atmosférico em nitratos, a amonificação, a nitrificação e a desnitrificação do NO_3^- . A presença de elevados teores de NO_3^- nas águas naturais utilizadas para abastecimento público pode indicar deficiência no saneamento ou outra fonte de poluição.

A água subterrânea, em condições naturais, pode conter teores de NO_3^- entre 0,1 e 5,0 mg.L^{-1} , na forma N-NO_3^- , atingindo valores superiores a 200 mg.L^{-1} nas águas poluídas, relacionados, em especial, a problemas no saneamento (MENDES; OLIVEIRA, 2004; VARNIER *et al.*, 2010). Foster e Hirata (1988) esclarecem que o líquido que percola das fossas sépticas para o solo e o perfil do aquífero contém grande número de micro-organismos entéricos, que podem incluir patógenos, nitrogênio convertido em NO_3^- e outros sais passíveis de poluir a água subterrânea.

A agricultura intensiva e tecnificada em escala planetária, para além dos evidentes benefícios, como a manutenção do suprimento alimentar, ocasiona problemas aos ecossistemas e seus serviços e componentes, especialmente as águas naturais (RESENDE, 2002). Segundo Jadoski *et al.* (2010), o nitrogênio, basilar ao metabolismo celular das plantas, é o elemento mais usado na adubação química, muito aplicado nos sistemas de cultivo intensivos. O NO_3^- que se origina das atividades agrícolas é o principal composto de nitrogênio associado à poluição das águas naturais (MALAVOTA; MORAES, 2006; JADOSKI *et al.*, 2010).

As substâncias nitrogenadas de fertilizantes, resíduos orgânicos e outros resíduos sofrem oxidação química e bioquímica até o NO_3^- que, se lixiviado do solo durante a recarga do aquífero, poluirá a água subterrânea (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2008). O NO_3^- é um composto inorgânico muito solúvel e abundante na água que recebe descargas de esgotos domésticos, atividades agrícolas — decorrentes da aplicação de fertilizantes — e pecuária (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Segundo Varnier *et al.* (2010), o NO_3^- tem alta mobilidade, sendo, por isso, uma variável geoquímica aplicada mundialmente como indicador da poluição da água subterrânea. Jadoski *et al.* (2010); Santos (2011) explicam que altos teores de NO_3^- na água subterrânea configuram um problema ambiental decorrente da facilidade de esse composto ser lixiviado da solução do solo e no perfil do aquífero. Por isso, apresenta grande mobilidade e persistência em condições aeróbicas.

O consumo de águas enriquecidas em NO_3^- pode causar agravos à saúde humana, como a meta-hemoglobinemia, ou síndrome do bebê azul, especialmente em crianças com até seis meses de idade (BAIRD; CANN, 2011). Spiro e Stigliani (2009) explicam que, atualmente, a prevalência da meta-hemoglobinemia associada à intoxicação por NO_3^- é rara nos países industrializados, mas tem relevância para a saúde pública dos países em desenvolvimento, como o Brasil. Nos adultos, após ingerido, o NO_3^- é reduzido a NO_2^- no intestino, onde reage com as aminas secundárias e forma as nitrosamidas/nitrosaminas, substâncias carcinogênicas (MENDES; OLIVEIRA, 2004).

Na síndrome do bebê azul, o NO_2^- oxida os íons de ferro na hemoglobina de Fe^{2+} a Fe^{3+} , inibindo a absorção e a transferência de oxigênio para as células, causando interrupções na respiração do bebê. A hemoglobina que possui Fe^{3+} é a meta-hemoglobina, cuja presença em altas quantidades é nociva à vida (FERNÍCOLA; AZEVEDO, 1981). Nos adultos, frequentemente, a hemoglobina oxidada é reduzida a sua forma comum de transporte de oxigênio, e o NO_2^- é oxidado para NO_3^- , mas em bebês o processo é lento. Outro fator natural de proteção em adultos se deve ao fato de o NO_3^- ser absorvido no trato digestivo, antes de ocorrer a redução a NO_2^- . Nos adultos, os eritrócitos têm pequenas quantidades de meta-hemoglobina, da oxidação espontânea, e dispõem de enzimas redutoras dessa proteína, ausentes em recém-nascidos.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) preconizou o limite do NO_3^- , como nitrogênio, de 10 mg.L^{-1} para evitar a síndrome do bebê azul (BAIRD; CANN, 2011). No Brasil, a Portaria nº 2.914/2011, do Ministério da Saúde, estabeleceu a mesma concentração de NO_3^- como limite de potabilidade (BRASIL, 2012). Teores de NO_3^- entre 5 e 10 mg.L^{-1} , segundo Mendes e Oliveira (2004), sugerem contaminação antrópica da água subterrânea associada a condições sanitárias inapropriadas, esgotos domésticos, disposição final de resíduos sólidos, agricultura e pecuária.

Apreende-se que a poluição das águas naturais por NO_3^- , a exemplo da água subterrânea, pode estar relacionada à deficiência no saneamento e a riscos epidemiológicos, já que a meta-hemoglobinemia representa agravo à saúde de bebês com até seis meses de idade. No Brasil, os altos teores de NO_3^- nas águas naturais são críticos em diversos estados e municípios, como São Paulo (GODOY *et al.*, 2004; GIAFFERIS; OLIVEIRA, 2006; SANAIOTTI, 2005; VARNIER *et al.*, 2010); Bahia (CARVALHO; CRUZ, 2010; PEREIRA, 2009; SANTOS, 2011; GONÇALVES, 2014; RIOS, 2015); e Águas Lindas (GO) (CAMPOS; ROHLFS, 2010).

O município de Serra do Ramalho, Bahia, foi pouco habitado até 1975, quando o Governo Federal, por meio do Projeto Especial de Colonização de Serra do Ramalho (PEC), no âmbito do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), assentou famílias deslocadas de áreas submersas pelo lago de Sobradinho, com a criação de 23 agrovilas (Figura 1). Segundo Xavier (2011), o PEC almejou o reassentamento de quase 4.000 famílias da zona rural dos municípios atingidos pela construção da barragem de Sobradinho. A obra e o deslocamento compulsório provocaram resistência, revolta, comoção e outros sentimentos de repulsa à barragem (ESTRELA, 2004; SILVA; GERMANI, 2009; XAVIER, 2011).

A água para o abastecimento dos colonos nas agrovilas, ainda na sede municipal, a 30 km do rio São Francisco, abrangeu captações do Aquífero Bambuí, permitindo a fixação dos realocados. Segundo Alencar (1983); CODEVASF (1989), os colonos reclamaram da qualidade desse recurso por conta dos altos teores de dureza. Esta decorreu, principalmente, do intemperismo químico, pela água, da calcita e da dolomita, dominantes nos calcários e dolomitos do Grupo Bambuí.

No sítio de estudo afloram os calcários e dolomitos, que hospedam o Aquífero Bambuí (Figura 2). A dissolução das rochas carbonáticas imprime, de acordo com Negrão (2007); Moral, Cruz-Sanjulián, Olías (2008), forte dureza e salinização à água subterrânea, que também depende da composição química e mineralógica dos calcários, da ação de fatores geoquímicos, do tempo de residência, da pluviometria e de seu deslocamento subterrâneo no aquífero. A cinética da dissolução da calcita e da dolomita em meio cárstico influencia sobremaneira na hidrogeoquímica. White (2002); Moral, Cruz-Sanjulián, Olías (2008) destacam que as diversas pesquisas de campo e laboratório indicaram maior velocidade de dissolução da calcita quando comparada à dolomita.

O intemperismo químico das rochas encaixantes do Aquífero Bambuí disponibiliza constituintes minerais à água subterrânea, solvente ativo que reage com as litofácies percoladas, incorporando substâncias diversas, como cálcio e magnésio. Por sua vez, tais reações de alteração mineral dependem do tempo de residência, da pressão do dióxido de carbono (CO₂) disponível, da temperatura e da presença de ácidos inorgânicos e orgânicos. Custódio e Llamas (1983) destacaram os

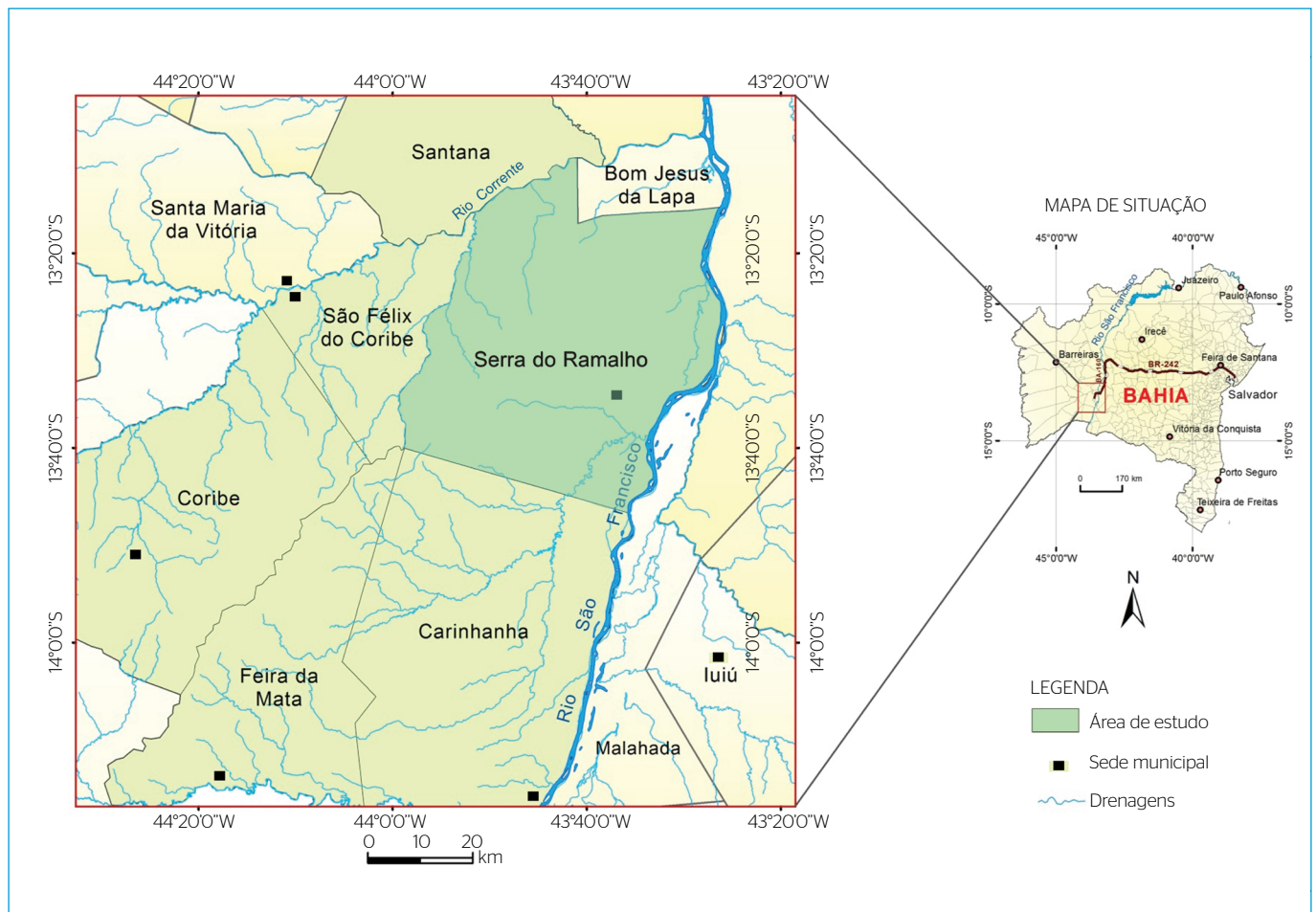


Figura 1 - Mapa de localização e situação de Serra do Ramalho, Bahia.

íons cálcio, magnésio, sódio, potássio, carbonato, bicarbonato, cloreto e sulfato, entre os principais constituintes das águas naturais — como a água subterrânea —, como os principais responsáveis pela composição hidrogeológica.

A composição física e química da água subterrânea é determinada pela mobilidade e solubilidade dos elementos envolvidos no processo de intemperismo químico (DREVER, 1997). As espécies iônicas Ca^{2+} ,

Mg^{2+} e Na^+ são móveis e disponibilizadas facilmente às águas naturais pela alteração química, ocupando o íon K^+ posição intermediária. Os íons K^+ e Na^+ têm comportamentos distintos, decorrentes, segundo Hem (1985), do fato de o primeiro ser dificilmente liberado dos minerais à solução, tendendo, por isso, a ser reincorporado pelos produtos neoformados, embora, uma vez solvido, permaneça comumente na solução, enriquecendo-a. Em meio cárstico, esperam-se também altos

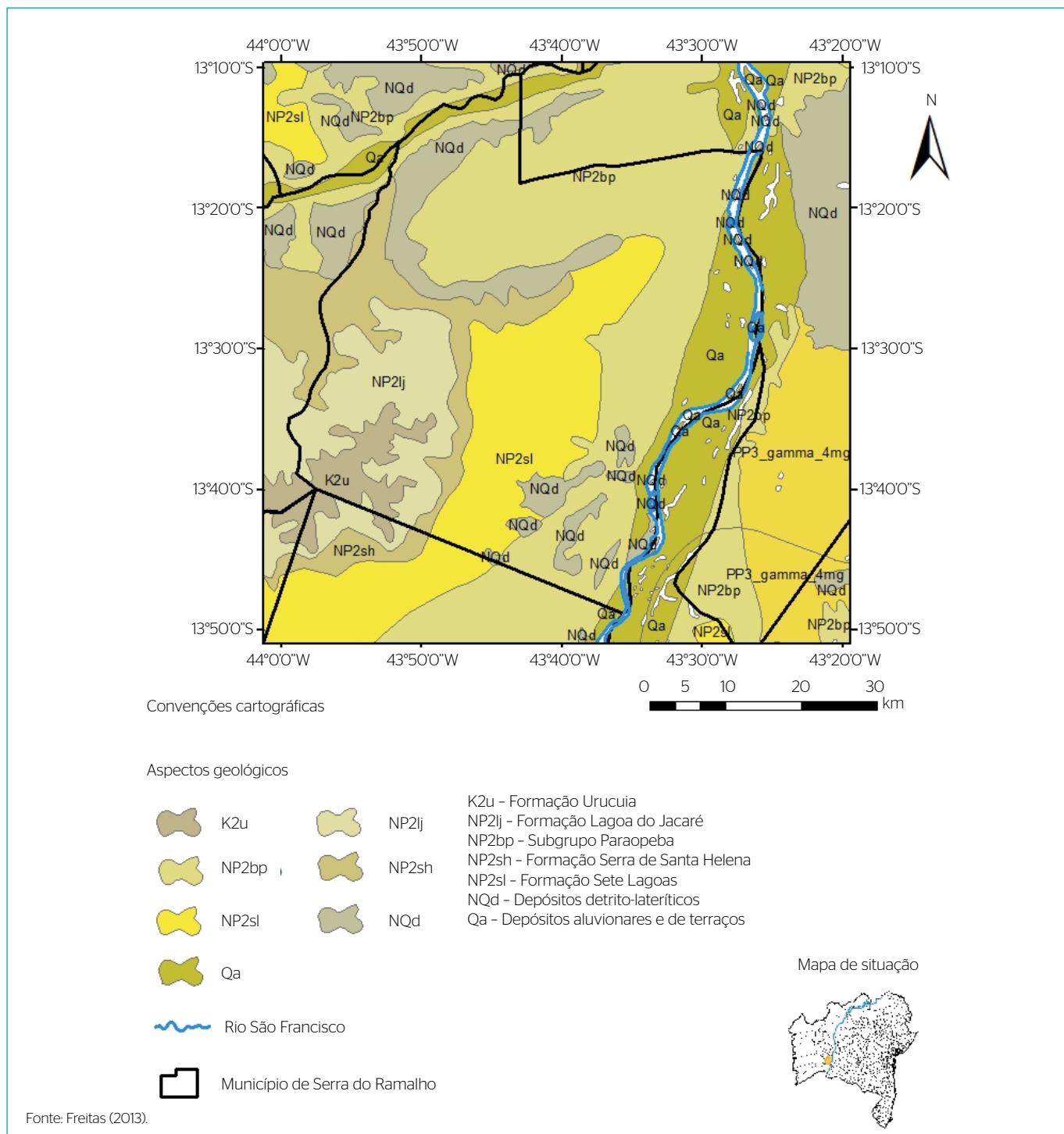


Figura 2 - Mapa geológico do sítio de estudo.

teores de bicarbonato na água subterrânea, decorrentes da dissolução das rochas que hospedam o Aquífero Bambuí ou da infiltração de água meteórica. Segundo Misi *et al.* (2000), são encontrados sulfetos disseminados nas rochas do Grupo Bambuí.

A água subterrânea do Aquífero Bambuí, no oeste da Bahia (Figura 1), representa um recurso hídrico estratégico ao abastecimento público, especialmente nas localidades rurais. CODEVASF (1989); Andrade e Cascaes (1990); Negrão (2007); Camurugy (2009) desenvolveram investigações hidroquímicas nesse local, entretanto, ainda se carece de estudos hidrogeológicos passíveis de subsidiar a gestão hídrica e da saúde. Nesse âmbito, esta pesquisa teve como objetivo investigar a geoquímica da água subterrânea no município de Serra do Ramalho, Bahia, com ênfase nas concentrações de NO_3^- .

HIDROGEOLOGIA

O município de Serra do Ramalho (Figura 1) apresenta, segundo o IBGE (2010), área de 2.593,231 km², Produto Interno Bruto (PIB) de R\$ 170.231 mil reais e 33 mil habitantes, com Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de 0,595 (PNUD, 2010). Possui clima entre subúmido e semiárido, temperaturas média e máxima de 19,1 e 31,7°C e média de 25,6°C. A precipitação média anual é de 800 a 1.000 mm, concentrada entre os meses de novembro e abril, com estiagem entre maio e setembro.

No município afloram as rochas pelíticas, calcários e dolomitos, neoproterozoicas do Grupo Bambuí, destacando-se a Formação Sete Lagoas, basal, depositada sobre o complexo gnáissico-migmatítico arqueano (MISI *et al.*, 2011) (Figura 2). Sobressaem-se também as coberturas aluviais e detriticas, a leste, e os arenitos do Grupo Uruçuia, a oeste.

Os poços perfurados em Serra do Ramalho atravessam as litofácies do Grupo Bambuí. Estas hospedam o Aquífero Bambuí, cuja água fornece serviços ecossistêmicos e complementa o abastecimento público, incluindo o consumo humano, em especial nas áreas rurais. Além

disso, o sítio de estudo se insere no subdomínio hidrogeológico cárstico do oeste do rio São Francisco, com precipitação média superior de 800 mm/ano, representado pelo aquífero citado. Negrão (2007) dividiu os aquíferos cársticos da Bahia em dois subdomínios: um situado em área de precipitação média inferior a 800 mm/ano e outro em área de precipitação média superior a 800 mm/ano (Tabela 1).

No sudoeste do sítio de estudo, o Aquífero Bambuí está coberto pelos arenitos cretáceos do Aquífero Uruçuia, poroso (Figura 2). Este, com melhor qualidade de água e maior vazão média (Tabela 1), contribui, segundo Negrão (2007), para a recarga daquele, junto à infiltração das chuvas. A Figura 3 mostra os depósitos de fluorita e a direção preferencial do fluxo de oeste para leste, na direção do rio São Francisco. A fluorita ocorre disseminada nos calcários e dolomitos da Formação Sete Lagoas, na região da Serra do Ramalho, oeste da Bahia (MISI *et al.*, 2011).

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram amostradas águas de 26 poços tubulares, nos períodos chuvoso (2010 e 2011) e de estiagem (2012) (Tabelas 2 e 3). Foram mensuradas, *in situ*, as variáveis físico-químicas por meio de sonda multiparâmetros e tomadas alíquotas para análises no Laboratório do Plasma, do Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia (UFBA).

As alíquotas foram armazenadas em recipientes de polietileno de 0,5 L e 1,0 L, para as análises de cátions e ânions, respectivamente, segundo as orientações da APHA, AWWA e WEF (1995). As alíquotas de 0,5 L passaram por filtro de acetato de celulose 0,45 µm e adição de ácido nítrico até pH<2, ficando *in natura* as alíquotas para análises de ânions. Todas as alíquotas foram refrigeradas (até 4°C). A leitura dos cátions deu-se por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), em duplicata, com 20% de triplicatas. Os ânions foram determinados por titrimétricos (HCO_3^- , Cl^-), espectrofotométricos (SO_4^{2-} , NO_3^-) e colorimétricos (SPANDS) (F).

Tabela 1 - Características dos aquíferos Uruçuia e Domínio Cárstico (BA).

Parâmetros	Uruçuia (n=147)			Cárstico-Fissural								
				Precipitações<800mm/ano (n=2,111)			Precipitações>800mm/ano (n=1,168)			Amostra de 2010 (n=40)		
	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Min.	Máx.	Média
Profundidade (m)	10,0	355,0	110,00	13,00	204,00	93,17	11,0	218,00	96,98	43,00	150,00	86,46
Vazão (m ³ .h ⁻¹)	1,0	520,0	43,50	0,00	203,00	9,04	0,0	79,20	9,93	0,84	30,00	11,69
STD (mg.L ⁻¹)	10,0	1.000,0	163,90	86,00	18.586,00	1.324,14	42,0	4.474,00	660,00	213,00	1.121,00	450,00
Cloretos (mg.L ⁻¹)	1,0	250,0	37,44	3,00	7.950,00	324,36	1,0	1.498,00	86,73	10,40	656,00	105,80
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,0	1,9	0,52	0,00	96,74	10,73	0,0	97,47	2,50	0,35	17,60	6,96
Dureza total (mg.L ⁻¹)	1,0	403,0	85,00	30,00	8.900,00	792,41	9,0	2.121,00	369,66	102,65	659,30	346,20

Fonte: dados obtidos de Negrão (2007); Gonçalves (2014).
STD: sólidos totais dissolvidos.

A análise estatística abrangeu dados hidroquímicos da presente pesquisa e os obtidos de Camurugy (2009), em maio de 2008 (estiação), para o Aquífero Bambuí. Contemplou testes estatísticos diversos, como de normalidade (Shapiro-Wilk), comparações múltiplas para distribuição de dados paramétrica (análise de variância — ANOVA) ou não paramétrica (Kruskal-Wallis), com nível de significância de 95%, e técnica da análise de componentes principais (PCA).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização hidrogeológica e saúde

As Tabelas 2 e 3 mostram os resultados hidroquímicos. O pH variou de 6,6 a 8,7, com distribuição não gaussiana ($p=0,01$). As medianas (7,10;

7,75; 7,57) diferem entre 2010-2012 ($p<0,0001$), mas não entre 2011-2012 ($p>0,05$). Predominam condições oxidantes, coerentes com aquífero livre, cujos valores do potencial de oxirredução (ORP) variaram de -20 a 362 mV, com distribuição não gaussiana ($p=0,01$) (Tabela 2) e medianas (59,25; 188,50; 116,00 mV) que diferem entre as amostras ($p<0,0001$).

Os sólidos totais dissolvidos (STD) variaram entre 297,7 e 1.230,0 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana ($p=0,01$) (Tabela 3). Os valores das medianas (387; 534; 526 mg.L⁻¹) diferem significativamente entre os períodos amostrais ($p<0,0001$), mas não há evidência estatística para supor que as amostras de 2011 e 2012 difiram expressivamente entre si ($p>0,05$). A Figura 4 indica que as amostras de água subterrânea de 2011 e 2012 foram mais alcalinas e mineralizadas.

Predominaram as águas doces nas amostras coletadas em 2008 e 2010 (Tabela 4). Essa variabilidade temporal foi atribuída, em grande

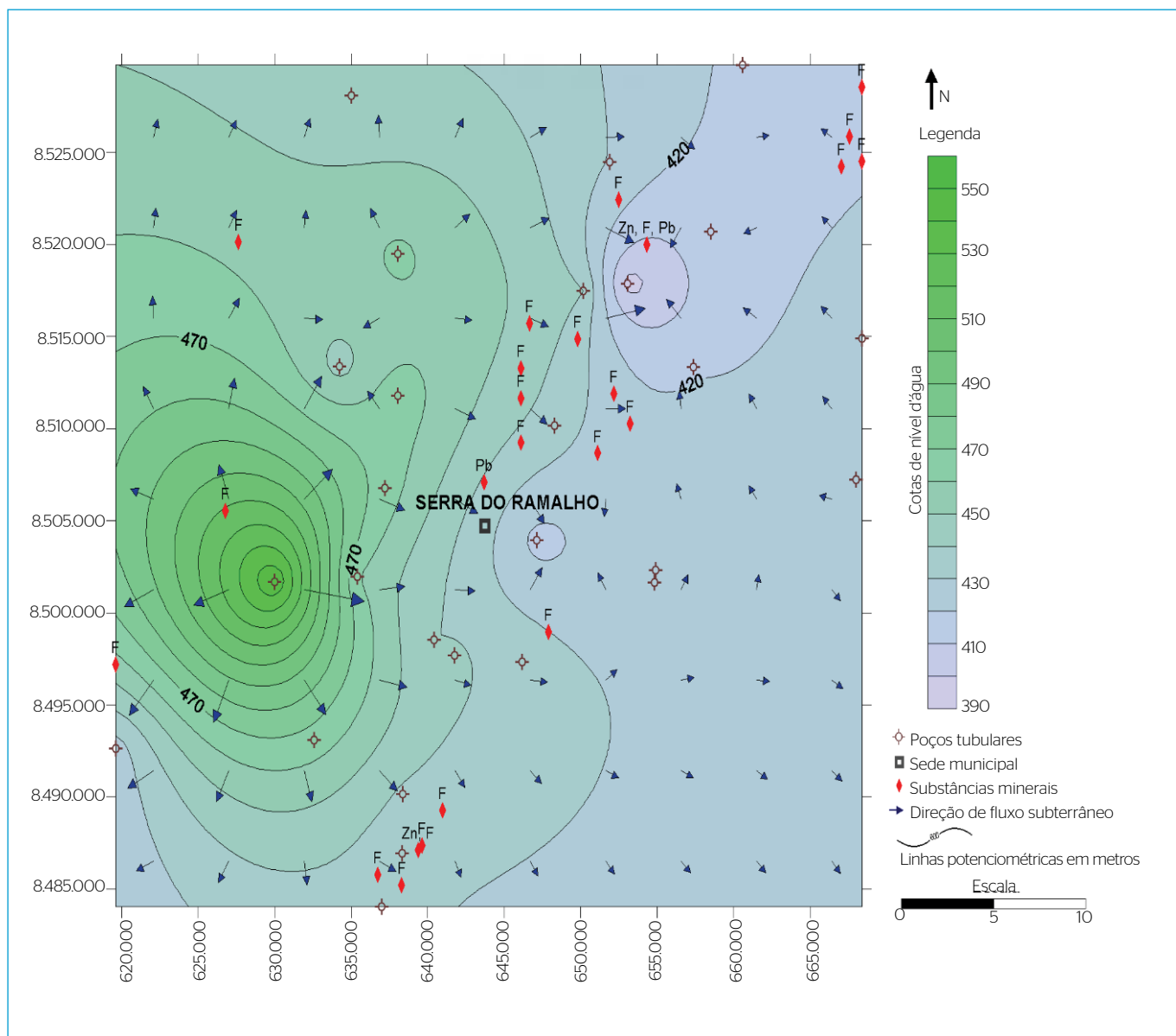


Figura 3 - Mapa da distribuição das superfícies potenciométricas no município de Serra do Ramalho, Bahia.

Tabela 2 - Resultado dos parâmetros físico-químicos e isotópicos das águas subterrâneas coletadas em três campanhas amostrais no município de Serra do Ramalho, Bahia.

Poço	Localidade	1ª Campanha (2010) (período chuvoso)					2ª Campanha (2011) (período chuvoso)					3ª Campanha (2012) (estiagem)							
		Tempo- ratura	pH	mV	µS.cm ⁻¹	mg.L ⁻¹	Temp.	pH	mV	µS.cm ⁻¹	mg.L ⁻¹	Temp.	pH	mV	µS.cm ⁻¹	mg.L ⁻¹			
																	DT	STD	CE
SR01	Agrovia 10	2730	690	8100	49640	32266	44433	2913	773	23800	94500	60600	42373	2670	753	12100	98400	63000	39414
SR02	Agrovia 08	2738	680	7400	51520	33488	42363	2807	743	19400	97800	63570	37946	2722	754	16500	96800	62920	40103
SR03	Agrovia 06	2830	700	5650	41890	27229	39069	2878	781	17300	83100	53200	34897	2791	728	17300	82600	52900	32904
SR04	Agrovia 05	2830	700	9250	50950	33118	52893	2911	704	25900	102000	66300	38423	2963	743	12200	105000	67000	41282
SR05	Faz Roberto	2760	700	200	91370	59391	55362	2850	700	200	89000	58480	53823	2810	740	900	86070	55946	49776
SR06	Agrovia 03	2960	660	9300	73560	47814	54141	2966	713	24600	103300	67145	59100	2929	745	15400	126000	81900	59389
SR07	Agrovia 01	2800	670	8750	90110	58572	43717	2830	750	2420	182000	117000	41918	2901	801	11300	192000	123000	40112
SR08	Aldeia Pankaru	2770	710	6200	44890	29179	39310	2800	745	3100	67600	43940	37514	2815	839	839	90400	58760	42430
SR09	Agrovia 17	2720	810	5950	56700	36855	31048	2733	759	2220	110000	72150	32960	2733	721	18700	110000	72150	38004
SR10	Agrovia 11	2870	700	6300	41660	27079	28823	2821	738	24900	78800	50500	26907	2872	744	16900	81500	52200	29494
SR11	Agrovia 12	2740	690	8600	60050	39033	34482	2837	780	16800	63900	40900	34668	2738	687	3800	65700	42100	32335
SR12	Mata Verde	2740	730	6000	59280	38532	36138	2648	816	19900	52100	33300	36033	2696	755	11700	65900	42835	31942
SR13	Agrovia 13	2760	750	4100	71950	46768	26546	2771	780	12900	72800	47320	23541	2739	850	11400	73600	47100	22196
SR14	Agrovia 14	2660	740	2900	59820	38883	37125	2816	807	21000	64800	41500	41567	2618	863	11100	66200	42400	39688
SR15	Agrovia 18	2780	690	5300	54310	35302	34944	2865	757	25800	83800	54470	40120	2751	780	15100	99100	63200	41391
SR16	Agrovia 09	2870	690	900	94140	61191	46579	2843	776	36200	97400	62400	60934	2711	742	15000	101000	64900	37209
SR17	Sítio Aroeira	2800	690	9050	98200	63830	14066	2719	752	8000	145000	92100	14175	2684	759	11700	77000	50050	14279
SR18	Boa Vista	2880	770	5250	52740	34281	66638	2910	810	6000	53900	35035	68236	2928	856	5600	56100	35900	63421
SR19	Agrovia 04	3110	720	5900	89990	58494	34214	2878	761	22900	169000	108000	30370	2791	782	13500	172000	11800	31469
SR20	Taquari	2660	710	6850	65455	42546	12478	2798	788	17900	70200	44900	13221	2781	806	9100	68400	44460	13807
SR21	Pambu	3010	790	2100	52550	34158	10265	2842	795	2000	54900	35685	9392	2822	866	3800	57200	37180	12350
SR22	Capão Preto	2780	810	4700	79030	51370	39357	2851	869	13800	83600	53500	39424	2845	833	4100	79600	51000	36002
SR23	Manduaçu	2730	680	7200	78240	50856	24225	3009	774	22200	82200	52500	23026	2901	742	1800	71200	46280	23605
SR24	Agrovia 20	3120	710	5850	39030	25370	16248	2851	787	20200	75000	48750	15789	2890	796	10000	74700	48555	14545
SR25	Agrovia 22	2930	710	5500	80530	52345	34222	2931	788	18000	87400	56810	35213	2931	749	12050	83965	54577	34760
SR26	Agrovia 13 II	2630	768	2000	48355	31431	16248	2662	811	18300	45800	29770	15789	2685	79	1200	47231	30700	14545
Limite de Potabilidade da Portaria 2914/11		-	6,5-9,5	-	-	100000	50000	-	6,5-9,5	-	-	100000	50000	-	6,5-9,5	-	-	100000	50000
Mínimo		26,30	6,60	4700	39030	25370	10265	2648	704	2000	45800	29770	9392	2618	6,87	3800	47231	30700	12350
Máximo		31,20	8,10	9300	98200	63830	66638	3009	869	36200	182000	117000	68236	2963	8,66	18700	192000	12000	35381
Média		28,16	7,18	5365	64460	41899	35190	2836	771	16974	88891	57301	34898	2796	7,78	9465	89564	57800	33710
Mediana		27,80	7,05	5925	59550	38708	35541	2843	775	18850	83350	53350	35623	2791	7,57	11550	82050	52550	35381
Desvio padrão		1,26	0,41	3275	18168	11809	14167	0,84	0,37	9201	33310	21214	14965	0,96	0,49	6667	32849	13278	12372
Erro padrão		0,25	0,08	642	3563	2316	2778	0,16	0,07	1804	6513	4160	2935	0,19	0,10	1308	6442	2604	2604
Coefficiente de variação (%)		4,48	5,78	61,03	28,18	28,18	40,26	2,96	4,81	54,20	37,36	37,02	42,88	3,43	6,26	70,44	36,68	36,63	39,39
Intervalo de confiança inferior (95%)		27,65	7,01	4042	57120	37128	29466	2802	756	13257	75464	48731	28853	2758	7,58	6772	76293	49248	28345
Intervalo de confiança superior (95%)		28,67	7,35	6688	71800	46670	40913	2870	786	20691	102300	65871	40944	2836	7,98	12158	102840	66353	39074
Teste de Shapiro-Wilk (valor p)		0,009	0,009	0,009	0,0094	0,0094	0,0099	0,0099	0,0099	0,0095	0,0088	0,0088	0,0097	0,0098	0,0094	0,0092	0,0084	0,0084	0,0095

pH: potencial hidrogeniônico; ORP: potencial de oxirredução; CE: condutividade elétrica; STD: sólidos totais dissolvidos; DT: dureza total

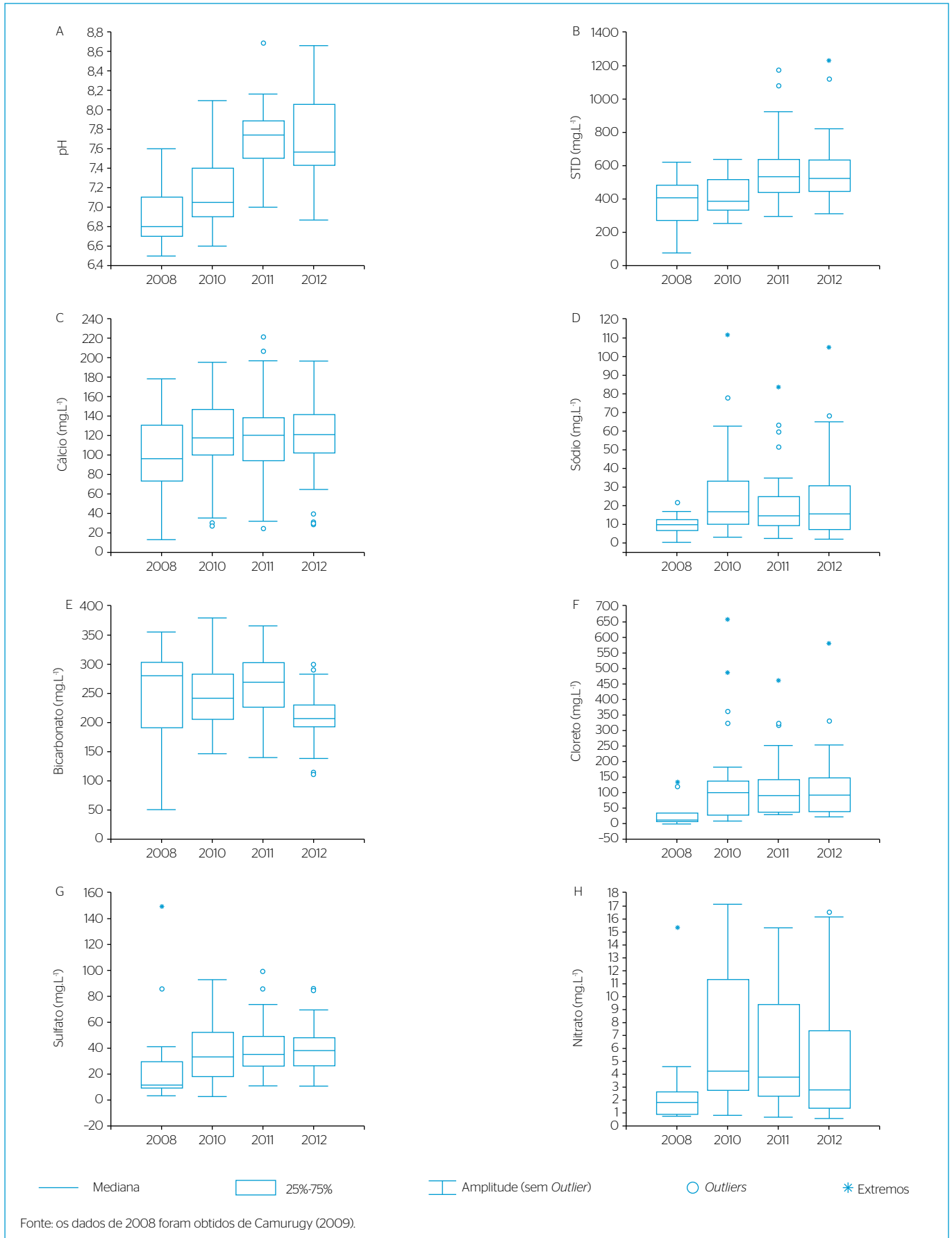


Figura 4 - Diagrama de dispersão e variabilidade temporal dos íons principais e do nitrato presentes na água subterrânea no sítio de estudo.

medida, à interação água-rocha carbonática, à distribuição das chuvas no período de abrangência da pesquisa e à circulação da água no Aquífero Bambuí. Recomenda-se o investimento público na pesquisa, na gestão dos recursos hídricos e na aplicação de tecnologias para a dessalinização das águas salobras desse Aquífero, no município de Serra do Ramalho, principalmente nas áreas rurais distantes do rio São Francisco.

Os valores da dureza total (DT) foram de 3,92 a 666,38 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 2), em que as medianas (355,4; 356,2; 353,8 mg.L⁻¹) não diferem entre os períodos amostrais (p=0,94). Os teores de STD e DT excederam, em 5 e 13% dos poços, respectivamente, o limite de potabilidade preconizado pela Portaria nº 2.914/2011, do Ministério da Saúde. A dureza e a salinização da água subterrânea acompanham a distribuição espaço-temporal dos calcários e dolomitos do Grupo Bambuí. Essas rochas imprimem forte dureza e salinização à água subterrânea, complementarmente à pluviometria e mineralogia da mesma (NEGRÃO, 2007).

No sítio de estudo, foram coletadas amostras que refletissem os fatores que influenciam na hidrogeoquímica, entre os quais a interação água-rochas, sejam carbonáticas, sejam pelíticas. Camurugy (2009) focou a interação água-rochas carbonáticas, em maior abrangência espacial. White (2002); Moral, Cruz-Sanjulián e Olías (2008) esclarecem que a evolução hidrogeoquímica de meios cársticos depende da composição química e mineralógica das rochas encaixantes do aquífero, de fatores geoquímicos, do tempo de residência, da pluviometria e da circulação da água subterrânea no aquífero.

Nesta pesquisa, destacaram-se três fácies hidrogeoquímicas (Figura 5): águas bicarbonatadas cálcicas (49%), águas cloretadas cálcicas (21%) e águas mistas cálcicas (15%). A incerteza do balanço de carga iônica, baseado no erro prático definido por Logan (1965), foi de 10%. As concentrações dos cátions e ânions foram as seguintes, em ordem decrescente: rCa²⁺ > rNa⁺ > rMg²⁺ > rK⁺ e rCO₃²⁻- rHCO₃⁻ > rCl⁻ > rSO₄²⁻ > rNO₃⁻ > rF⁻. Na pesquisa de Camurugy (2009), as águas bicarbonatadas cálcicas representam 88% das amostras.

Os teores de cálcio foram de 24,32 a 220,50 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 3). Os valores das medianas foram similares (117,4; 119,7; 120,8 mg.L⁻¹), não diferindo significativamente entre os períodos amostrais (p=0,99). Para 85% dos poços, o conteúdo

de cálcio excedeu o limite recomendado pela WHO (2003). O excesso de cálcio influencia fortemente na dureza dos carbonatos da água, o que pode dificultar a lavagem e o cozimento de alimentos e provocar obstrução de tubulações. As concentrações de cálcio nas amostras de 2008 e 2010-2012 foram coerentes com a distribuição dos calcários e dolomitos do Grupo Bambuí (Figura 4).

Os altos teores de cálcio foram relacionados à interação entre a água subterrânea e as rochas carbonáticas do Grupo Bambuí, durante a circulação e permanência dessa água no aquífero. Moral, Cruz-Sanjulián e Olías (2008) esclarecem que a hidrogeoquímica de meios cársticos reflete, em especial, a ação da dissolução dos minerais calcita e dolomita. Depende, também, da proporção entre a calcita e a dolomita, minerais dominantes, e do tempo de residência (FAIRCHLID *et al.*, 2000).

Os teores de sódio variaram entre 2,13 e 111,00 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 3). Essa variabilidade refletiu, provavelmente, a distribuição de pelitos na geologia local e a ação das reações de troca de base em meio pelítico. Foi verificado que as medianas (16,6; 14,6; 15,6 mg.L⁻¹) não diferem significativamente entre os períodos amostrais (p=0,77). A Figura 6 revela que apenas duas amostras foram inadequadas à irrigação, predominando águas excelentes e boas para esse fim. Essa sugestão de uso destaca o papel estratégico dos recursos hídricos subterrâneos para o desenvolvimento econômico e humano no sítio de estudo, ainda que um alto percentual das amostras de 2011 e 2012 tenha sido classificado como água salobra.

As concentrações de magnésio oscilaram entre 4,01 e 43,75 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 3), em que os valores

Tabela 4 - Classificação da água subterrânea quanto aos teores dos sólidos totais dissolvidos.

Campanhas amostrais	Água doce		Água salobra		Água salgada	
	N	%	N	%	N	%
2008*	14	87,5	2	12,5	0	0
2010**	18	69,2	8	30,8	0	0
2011**	10	38,5	16	61,5	0	0
2012**	10	38,5	16	61,5	0	0

*Camurugy (2009); **presente estudo.

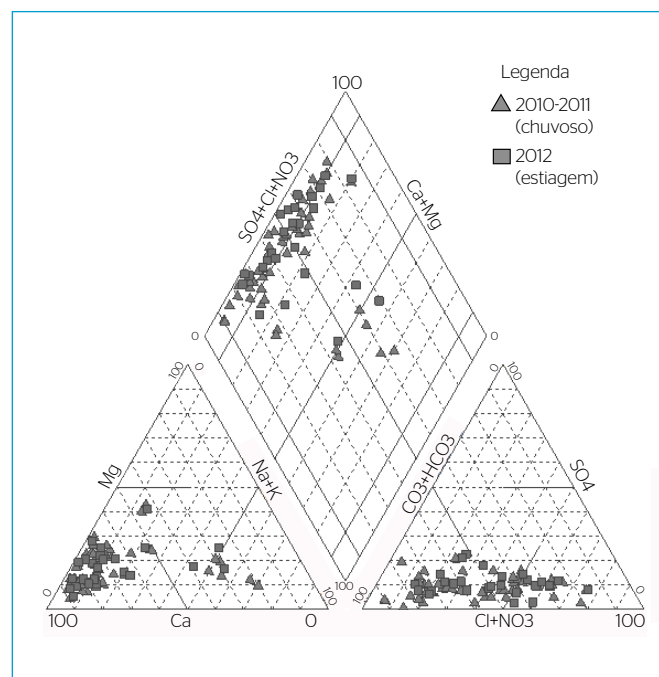


Figura 5 - Diagrama de Piper para classificação da água subterrânea no sítio de estudo.

das medianas (16,00; 14,75; 15,42 mg.L⁻¹) não diferem significativamente entre as amostras de 2010-2011 (p=0,90). A fase mineral calcita pode atingir o equilíbrio da subsaturação da água doce em dez dias, enquanto a dolomita requer meses ou anos (WHITE, 2002).

Os teores de potássio variaram entre 0,49 e 5,30 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 3), não havendo evidência estatística suficiente para supor que os valores das medianas (2,14; 1,90; 1,60 mg.L⁻¹) difiram significativamente entre os períodos amostrais (p=0,2). Hem (1985); Lima (2010) explicam que as concentrações de potássio nas águas naturais são comumente inferiores aos teores de sódio, por conta do seu comportamento hidrogeoquímico.

Os teores de bicarbonato variaram entre 110,5 e 378,9 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 3). Os valores das medianas (237,7; 268,6; 205,6 mg.L⁻¹) diferem significativamente entre os períodos amostrais (p=0,003). As concentrações do cloreto oscilaram entre 10,4 e 656,0 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01), cujos valores das medianas (109,8; 91,1; 91,8 mg.L⁻¹) não variam significativamente entre os períodos amostrais (p=0,72). Segundo Drever (1997), as águas meteóricas podem modificar as concentrações e a diluição dos constituintes iônicos principais das águas naturais, as quais podem representar importante fonte de espécies químicas dissolvidas, a exemplo dos íons Cl⁻, SO₄²⁻ e Na⁺.

Ocorreram restrições de potabilidade do cloreto em 15% dos poços (Tabela 3), em relação ao limite preconizado pela Portaria nº 2.914/2011

(BRASIL, 2012). O conteúdo do cloreto sofre influência da relação água-rocha, da circulação da água e do clima semiárido, por conta da evapotranspiração e da irregularidade das chuvas. O cloreto constitui a hidroquímica das chuvas e integra o ciclo hidrológico, atingindo a água subterrânea (DREVER, 1997; LIMA, 2010). Elevados teores de cloreto podem indicar a poluição da água subterrânea por efluentes líquidos domésticos, que refletem as formas de uso do solo e a deficiência no saneamento, uma vez que as excretas humanas também representam uma fonte de cloreto para as águas naturais (MENDES; OLIVEIRA, 2004).

Os teores de sulfato oscilaram entre 2,02 e 98,90 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 3). Os valores das medianas (33,30; 34,08; 37,50 mg.L⁻¹) não diferem entre os períodos amostrais (p=0,8). As mais altas concentrações dessa variável podem decorrer da oxidação de sulfetos, como a pirita. A Figura 4 mostra coerência entre a distribuição das variáveis sódio, cloreto e sulfato no presente estudo (2010-2012), cujas medianas, amplitude e variabilidade revelaram-se maiores do que nas amostras de água subterrânea de 2008.

As concentrações de NO₃⁻ variaram entre 0,1 e 17,0 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 3), não existindo diferença estatística significativa entre os valores medianos (4,2; 3,3; 2,4 mg.L⁻¹) nos períodos amostrais (2010-2012) (p=0,52). Houve restrições locais de potabilidade em relação ao limite máximo preconizado pela Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2012) para 25% dos poços, especialmente nas proximidades da Agrovila 9, sede municipal. Segundo Mendes e Oliveira (2004), teores de NO₃⁻ a partir de 5 mg.L⁻¹ são sugestivos de poluição das águas naturais. Dessa forma, a poluição atinge mais 15% dos poços, totalizando 40% dos amostrados.

Os elevados teores de NO₃⁻ refletem a vulnerabilidade do aquífero cárstico à poluição, decorrente principalmente de deficiências no saneamento. Destaca-se que a ingestão de água com excesso de NO₃⁻ representa risco de agravos à saúde, como meta-hemoglobinemia, ou síndrome do bebê azul, que pode asfixiar crianças, além de câncer de estômago e esôfago. Recomenda-se o monitoramento dos teores de NO₃⁻ na água subterrânea e o investimento na gestão integrada do uso do solo e dos recursos hídricos e no saneamento básico do município de Serra do Ramalho.

Os valores do fluoreto oscilaram entre 0,11 e 2,15 mg.L⁻¹, com distribuição não gaussiana (p=0,01) (Tabela 3), em que as medianas (0,38; 0,39; 0,37 mg.L⁻¹) não diferem significativamente entre os períodos amostrais (p=0,98). Os teores de flúor excederam o limite de potabilidade preconizado pela Portaria nº 2.914/2011 em 12% dos poços. Segundo Soares *et al.* (2012), a exposição crônica do germe dentário, até os seis anos de idade, a altas doses de flúor pode provocar fluorose, tendo, portanto, relevância epidemiológica e exigindo monitoramento e vigilância em saúde ambiental. A dissolução da fluorita fornece flúor à solução, ocorrendo, segundo Misi *et al.* (2011), disseminada nos calcários e dolomitos da Formação Sete Lagoas, na Região da Serra do Ramalho, Bahia.

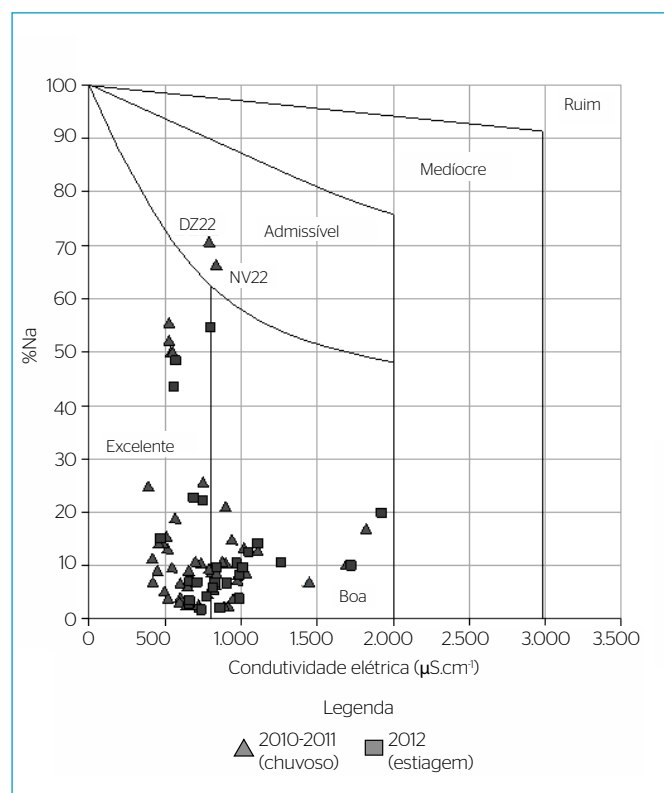


Figura 6 - Diagrama de Wilcox indicativo da adequabilidade da água subterrânea para a irrigação.

Análise de componentes principais

A técnica de PCA é usada na investigação de processos que influenciam na qualidade da água subterrânea (CHEN *et al.*, 2007; HU; LUO; JING, 2013). Funda-se na construção de novas variáveis e na redução do tamanho da matriz original, combina linearmente as variáveis originais e reúne, em seguida, os resultados por semelhanças. Os novos dados formam os fatores ou componentes principais (PCs), apresentados como *scores* ou *loadings*. A primeira componente (PC1) apresenta a maior variabilidade dos dados; admite-se um número infinito de PC, em que a variabilidade reduz a cada componente subsequente (WEBSTER, 2001).

Os fatores *loadings* são coeficientes de correlação entre variáveis originais e componentes, enquanto os fatores *scores* mostram a relação entre amostras individuais e cada fator. Os fatores *loadings* e *scores* podem ser usados na análise de similaridade entre as amostras, que permite a inferência de possíveis fontes de espécies químicas para a água. Segundo Hu, Luo e Jing (2013), o valor dos *loadings* de uma variável próximo a ± 1 indica forte correlação entre este e a original, sendo significativa para um valor de *loadings* superior a 0,5.

A PCA abrangeu 12 variáveis, em que 4 componentes descrevem 80% da variância total, cuja variabilidade do NO_3^- é explicada pelas componentes PC2 e PC3 (Tabela 5). A ausência de correlação entre os íons NO_3^- , cloreto e sulfato sugere que esses elementos decorrem de fontes distintas. Processos naturais, como precipitações, interação água-rocha e circulação no aquífero, forneceriam cloreto e sódio para a água subterrânea.

As componentes PC1 e PC2 explicam 60% da variabilidade, definidas pelas variáveis CE, STD, DT, Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} (Tabela 5). Abrangem a maior parte dos íons principais, disponíveis à água subterrânea pelo intemperismo e pela lixiviação de minerais como calcita, dolomita e sulfetos, que constituem as litofácies encaixantes do Aquífero Bambuí. A análise dessas componentes também indica que os íons K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} contribuem para a mineralização da água subterrânea no sítio de estudo, que reflete a ação de fatores diversos, como chuvas, evaporação, interação água-rocha, tempo de residência e circulação da água no aquífero.

CONCLUSÕES

As amostras de água subterrânea coletadas no município de Serra do Ramalho, Bahia, foram classificadas como levemente ácidas a alcalinas e reunidas nas fácies bicarbonatadas cálcicas (49%), cloretadas cálcicas (21%) e bicarbonatadas sódicas (15%). Essa fusão refletiu a influência de diversos fatores sobre a evolução da composição hidrogeoquímica, entre os quais a interação água-rocha, o clima, o regime de precipitações e a circulação da água no aquífero.

Ocorreram restrições de potabilidade para as variáveis STD (5%), DT (12%), cálcio (85%), magnésio (10%), cloreto (15%), fluoreto (12%) e NO_3^- (40%). Os altos teores de cálcio e cloreto devem decorrer da interação água-rocha, do clima e da circulação da água no aquífero cárstico. Recomenda-se o investimento na dessalinização das águas salobras — ou na mistura de fontes —, no monitoramento e na vigilância epidemiológica dos teores de flúor e NO_3^- no sítio de estudo.

Tabela 5 - Análise dos componentes principais de variáveis originais na água subterrânea, no oeste da Bahia.

Variáveis	2008			2010				2011				2012			
	PC1	PC2	PC3	PC1	PC2	PC3	PC4	PC1	PC2	PC3	PC4	PC1	PC2	PC3	PC4
pH	-0,57*	-0,24	0,70	-0,36	0,67*	-0,34	-0,14	-0,60*	0,40	0,40	-0,21	-0,14	0,77*	0,24	0,03
CE	0,98*	0,00	0,17	0,74*	-0,01	-0,03	-0,65*	0,92*	0,12	0,04	-0,23	0,95*	-0,05	-0,03	-0,10
STD	0,97*	0,00	0,17	0,74*	-0,01	-0,03	-0,65*	0,93*	0,12	0,04	-0,22	0,95*	-0,05	-0,02	-0,10
DT	0,59*	0,35	0,03	0,30	0,19	0,43	0,33	0,18	0,34	-0,43	0,72*	0,37	0,03	-0,44	0,79*
Na ⁺	0,54*	-0,37	-0,64*	0,17	0,91*	-0,13	0,07	0,07	0,83*	0,44	-0,04	0,36	0,83*	0,08	-0,12
K ⁺	0,89*	0,29	0,23	0,63*	0,40	-0,17	0,46	0,74*	0,15	0,32	0,19	0,81*	0,26	0,03	0,13
Ca ²⁺	0,62*	-0,60*	-0,10	0,62*	-0,54*	0,30	0,28	0,80*	-0,30	-0,38	-0,24	0,72*	-0,51*	-0,21	-0,24
Mg ²⁺	0,70*	0,26	-0,01	0,59*	-0,23	-0,55*	0,10	0,57*	-0,30	0,47	0,39	0,67*	-0,08	0,60*	0,19
Cl ⁻	0,08	-0,62*	0,39	0,84*	0,13	0,14	0,05	0,92*	0,24	-0,04	-0,19	0,91*	0,10	-0,17	-0,22
HCO ₃ ⁻	0,87*	-0,14	0,17	0,09	-0,70*	-0,50	0,20	0,31	-0,80*	0,20	0,01	0,18	-0,79*	0,34	0,11
SO ₄ ²⁻	0,51*	-0,53*	0,08	0,68*	0,25	-0,41	0,29	0,78*	0,11	0,22	0,23	0,84*	0,16	0,19	0,10
NO ₃ ⁻	0,28	0,76*	0,13	0,34	0,13	0,74*	0,06	0,32	0,43	-0,61*	-0,06	0,16	0,06	-0,80*	-0,09
Autovalores	5,62	2,09	1,24	3,77	2,40	1,72	1,42	5,26	2,09	1,48	1,00	5,31	2,29	1,48	1,30
Variância total (%)	46,84	17,41	10,29	31,43	20,03	14,37	11,80	43,85	17,45	12,30	8,36	44,24	19,10	12,36	7,02
Variância acumulada (%)	46,84	64,25	74,55	31,43	51,46	65,83	77,63	43,85	61,31	73,60	81,96	44,24	63,34	75,70	82,73

*Em negrito, as correlações significativas.

A PCA indicou a relevância do intemperismo à mineralização da água subterrânea, sob influência das variáveis K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} . Também refletiu a ação das chuvas, da evaporação, da interação água-rocha, do tempo de residência e da circulação da água. O NO_3^- , em geral, não mostrou correlação com outras variáveis hidroquímicas, condição atribuída à sua origem antropogênica,

reportando às deficiências no saneamento e à vulnerabilidade do aquífero.

A presença de altos teores de NO_3^- revelou que a poluição da água subterrânea representa um desafio político-científico-técnico à gestão integrada dos recursos hídricos, do saneamento básico, do uso do solo e da promoção da saúde, devendo ser mais bem compreendida, monitorada e remediada.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, C.M. (1983) *Em terras (de) alguém*: estudo sobre as transformações no processo de organização da produção de pequenos produtores num Projeto de Colonização. 55f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Agrícola, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (1995) *Standard methods for examination of water and wastewater*. 19. ed. Washington, D.C.: APHA.
- ANDRADE, J.B.M.; CASCAES, O.S.F. (1990). Panorama hidrogeológico do Grupo Bambuí no Oeste da Bahia. In: 6º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas-ABAS, Porto Alegre, 1990. Anais... Porto Alegre, 1990. p. 50-57.
- BAIRD, C.; CANN, M. (2011) *Química ambiental*. 4. ed. Porto Alegre: Bookman.
- BRASIL. (2012) Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília.
- CAMPOS, T.D.S.; ROHLFS, D.B. (2010) *Avaliação dos valores de nitrato em águas subterrâneas e sua correlação com atividades antrópicas no município de Águas Lindas de Goiás/GO*. Dissertação (Mestrado) - Pós-Graduação em Biociências Forenses, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia.
- CAMURUGY, E.B. (2009) *Uso da hidroquímica e isótopos estáveis (δD e $\delta^{18}O$) no estudo da qualidade e origem das águas subterrâneas do aquífero cárstico da região oeste do Estado da Bahia*. 66f. Monografia (Graduação) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- CARVALHO, M.S.; CRUZ, M.J.M. (2010) Qualidade da água da fonte da Bica de Itaparica, Bahia, NE do Brasil. *Plurais: Revista Multidisciplinar da UNEB*, v. 1, p. 176-200.
- CHEN, K.; JIAO, J.J.; HUANG, J.; HUANG, R. (2007). Multivariate statistical evaluation of trace elements in groundwater in a coastal area in Shenzhen, China. *Environmental Pollution*, v. 147, n. 3, p. 771-780.
- COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO (CODEVASF). (1989) *Inventário hidrogeológico da Serra do Ramalho*. Brasília: CODEVASF. v. 1. 84 p.
- CUSTÓDIO, E.; LLAMAS, M.R. (1983) *Hidrologia subterrânea*. 2. ed. Barcelona: OMEGA. 2 v.
- DREVER, J.I. (Ed.). (1997) *The Geochemistry of natural waters: surface and groundwater environments*. New Jersey: Prentice-Hall. 436 p.
- ESTEVES, F.A. (1998) *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 549 p.
- ESTRELA, E. (2004) *Três felicidades e um desengano: a experiência dos beradeiros de Sobradinho em Serra do Ramalho-BA*. Tese (Doutorado em História) - Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo.
- FAIRCHILD, I.J.; BORSATO, A.; TOOTH, A.F.; FRISIA, S.; HAWKESWORTH, C.J.; HUANG, Y.; MCDERMOTT, F.; SPIRO, B. (2000) Controls on trace element Sr-Mg compositions of carbonate cave waters: implications for speleothem climatic records. *Chemical Geology*, v. 166, p. 255-269.
- FEITOSA, F.A.C.; MANOEL-FILHO, J. (2008) *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM; LABHIIH. 812 p.
- FERNÍCOLA, N.G.G.; AZEVEDO, F.A. (1981) Metemoglobinemia e nitrato nas águas. *Revista de Saúde Pública*, v. 15, n. 2, p. 242-248.
- FOSTER, S.S.D.; HIRATA, R.C.A. (1988) *Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data*. Lima: CEPIS/PAHO/WHO.
- FREITAS, B.B.S. (2013) *Flúor em água subterrânea no município de Serra do Ramalho - BA: implicações para o consumo humano em paisagem cárstica*. 77f. Monografia (Graduação em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- GIAFFERIS, G.P.; OLIVEIRA, E.L. (2006) Investigação da qualidade das águas subterrâneas do município de Bauru. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 14., Curitiba. *Anais...* 10 p.
- GODOY, M.T.F.; BOIN, M.; SANAIOTTI, D.; SILVA, J. (2004) Contaminação das águas subterrâneas por nitrato em Presidente Prudente - SP, Brasil. *Revista Instituto Adolfo Lutz*, v. 63, n. 2, p. 208-214.
- GONÇALVES, M.V.P. (2014) *Flúor no Aquífero Bambuí no Sudoeste da Bahia (Brasil)*. 193f. Tese (Doutorado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

- HEM, J.D. (1985) *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. 3. ed. Alexandria: USGS. Report 2000254.
- HIRATA, R. Recursos Hídricos. In: TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M.C.M.; FAIRCHILD, T.R.; TAIOLI, F. (2003) *Decifrando a Terra*. São Paulo: Oficina de Textos. p. 422-444.
- HU, S.; LUO, T.; JING, C. (2013) Principal component analysis of fluoride geochemistry of groundwater in Shanxi and Inner Mongolia, China. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 135, p. 124-129.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2010) Dados do Censo demográfico. *Diário Oficial da União*, Brasília.
- JADOSKI, S.O.; SAITO, L.R.; PRADO, C. de.; LOPES, E.C.; SALES, L.L.S.R. (2010) Characteristics of the Nitrate leaching in intensive farming áreas. *Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia*, v. 3, n. 1.
- LIMA, A.S. (2010) *Composição e origem das águas minerais naturais: exemplo de Caldas da Saúde*. Coimbra: Almedina. 246 p.
- LOGAN, J. (1965) *Interpretação de análises químicas da água*. [S.l.]: [s.n.].
- MALAVOLTA, E.; MORAES, M.F. de. (2006) *O Nitrogênio na Agricultura Brasileira*. CETEM. (Série Estudos e Documentos).
- MENDES, B.; OLIVEIRA, J.F.S. (2004) *Qualidade da água para o consumo humano*. Lisboa: Lidel. 640 p.
- MISI, A.; IYER, S.S.; COELHO, C.R.S.; TASSINARI, C.C.G.; FRANCA-ROCHA, W.J.S.; GOMES, A.S.R.; CUNHA, I.A.; TOULKERIDIS, T.; SANCHES, A.L. (2000) A metallogenic evolution model for the lead-zinc deposits of the Meso and Neoproterozoic sedimentary basins of the São Francisco Cráton, Bahia and Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 30, n. 2, p. 302-305.
- MISI, A.; KAUFMAN, A.J.; AZMY, K.; DARDENNE, M.A.; SIAL, A.N.; OLIVEIRA, T.F. (2011) Neoproterozoic successions of the Sao Francisco Craton, Brazil: the Bambui, Una, Vazante and Vaza Barris/Miaba groups and their glaciogenic deposits. *Memoirs*, Londres, v. 36, p. 509-522.
- MORAL, F.; CRUZ-SANJULIÁN, J.J.; OLÍAS, M. (2008) Geochemical evolution of groundwater in the carbonate aquifers of Sierra de Segura (Betic Cordillera, southern Spain). *Journal of Hydrology*, v. 360, n. 1, p. 281-296.
- NEGRÃO, F.I. (2007) *Hidrogeologia do Estado da Bahia: qualidade, potencialidade, disponibilidade, vulnerabilidade e grau de poluição*. 195f. Tese (Doutorado) - Instituto Universitario de Xeoloxía Isidro Parga Pondal, Universidade da Coruña, Espanha.
- PEREIRA, E.R.S. (2009) *Caracterização hidrogeoquímica da Ilha de Itaparica, Bahia*. 129f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). (2010). *Ranking Decrescente do IDH-M dos Municípios do Brasil*. Atlas do Desenvolvimento Humano.
- RESENDE, A.V. de. (2002) *Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato*. Brasília: EMBRAPA Cerrados. 29 p. (Documentos, 57).
- REYNOLDS-VARGAS, J.; FRAILE-MERINO, J.; HIRATA, R. (2006) Trends in nitrate concentrations and determination of their origin using stable isotopes (¹⁸O and ¹⁵N) in groundwater of the western Central Valley, Costa Rica. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, v. 35, n. 5, p. 229-236.
- RIOS, D.A.C. (2015) *Hidrogeoquímica das águas subterrâneas do município de Capim Grosso, Bahia*. 118f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- SANAIIOTTI, D.C. (2005) Contaminação por nitrato das águas subterrâneas em Presidente Prudente - São Paulo - Brasil. In: ENCONTRO DE GEÓGRAFOS DA AMÉRICA LATINA, 10., São Paulo. *Anais...* p. 13263-13276.
- SANTOS, R.A. (2011) *Hidrogeoquímica das águas subterrâneas do município de Iraquara, Bahia*. 144f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- SILVA, E.M. da; GERMANI, G.I. (2009) Os que não foram e os que voltaram: a rejeição ao PEC/Serra do Ramalho como resistência camponesa a Sobradinho. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE GEOGRAFIA AGRÁRIA, 4., 2009, Rio de Janeiro. *Anais...*
- SOARES, F.F.; VALVERDE, L.F.; SILVA, R.C.R.; CANGUSSU, M.C.T. (2012). Prevalência e severidade de fluorose em escolares do município de São Francisco do Conde-BA, 2010. *Revista de Odontologia da UNESP*, v. 41, n. 5, p. 318-323.
- SPIRO, T.G.; STIGLIANI, W.M. (2009) *Química ambiental*. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall.
- TUNDISI, J.G.T.; TUNDISI, T.M. (2008) *Limnologia*. São Paulo: Oficinas de Texto. 625 p.
- VARNIER, C.; IRITANI, M.A.; VIOTTI, M.; ODA, G.H.; FERREIRA, L.M.R. (2010) Nitrato nas Águas Subterrâneas do Sistema Aquífero Bauru, Área Urbana do Município de Marília (SP). *Revista do Instituto Geológico*, São Paulo, v. 31, n. 1-2, p. 1-21.
- XAVIER, M.R.S. (2011) *História e memória: experiências de migrantes paraibanos em Serra do Ramalho-BA (1970-1989)*. 117f. Dissertação (Mestrado em História Regional e Local) - Pós-graduação em História Regional e Local, Universidade do Estado da Bahia.
- WEBSTER, R. (2001). Statistics to support soil research and their presentation. *European Journal of Soil Science*, v. 52, n. 2, p. 331-340.
- WHITE, W.B. (2002) Karst hydrology: recent developments and open questions. *Engineering Geology*, v. 65, p. 85-105.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (2003) *Guidelines for drinking-water quality*. Geneva: World Health Organization.