



Avaliação de contaminantes antrópicos (microbiológicos e glifosato) e hidroquímica de águas subterrâneas rasas em Sergipe, Brasil

Assessment of anthropogenic contaminants (microbiological and glyphosate) and hydrochemical composition of shallow groundwater in Sergipe, Brazil

M. I. dos Santos¹; J. M. da Silva²; C. S. M. Santos³; R. A. S. Pires⁴;
G. N. de Araújo²; D. C. Santos⁵; L. E. Fraga⁶; C. G. de Siqueira⁷;
C. A. B. Garcia²; S. S. L. da Costa^{1,2}; R. D. Gonçalves^{2,3*}

¹Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-Sergipe, Brasil

²Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-Sergipe, Brasil

³Departamento de Geologia, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-Sergipe, Brasil

⁴Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-Sergipe, Brasil

⁵Companhia de Saneamento de Sergipe, 49020-380, Aracaju-Sergipe, Brasil

⁶Departamento de Química, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-Sergipe, Brasil

⁷Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Sergipe, 49506-036, Itabaiana-Sergipe, Brasil

* roger.dias@academico.ufs.br

(Recebido em 14 de julho de 2025; aceito em 25 de outubro de 2025)

Este estudo avaliou a presença de contaminantes antrópicos e caracterizou a composição hidroquímica das águas subterrâneas rasas no *Sergipe Hydrogeological Research Site* (SEHRES), em São Cristóvão, Sergipe. Foram analisadas 15 amostras de poços tubulares em julho de 2024, com foco na detecção de coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e glifosato, além da composição iônica (HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+). As análises microbiológicas foram realizadas pelo método de membrana filtrante, enquanto os íons e o herbicida foram determinados por cromatografia iônica. Treze amostras apresentaram coliformes termotolerantes e *E. coli*, indicando contaminação fecal e fonte difusa de poluição. A classificação hidroquímica revelou predominância de águas sódicas cloretadas, com ocorrência secundária de tipos mistos a montante. A presença marcante de cloreto foi associada à influência marinha na água de chuva. Observou-se redução dos íons bicarbonato e carbonato na direção do fluxo subterrâneo, sugerindo precipitação de minerais carbonatados. Um poço apresentou contaminação por glifosato e concentração anômala de potássio, indicando uma possível fonte pontual em área de uso agrícola. Os resultados reforçam a necessidade de monitoramento sistemático e proteção de aquíferos vulneráveis, especialmente em regiões urbanas com recarga direta, e contribuem para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) voltados à segurança hídrica.

Palavras-chave: coliformes termotolerantes, herbicida, *Escherichia coli*.

This study assessed the presence of anthropogenic contaminants and characterized the hydrochemical composition of shallow groundwater at the Sergipe Hydrogeological Research Site (SEHRES), in São Cristóvão, Sergipe. Fifteen tubewell samples were analysed in July 2024, focusing on the detection of thermotolerant coliforms, *Escherichia coli*, and glyphosate, as well as the ionic composition (HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , and K^+). Microbiological analyses were performed using the membrane filtration method, while ions and herbicide were determined by ion chromatography. Thirteen samples contained thermotolerant coliforms and *E. coli*, indicating fecal contamination and diffuse source pollution. The hydrochemical classification revealed a predominance of chloride-rich sodic waters, with secondary occurrence of mixed types upstream. The marked presence of chloride was associated with marine influences on rainwater. A reduction in bicarbonate and carbonate ions was observed in the direction of groundwater flow, suggesting precipitation of carbonate minerals. One well showed glyphosate contamination and anomalous potassium concentrations, indicating a possible point source in an area of agricultural use. The results reinforce the need for systematic monitoring and protection of vulnerable aquifers, especially in urban areas with direct recharge, and contribute to the Sustainable Development Goals (SDGs) focused on water security.

Keywords: thermotolerant coliforms, herbicide, *Escherichia coli*.

1. INTRODUÇÃO

Em escala mundial, as águas subterrâneas representam o maior reservatório de água doce líquida disponível, correspondendo a aproximadamente 97% do volume acessível para consumo humano e atividades produtivas [1-3]. No Brasil, estima-se que a disponibilidade hídrica subterrânea gira em torno de $14.650 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ [4]. Segundo dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), 14% dos municípios brasileiros utilizam abastecimento hídrico misto (água superficiais e subterrâneas), enquanto 40% dependem exclusivamente das águas subterrâneas, atendendo cerca de 15% da população urbana [5, 6].

A relevância das águas subterrâneas é ainda mais evidente em regiões com escassez de recursos hídricos superficiais, bem como em áreas urbanas densamente povoadas. Nesses contextos, os aquíferos livres e rasos se destacam como alternativas fundamentais para o suprimento hídrico [2]. No setor produtivo, esse recurso é amplamente utilizado na irrigação de culturas agrícolas, na criação de animais e em processos industriais. Estimativas apontam que aproximadamente 70% do volume explorado de águas subterrâneas é direcionado à agricultura, e cerca de 9% à indústria, devido ao menor custo de captação, tratamento e manutenção em comparação com as fontes superficiais [3].

Embora haja o consenso de que os recursos hídricos subterrâneos sejam menos suscetíveis a processos de contaminação do que as águas superficiais, por apresentarem-se menos expostos às fontes contaminantes, as águas subterrâneas podem apresentar uma relativa alta vulnerabilidade em sua qualidade, especialmente quando relacionadas a aquíferos livres e rasos, pois encontram-se mais próximos da superfície [2, 7]. Estes são comumente vulneráveis devido a fatores como atividades industriais, atividades agrícolas, descarte de efluentes, falta de saneamento básico, entre outras atividades que podem afetar a qualidade das águas subterrâneas [2, 8].

Neste contexto, destacam-se as atividades agrícolas, intensificada pelo aumento populacional que desencadeou uma maior demanda de alimentos, e por sua vez o aumento na inserção dos agrotóxicos, com uso estimado em cerca de 900 milhões de litros por ano no país [9]. Dentre os agrotóxicos mais utilizados, tem-se o glifosato ($\text{C}_3\text{H}_8\text{NO}_5\text{P}$), que se caracteriza como um herbicida de amplo espectro, indicado para o controle de ervas daninhas, tanto em ambientes rurais nas produções agrícolas, quanto em áreas urbanas no controle de ervas daninhas em ruas, rodovias e hortas, podendo ser lixiviado para a água subterrânea gerando consequentemente sua contaminação [10].

Além dos compostos químicos, os microrganismos patogênicos representam outra importante classe de contaminantes das águas subterrâneas. A presença de coliformes termotolerantes e de *Escherichia coli* é um indicador clássico de contaminação fecal recente, geralmente associada a fontes antrópicas, como fossas rudimentares, escoamento de fezes de animais ou infiltração de esgoto doméstico [2, 11]. A ingestão de água contaminada por esses microrganismos pode causar doenças de veiculação hídrica, como gastroenterites, febre tifoide e hepatite A, representando sérios riscos à saúde pública.

Neste cenário mundial atual, torna-se cada vez mais difícil gerenciar e preservar esse recurso hídrico, em meio ao rápido avanço da população urbana [12, 13], que se apresenta como um fator intensificador para a contribuição da contaminação de águas subterrâneas pelo mundo [8]. Este panorama eleva o nível de preocupação em escala global para os gestores, em especial se levar em consideração os Objetivos do Desenvolvimento sustentável (ODS), em especial o sexto que trata da garantia da disponibilidade e da gestão sustentável de água de qualidade e saneamento básico para todos [14, 15].

Diante disso, este estudo tem como objetivo avaliar a contaminação microbiológica e por glifosato em águas subterrâneas rasas localizadas na área urbana do município de São Cristóvão, estado de Sergipe. A investigação foi conduzida na área de monitoramento do *Sergipe Hydrogeological Research Site* (SEHRES), instalado sobre unidades aquíferas quaternárias aflorantes do Sistema Aquífero Quaternário (SAQ), no Campus da Universidade Federal de Sergipe (UFS). Foram realizadas análises químicas e microbiológicas em 15 poços tubulares distribuídos na área de estudo. O presente trabalho busca compreender os impactos de atividades agrícolas e urbanas sobre a qualidade da água subterrânea, fornecendo subsídios técnicos para ações de proteção, gestão e uso sustentável de aquíferos vulneráveis.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na Cidade Universitária José Aloísio de Campos, no Campus São Cristóvão da Universidade Federal de Sergipe (UFS), localizada no bairro Rosa Elze, município de São Cristóvão, estado de Sergipe. Essa área está inserida na sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, pertencente à Bacia Hidrográfica do rio Sergipe, que abrange os municípios de Itaporanga d'Ajuda, Areia Branca, Laranjeiras, Nossa Senhora do Socorro, São Cristóvão e Aracaju [16].

A sub-bacia é composta pelos rios Poxim-Açu, Poxim-Mirim e Pitanga, e situa-se na porção leste do estado, com coordenadas geográficas latitudinais entre $10^{\circ}55'00''$ e $10^{\circ}45'00''$ S, e longitudinais entre $37^{\circ}05'00''$ e $37^{\circ}22'00''$ [16]. A sub-bacia é limitada ao sul pela bacia do rio Vaza-Barris e ao Norte pelo rio Sergipe, apresenta um clima predominante de caráter tropical húmido e com temperaturas entre 22 °C, para o tempo de frio (julho e agosto) e 31 °C para o tempo quente (dezembro e janeiro) [17, 18].

A área de estudo é denominada *Sergipe Hydrogeological Research Site* (SEHRES), um sítio de monitoramento hidrogeológico que conta com 19 poços tubulares cadastrados e distribuídos por todo o campus. Para este trabalho, foram selecionados 15 poços (Figura 1), considerando aspectos operacionais e representatividade hidrogeológica. Os poços possuem profundidades de aproximadamente 20 metros e vazões de estabilização variando entre 2,0 e 13,0 m^3h^{-1} , estando instalados em um aquífero poroso, livre e raso, formado por unidades quaternárias aflorantes [19].

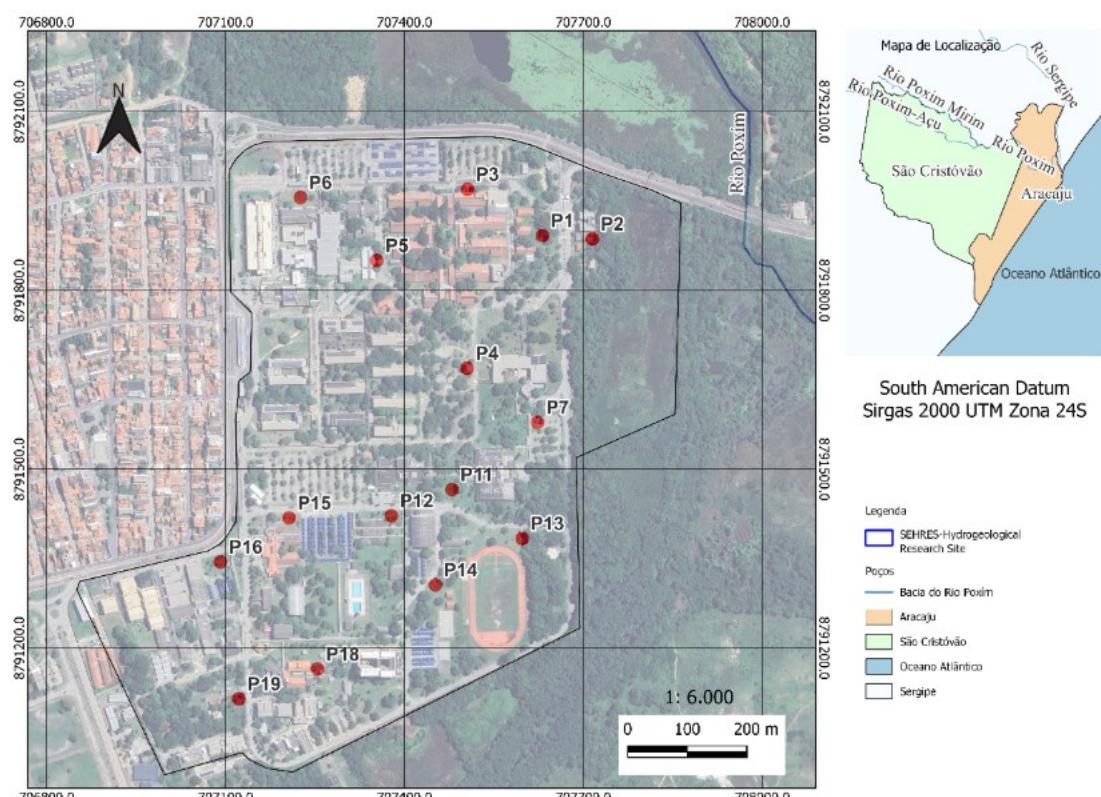


Figura 1: Localização dos 15 poços de monitoramento analisados no SEHRES, Campus São Cristóvão da UFS, em Sergipe.

2.2 Coleta e análises microbiológicas

As amostras de água subterrânea foram coletadas no dia 27 de julho de 2024, durante o período chuvoso da região, caracterizado por maior recarga hídrica. A coleta foi realizada diretamente nos poços com o auxílio de um dispositivo tipo *bailer*, que foi inserido cuidadosamente nos poços para a retirada da amostra. Antes da coleta final, o *bailer* e os frascos foram submetidos a um processo de ambientação, repetido três vezes, a fim de minimizar contaminações externas e garantir representatividade da amostra.

As amostras destinadas à análise microbiológica foram acondicionadas em frascos de vidro de 250 mL previamente autoclavados, contendo 0,5 mL de solução de tiosulfato de sódio a 10% para neutralização de possíveis resíduos de cloro. Para a análise química, utilizou-se frascos de polipropileno de igual volume. Todos os recipientes foram devidamente identificados e armazenados sob refrigeração até o momento da análise.

A determinação de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* foi realizada utilizando o método de membrana filtrante 9222, conforme as diretrizes do *Standard Methods* [20]. O procedimento envolveu o uso de sistema de filtração a vácuo, placas de Petri esterilizadas (\varnothing 47 mm), pinça estéril, membranas de acetato de celulose com poros de 0,45 μm , bico de Bunsen e meio de cultura ágar m-TEC.

Após a filtração da amostra, a membrana foi transferida para a placa de Petri contendo o meio de cultura e incubada em estufa bacteriológica a 35 °C por 24 a 48 horas. Ao final do período de incubação, as colônias características foram quantificadas. Os resultados foram expressos em Unidades Formadoras de Colônia (UFC 100 mL⁻¹) para coliformes termotolerantes e em presença/ausência para *E. coli*. Todas as análises foram realizadas em triplicata.

2.3 Análise química de íons e glifosato

A determinação da concentração de glifosato nas amostras de água foi realizada por cromatografia de íons, conforme o método 4110 descrito no *Standard Methods* [20]. As análises foram conduzidas no cromatógrafo Dionex ICS-3000, equipado com detector por condutividade elétrica. Inicialmente, cada amostra foi filtrada utilizando filtro de seringa com porosidade de 0,22 μm e diâmetro de 25 mm, a fim de remover partículas em suspensão que pudessem interferir na separação cromatográfica. Em seguida, um volume de 125 μL da amostra filtrada foi transferido para frascos tipo *vial*, devidamente selados e acondicionados no amostrador automático do equipamento.

Como fase móvel (eluente), foi utilizado hidróxido de potássio (KOH) a 1,0 mol L⁻¹, injetado a um fluxo de 0,350 mL min⁻¹ e para os cátions ácido metano sulfônico ($\text{CH}_3\text{SO}_2\text{OH}$) a 1,0 mol L⁻¹. A temperatura de operação foi mantida constante em 30 °C, com o objetivo de preservar a integridade da coluna e garantir estabilidade analítica. O tempo total de corrida para cada amostra foi de 32 minutos. Os resultados foram obtidos por meio da leitura dos picos cromatográficos específicos cátions e ânions analisados e do glifosato, com posterior interpolação dos valores de absorbância em uma curva analítica previamente estabelecida a partir de padrões certificados. Essa curva foi construída com soluções de concentrações crescentes do analito, abrangendo o intervalo de detecção do equipamento.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nas análises realizadas em julho de 2024 referentes aos parâmetros microbiológicos e íons dos poços são apresentados na Tabela 1, que informa os valores de concentrações para cada parâmetro analisado.

Tabela 1: Resultados dos íons e microbiológico para as amostras coletadas em 15 poços do SEHRES.

Poço	Glifosato	Cloreto	Potássio	Sulfato	Cálcio	Magnésio	Sódio	Bicarbonato	Exatidão ($\pm 5\%$)	E. coli	C. termotolerantes
	mg L ⁻¹	meq L ⁻¹	-	UFC/100 mL							
P01	0	32,43	2,1052	15,89	11,06	4,76	20,86	1,2	19,4	Presente	3
P02	0	28,38	2,351	44,67	16,69	3,2	22,64	1,2	1,3	Ausente	0
P03	0	42,51	3,4374	40,22	16,33	6,32	30,77	15,43	0,3	Presente	6
P04	0	23,47	3,4252	10,39	7,25	2,27	18,75	1,2	23,8	Presente	50
P05	0	20,68	4,0796	20,12	15,73	2,17	16,18	18,99	8,1	Presente	17
P06	0	25,32	3,4652	25,29	14,01	4,78	23,84	24,93	18,5	Presente	29
P07	0	23,79	2,0712	4,94	3,98	1,67	16,48	2,37	11,6	Presente	8
P11	0	26,49	3,3063	22,31	3,77	2,15	17,84	1,2	1,7	Ausente	0
P12	0	27,64	3,6055	6,4	5,68	2,62	28,79	33,24	6,1	Presente	5
P13	0	20,87	<LD	8,12	2,76	1,61	14,73	1,2	11,7	Presente	14
P14	0	32,69	6,6906	15,19	9,65	2,61	22,64	2,37	11	Presente	12
P15	0	41,19	16,0978	71,94	22,38	7,56	36,84	24,93	-0,1	Presente	4
P16	0	65,8	14,6572	58,56	28,03	4,44	62	35,61	-12	Presente	5
P18	0	61,21	<LD	54,56	11,39	7,268	56,66	1,2	8,5	Presente	2
P19	50,4279	60,51	20,6781	71,58	5,84	2,53	62,22	1,2	4,7	Presente	5
LD	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	-	-	-	-

3.1. Ocorrência de *E. coli*

A bactéria *Escherichia coli* (*E. coli*) é um microrganismo gram-negativo pertencente ao grupo dos coliformes fecais, cuja presença em águas subterrâneas está diretamente associada à contaminação de origem antrópica, como esgoto doméstico, fezes de animais e infiltração de resíduos sanitários. Na Figura 2 é possível observar os resultados da análise de *E. coli*, evidenciando que 13 dos 15 poços amostrados apresentaram contaminação por essa bactéria.

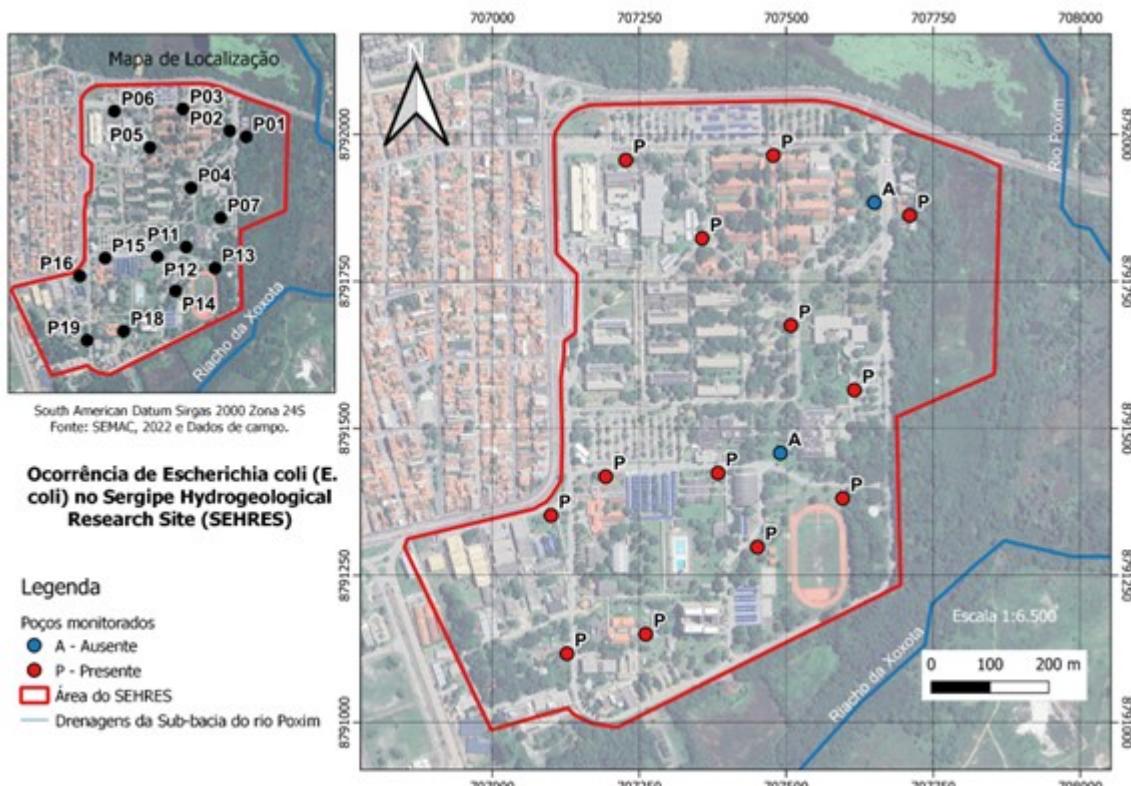


Figura 2: Ocorrência de *Escherichia coli* nos poços de monitoramento do SEHRES, Campus São Cristóvão da UFS, Sergipe.

Essa elevada frequência (86,7%) de ocorrência de *E. coli* indica a vulnerabilidade do aquífero monitorado, que por ser raso, poroso e localizado em área urbana, está sujeito à infiltração de contaminantes microbiológicos provenientes da superfície. A presença recorrente desse indicador microbiológico levanta preocupações quanto à qualidade da água consumida em áreas de recarga direta e à exposição da população a doenças de veiculação hídrica.

Os resultados obtidos corroboram com estudos realizados em diferentes regiões do Brasil, como o de Costa et al. (2024) [21], que identificaram *E. coli* em 55,6% das amostras de água subterrânea no município de Pinheiro (MA); Morais et al. (2020) [22], que detectaram 100% de ocorrência no Ceará; e De Jesus e Caires (2025) [23], que também observaram 100% de amostras contaminadas em poços rasos no semiárido brasileiro. Apesar da similaridade nos resultados, é importante considerar as particularidades de cada região, como práticas de manejo, características socioambientais e infraestrutura de saneamento de cada região.

Diante disso, a presença desse contaminante microbiológico identificado nesse estudo pode estar associado a um possível vazamento de esgoto na região, bem como a uma possível infiltração de fezes de animais no aquífero, tendo em vista que essa bactéria se encontra de forma natural no intestino de mamíferos. A atividade microbiana resultante da degradação desses resíduos orgânicos contribui para a liberação de compostos nitrogenados, os quais atuam como fonte de nutrientes para as bactérias [22].

3.2 Coliformes termotolerantes e glifosato

Os coliformes termotolerantes fazem parte do grupo dos coliformes, sendo apresentados como um subgrupo de bactérias gram-negativas, de caráter aeróbio ou anaeróbio facultativo, capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos, fermentando a lactose a $44,5 \pm 0,2$ °C em 24 horas, com produção de ácido, aldeídos e gás, o que indica maior especificidade na detecção de patógenos [22-25]. Os coliformes em águas subterrâneas são importantes indicadores da qualidade da água e da possível presença de contaminação fecal ou ambiental. A Figura 3 apresenta a ocorrência espacial de coliformes termotolerantes na água. A interpolação aplicada foi a *Inverse Distance Weighting* (IDW), no software Qgis v.3.22.8. Observou-se presença de coliformes termotolerantes em 13 dos 15 poços analisados, correspondendo a 86,7% dos pontos amostrados.

Diante do exposto, o resultado desta pesquisa corrobora com estudos realizados em diversas regiões do país sobre esse tipo de contaminante em águas subterrâneas. É o caso de Frazão et al. (2019) [26], que encontraram contaminação microbiológica em 83,33% das águas de poços analisados na Ilha Grande, em Humberto de Campos (MA); Santana et al. (2020) [27], que identificaram níveis elevados de coliformes na água de poços em Imperatriz (MA); e Cabral et al. (2024) [28], que relataram contaminação por coliformes em 58,06% das amostras em Muaná (PA). Assim como a presença de *E. coli*, os coliformes termotolerantes encontrados neste estudo podem ter relação direta com um (ou mais) possível vazamento de esgoto na região, bem como com a infiltração de fezes de animais no aquífero.

Além das análises microbiológicas, este estudo realizou a determinação de glifosato ($C_3H_8NO_5P$), utilizado para o controle de ervas daninhas, sendo comumente encontrado em altas concentrações no solo onde é aplicado [9, 10]. Entretanto, não é incomum encontrá-lo também em recursos hídricos, e estudos apontam que, em áreas urbanas, esse contaminante vem sendo detectado com maior frequência devido ao seu uso em rodovias, hortas e jardins. Sua baixa absorção pelo solo favorece a lixiviação para águas superficiais e sua infiltração em águas subterrâneas [9, 10].

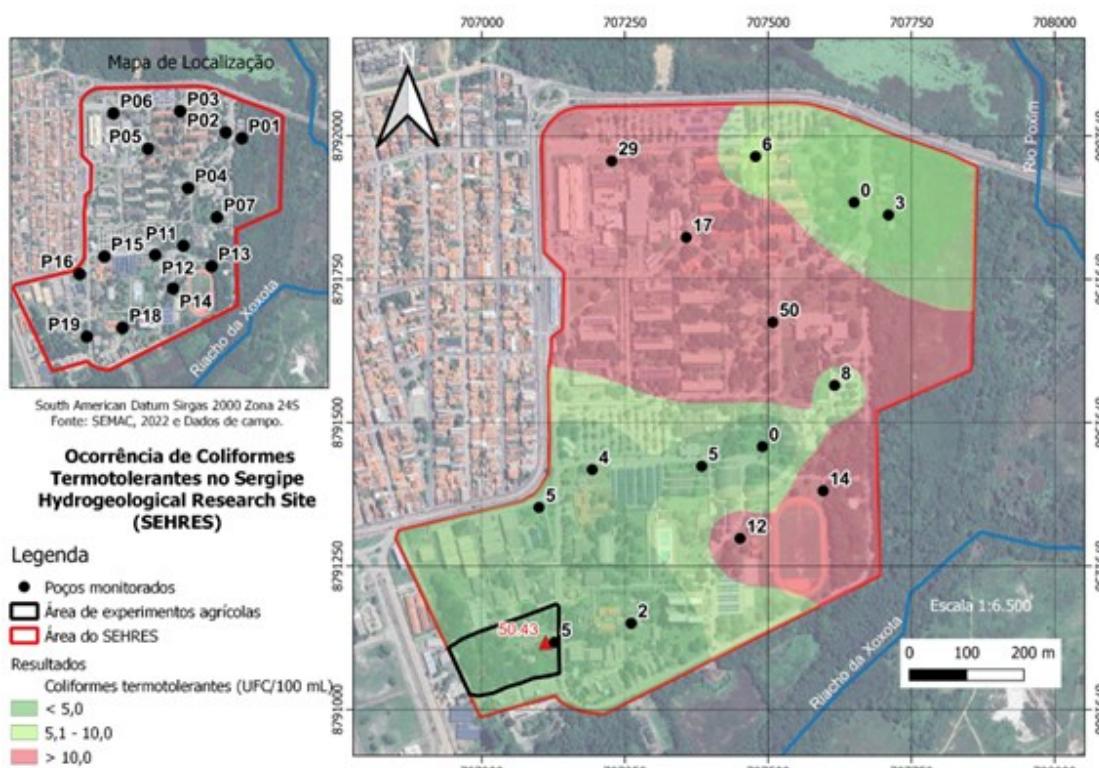


Figura 3: Ocorrência de coliformes termotolerantes (em preto) e concentração de glifosato (triângulo vermelho) nos poços monitorados do SEHRES, São Cristóvão-SE.

Em meios aquáticos superficiais, a contaminação por glifosato pode ocorrer por escoamento e erosão de terras cultivadas ou pela aplicação direta do produto, utilizado no controle de plantas aquáticas emergentes. A presença desse contaminante pode provocar a morte de espécies aquáticas, causar eutrofização e representar risco à saúde humana [9, 29]. Em aquíferos, embora o risco de contaminação por glifosato seja considerado menor, esse processo pode ocorrer, especialmente em áreas com solos fissurados, que favorecem a infiltração acelerada e o transporte do herbicida até o lençol freático [30].

Avaliando os resultados obtidos, observou-se que a água do poço P19 apresentou concentração de glifosato de 50,43 mg L⁻¹. Essa contaminação pode estar relacionada ao fato de o poço estar inserido em uma área de experimentos agrícolas, onde possivelmente há uso desse herbicida. O trabalho de Fernandes et al. (2019) [31], realizado no município de Marau (RS), também encontrou presença de glifosato em águas superficiais de bacia agrícola, com concentração de até 670 µg kg⁻¹ em ambientes urbanos, indicando uso indiscriminado do produto. Embora o glifosato seja considerado de baixa mobilidade no solo e não tenha efeito residual persistente, faz-se necessário considerar seus subprodutos, como o ácido aminometilfosfônico (AMPA), seu principal metabólito.

Apesar da carência de estudos voltados à investigação da presença de glifosato em aquíferos urbanos no Brasil, pesquisas internacionais demonstram que esse contaminante pode alcançar as águas subterrâneas. Na Espanha, Sanchis et al. (2012) [32] encontraram o herbicida em 41% das 169 amostras coletadas na Catalunha, com concentração média de 200 ng L⁻¹. No México, Osten e Dzul-Caamal (2017) [33] identificaram variações de 0,44 µg L⁻¹ a 1,41 µg L⁻¹ em regiões agrícolas. Na Suécia, Cederlund (2022) [34] detectou glifosato e AMPA em 16% das 603 amostras analisadas, resultado atribuído ao uso do herbicida em ferrovias para controle de ervas daninhas.

3.3 Classificação hidroquímica

A classificação hidroquímica das águas foi feita por meio do diagrama de Piper, o qual permite trabalhar com um número considerável de amostras e estabelecer relações entre os íons de uma mesma amostra [35-38]. Sendo assim, o diagrama de Piper foi construído a partir das concentrações dos íons HCO₃⁻, CO₃²⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e K⁺, os quais fornecem dados que possibilitam determinar o caráter geral da água.

A confiabilidade dos dados obtidos foi realizada por meio do balanço iônico, calculado a partir da equação ($b = (c - a/c + a) \times 100$), em que b é o balanço da carga cátion-ânion, c a soma dos cátions (Ca²⁺ + Mg²⁺ + Na⁺ + K⁺) e a soma dos ânions (HCO₃⁻ + Cl⁻ + SO₄²⁻), expressos em meq L⁻¹. Esse método possui eficiência ao detectar erros sistemáticos, viés e imprecisão em resultados analíticos. A literatura aponta que o erro do balanço iônico deve estar dentro do limite de ±10% [39-41]. Desta forma, a faixa observada de -0,1 a 23,8 % no presente trabalho se alinha com a literatura que aponta tanto para limitações instrumentais como para o impacto de espécies iônicas não quantificadas [42].

Ao realizar o cruzamento dos pontos na área do losango (Figura 4), é possível destacar que as águas dos poços estudados apresentam quatro tipos hidroquímicos. Dez dos 15 poços foram classificados como águas sódicas cloretadas; o poço P2, como mista sulfatada; o poço P5, como mista; e os poços P6 e P15, como sódica mista. De acordo com os resultados obtidos, nota-se que a parte aniónica das águas subterrâneas do SEHRES apresenta dominância do íon cloreto e baixa dominância do íon bicarbonato. Em relação aos cátions, observa-se dominância do sódio e baixa contribuição de magnésio e cálcio.

Ao observar os poços situados a montante do aquífero (P5, P6, P15 e P16), percebe-se que apresentaram classificações distintas das sódicas cloretadas, a saber: mista, sódica mista e mista sulfatada. Isso indica uma variação na composição iônica das águas (P5, Cl⁻>SO₄²⁻>HCO₃⁻>Ca²⁺>Na⁺>K⁺>Mg²⁺, P6 Cl⁻>SO₄²⁻>Na⁺>HCO₃⁻>Ca²⁺>Mg²⁺>K⁺, P15 SO₄²⁻>Cl⁻>Na⁺>HCO₃⁻>Ca²⁺>K⁺>Mg²⁺, P16 Cl⁻>Na⁺>SO₄²⁻>HCO₃⁻>Ca²⁺>Mg²⁺). As águas subterrâneas apresentam predominância do íon cloreto, possivelmente relacionada ao processo de infiltração da água da chuva enriquecida por aerossóis marinhos, típicos de regiões próximas ao litoral.

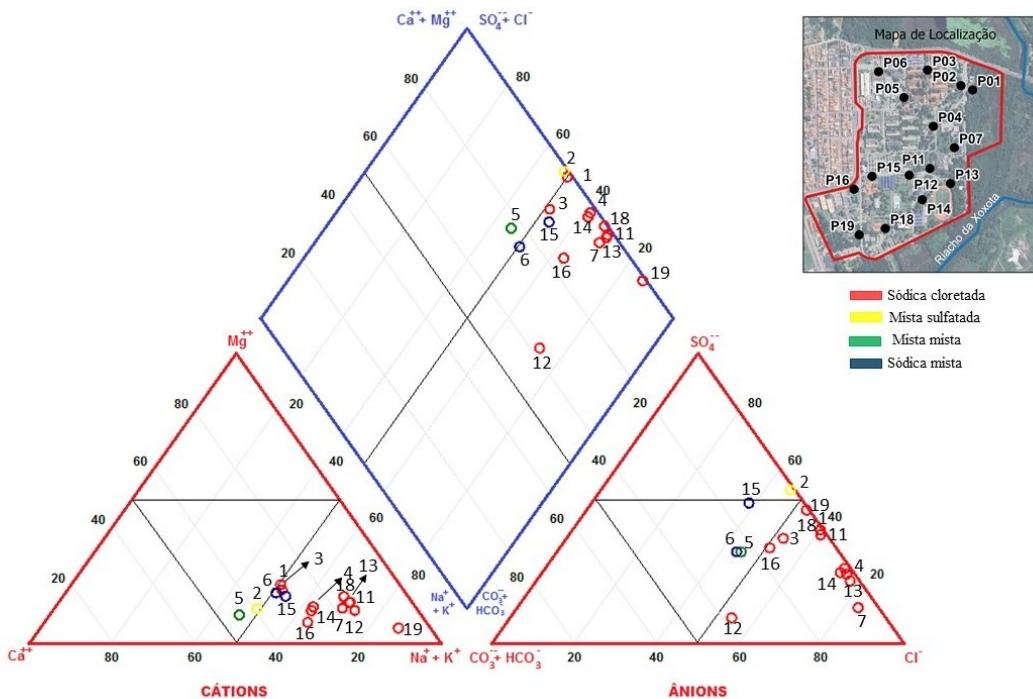


Figura 4: Diagrama de Piper com a classificação hidroquímica das águas subterrâneas dos poços monitorados no SEHRES, São Cristóvão-SE.

Para os poços situados a jusante, observou-se uma predominância de águas classificadas como sódicas cloretadas, caracterizadas por concentrações elevadas de íons sódio (Na^+) e cloreto (Cl^-). Essa composição provavelmente resulta da infiltração de água da chuva durante o período chuvoso, quando foram realizadas as coletas. Além disso, identificou-se uma tendência de diminuição das concentrações de bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) ao longo do fluxo subterrâneo, como resultado do processo de precipitação desses íons, o que leva à menor mineralização da água, refletida em menores valores de condutividade elétrica observados nesses poços [34].

Em levantamento realizado na área do SEHRES, foi confirmada a presença de minerais carbonatados, evidenciada pela efervescência de amostras em contato com ácido clorídrico, o que indica a ocorrência de carbonatos na composição mineralógica do aquífero. Essa informação reforça a influência dos processos de precipitação de carbonatos na composição química das águas subterrâneas da região [34].

O poço P19, embora concorde com os poços a jusante quanto ao tipo hidroquímico, apresentou concentração anômala de potássio, sugerindo influência antrópica. Essa anomalia pode estar associada à contaminação por efluentes, devido aos elevados níveis de cloreto e sódio, além do uso de fertilizantes com compostos à base de potássio. Tal hipótese é reforçada pela localização do poço nas proximidades de uma caixa de esgoto e em área de experimentos agrícolas, onde também foi detectada contaminação por glifosato, como previamente discutido.

Quanto ao poço P12, sua localização está em uma área que foi aterrada com materiais provenientes de construção civil, a exemplo de concretos, argilas e metais, que geralmente apresentam em sua composição compostos cloretados, sódicos e carbonatados, entre outros, o que pode estar contribuindo para a migração dos íons Cl^- , Na^+ e HCO_3^- para o aquífero, potencialmente diferenciando-o quimicamente.

4. CONCLUSÃO

A contaminação das águas subterrâneas por coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* representa uma provável contaminação fecal difusa, decorrente de fontes antrópicas. Diante

disso, torna-se essencial adotar medidas preventivas, como o monitoramento da qualidade da água, a implementação de sistemas eficientes de saneamento básico e o manejo adequado de resíduos. Além disso, a conscientização da população sobre práticas seguras de uso e proteção dos recursos hídricos é fundamental para minimizar os impactos da contaminação no meio ambiente e na saúde humana.

A contaminação por glifosato em um dos poços configura uma preocupação ambiental relevante, especialmente devido ao amplo uso desse herbicida na agricultura e em áreas urbanas. Embora o glifosato seja considerado de baixa mobilidade no solo e não apresente efeito persistente, é necessário aprofundar os estudos sobre seus impactos, considerando também a presença de subprodutos, como o seu principal metabólito, o ácido aminometilfosfônico (AMPA). Estudos indicam que esse composto pode atingir aquíferos, principalmente em regiões com solos permeáveis, uso intensivo e condições climáticas que favoreçam a lixiviação. Os potenciais impactos incluem riscos à qualidade da água potável e efeitos negativos sobre a biodiversidade aquática. Por isso a importância de se realizar essa investigação em demais períodos para monitorar a evolução no aquífero.

A análise hidroquímica das águas subterrâneas do SEHRES revelou diversidade na composição iônica, com predominância de águas sódicas cloretadas. Isso indica a influência de processos de infiltração da água da chuva, somada a possíveis impactos associados ao lançamento de efluentes e ao uso de agrotóxicos. Diante desse cenário, medidas preventivas são fundamentais, como o manejo adequado de herbicidas, a fiscalização rigorosa e o incentivo ao uso de práticas agrícolas sustentáveis, visando minimizar os riscos de contaminação. Além disso, o monitoramento contínuo da qualidade da água subterrânea, especialmente em aquíferos rasos, e a conscientização de usuários e produtores sobre os riscos associados são essenciais para a proteção dos recursos hídricos e da saúde humana.

5. AGRADECIMENTOS

À Fundação de Apoio à Pesquisa e à Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe (FAPITEC/SE), pela concessão da bolsa (Processo nº 019203.06203/2023-8); à Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO), pela realização das análises iônicas; e ao Laboratório de Bioquímica e Microbiologia (LABIMc), pelas análises microbiológicas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Mehidi Y, Nouioua I, Kahoul I. Assessment of groundwater quality of the karst aquifer of Cherea, Tebessa (northeast of Algeria). *Int J Hydrology Sci Technol.* 2021;11(3):301-20. doi: 10.1504/IJHST.2021.114552
2. Andrade L, Boudou M, Hynds P, Chique C, Weatherill J, O'Dwyer J. Spatiotemporal dynamics of *Escherichia coli* presence and magnitude across a national groundwater monitoring network, Republic of Ireland, 2011–2020. *Sci Total E.* 2022;840:156311. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156311
3. Bordbar M, Busico G, Sirna M, Tedesco D, Mastrocicco M. A multi-step approach to evaluate the sustainable use of groundwater resources for human consumption and agriculture. *J Environ Manag.* 2023;347:119041. doi: 10.1016/j.jenvman.2023.119041
4. De Deus RO, Latuf MO. Usos dos recursos hídricos subterrâneos na circunscrição hidrográfica do entorno do reservatório de furnas. *Soc Nat.* 2022;34:63520. doi: 10.14393/SN-v34-2022-63520
5. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) – Brasil. Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano. Brasília (DF): ANA; 2021.
6. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) – Brasil. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2024. Brasília (DF): ANA; 2024.
7. Correio TACR, Oliveira BOS, Valente KS. Avaliação da qualidade de águas de poços cacimbas e rasos no município de Humaitá-AM. EDUCAmazonia-Educação, Sociedade e Meio Ambiente. 2018;20(1):157-72.
8. Santos RC, Silva RA, Santos MM, Bovo AB, Silva AF. Assessing nitrate contamination in groundwater for public supply: A study in a small Brazilian town. *Groundw Sustain Dev.* 2024;25:101084. doi: 10.1016/j.gsd.2024.101084

9. Santos CE, Mancuso MA, Toebe M, Schuller TL. Mapeamento do potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais por agrotóxicos no noroeste do Rio Grande do Sul. *Rev Geociênc.* 2021;40(4):951-66.
10. Lima IG, Boechat IG, Gucker B. Glifosato no Brasil: uso, contaminação aquática, efeitos ambientais e perigos para a saúde humana. *Cad Geogr.* 2021;31(1):90-115. doi: 10.5752/p.2318-2962.2021v31nesp1p90
11. Silva GS, Souza CR, Pereira VV, Azevedo FCR, Soares IV, Alcantara MD, et al. Contaminação por compostos nitrogenados e coliformes em águas subterrâneas da região metropolitana de Belo Horizonte, Brasil. *RVBMA.* 2023;11(3):106-24.
12. Kim J, Lee KK. Seasonal effects on hydrochemistry, microbial diversity, and human health risks in radon-contaminated groundwater areas. *Environ Int.* 2023;178:1-12. doi: 10.1016/j.envint.2023.108098
13. Ullah A, Hussain S, Wang Y, Awais M, Saijad MM, Ejaz N, et al. Integrated assessment of groundwater quality dynamics and Land use/land cover changes in rapidly urbanizing semi-arid region. *Envir Res.* 2024;260:119622. doi: 10.1016/j.envres.2024.119622
14. Organização das Nações Unidas (ONU). ABC Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Rede Desenvolvimento. Santo André (SP): EdUFABC; 2020.
15. Campos BCS, Lucena LRF, Alves RS. The occurrence of nitrate and its depuration perspective in the scenario of an urban unconfined aquifer with variable recharge, northeastern Brazil. *REGNE.* 2024;10(2):316-31. doi: 10.21680/2447-3359.2024v10n2ID36699
16. Lima MHR, Alencar NRO, Dória JR, Monteiro ASC, Alves JPH. Características hidroquímicas da água da sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim– Sergipe. *Braz J Dev.* 2020;6(11):89443-55.
17. Ferreira RA, Aguiar Neto AO, Santos TIS, Santos BL, Matos EL. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. *Rev Árvore.* 2011;35(2):265-77. doi: 10.1590/S0100-67622011000200011
18. Rocha RM, Lucas AT, Almeida CAP, Menezes Neto EL, Aguiar Neto AO. Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil. *Rev A&A.* 2014;9(2):1289. doi: 10.4136/ambi-agua.1289
19. Saturnino NMSR, De Jesus Sá MF, Dias LSS, Santos CSM, Gonsalves RD. Aplicação do método WFT para estimativa de recarga subterrânea no sistema aquífero quaternário em Sergipe, Brasil. *Sci Plena.* 2024;20(8):089909. doi: 10.14808/sci.plena.2024.089909.
20. American Public Health Association (APHA). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Ed. 22. Washington (DC): APHA; 2012.
21. Costa TTR, Correia ER, Rodrigues IVT, Ramos RS. Avaliação microbiológica e físico-química de água para consumo na cidade de Pinheiro-MA: impactos da falta de saneamento básico. *Obs Econ Latinoam.* 2024;22(11):01-18. doi: 10.55905/oelv22n11-063
22. Morais MEF, Monteiro MFG, Sousa Junior DL, Aquino PEA, Ferreira SS, Marinho AD, et al. Contaminação por Escherichia coli em águas de um poço profundo na zona rural de Penaforte – Ceará. *Rev Ar Cient (IMMES).* 2020;3(2):114-9.
23. De Jesus RC, Caires TA. Fossas rudimentares e a contaminação de poços rasos: um estudo no Semiárido Brasileiro. *Res Soc Dev.* 2025;14(1):48101. doi: 10.33448/rsd-v14i1.48101
24. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) – Brasil. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. Brasília (DF): Fundação Nacional de Saúde; 2014.
25. Silva AB, Brito JM, Silva Filho ED. Inspeção microbiológica da água de um poço artesiano localizado no sítio macacos na zona rural de Areia-PB, Brasil. *ABAS.* 2020;34(1):29770. doi: 10.14295/ras.v34i1.29770
26. Frazão FF, Silva LM, Frazão RHN, Castro IFC, Santos LS. Qualidade microbiológica da água de cacimbão e poços artesianos na comunidade pesqueira Ilha Grande, município de Humberto de Campos MA. *Rev HA.* 2019;33:2808-12.
27. Santana AGN, Suda CNK, Nascimento JRS, Vani GS. Physical-chemical and microbiological analysis of water from shallow wells in Imperatriz (MA), Brazil. *Rev A&A.* 2020;15(7):2538. doi: 10.4136/ambi-agua.2538
28. Cabral M, Prestes MSVC, Ribeiro KTS. Análise da qualidade da água de consumo domiciliar e condições de saneamento do município de Muaná/Pará. *Rev OLEL.* 2024;22(1):2112-28. doi: 10.55905/oelv22n1-110
29. Geng Y, Jiang L, Zhang D, Liu B, Zhang J, Cheng H, et al. Glyphosate, aminomethylphosphonic acid, and glufosinate ammonium in agricultural groundwater and surface water in China from 2017 to 2018: Occurrence, main drivers, and environmental risk assessment. *Rev Sci Total Environ.* 2021;769:144396. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144396

30. Cicilinski AD, Melo VF, Zamora PP. Transporte mediado por coloides e o seu efeito na dinâmica dos poluentes no solo. Quim Nova. 2025;48(1):1-8. doi: 10.21577/0100-4042.20250003
31. Fernandes G, Aparicio VC, Bastos MC, Gerônimo E, Labanowski J, Prestes OD, et al. Indiscriminate use of glyphosate impregnates river epilithic biofilms in southern Brazil. Sci Total Environ. 2019;651:1377-87. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.292
32. Sanchis J, Kantiani L, Llorca M, Rubio F, Ginebreda A, Fraile J, et al. Determination of glyphosate in groundwater samples using an ultrasensitive immunoassay and confirmation by on-line solid-phase extraction followed by liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. Rev ABC. 2012;402:2335-45. doi: 10.1007/s00216-011-5541-y
33. Osten JRV, Dzul-Caamal R. Glyphosate Residues in groundwater, drinking water and urine of subsistence farmers from intensive agriculture localities: A survey in Hopelchén, Campeche, Mexico. Int J Environ Res Public Health. 2017;14(6):595. doi: 10.3390/ijerph14060595
34. Cederlund H. Environmental fate of glyphosate used on Swedish railways — Results from environmental monitoring conducted between 2007–2010 and 2015–2019. Sci Total Environ. 2022;811:152361. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152361
35. Santos CSM, De Jesus FS, Saturnino NMSR, Dias LSS, Costa SSL, Garcia CAB, et al. Distribuição espacial de parâmetros físico-químicos do sistema aquífero quaternário em Sergipe: estudo de caso no Sergipe Hydrogeological Research Site (SEHRES) em São Cristóvão/SE. Sci. Plena. 2024;20(8):089908. doi: 10.14808/sci.plena.2024.089908
36. Khairy H, Janardhana MR. Classification, hydrochemical characterization, and quality assessment of groundwater of coastal aquifer at Sari-Neka plain, Northern Iran. Environ Earth Sci. 2022;81(3):101159. doi: 10.1007/s12665-021-10115-9
37. Boualem B, Egbueri JC. Graphical, statistical and index-based techniques integrated for identifying the hydrochemical fingerprints and groundwater quality of In Salah, Algerian Sahara. Environ Geochem Health. 2024;46(5):158. doi: 10.1007/s10653-024-01931-6
38. Ishola SA. Hydrogeochemical characterization and groundwater quality assessment for irrigation and associated purposes using Piper trilinear diagram in Papalanto District South-West Nigeria. Environ Geochem Health. 2024;34(2):102-30.
39. Atkinson JC. Assessment of major ions in groundwater supplied to Monterrey metropolitan area, Mexico: quality assurance, technical analysis, and addenda. Int J Environ Sci Technol. 2024;21(2):1181-92. doi: 10.1007/s13762-023-05010-8
40. Al-Shujairi SOH. Reliability of water resources quality monitoring program data. Niger J Environ Sci. 2016;19(2):246-54.
41. Fritz SJ. A survey of charge-balance errors on published analysis of potable ground and surface waters. Ground Water. 1994;32(4):539-46. doi: 10.1111/j.1745-6584.1994.tb00888.x
42. Magesshkumar P, Vennila G. Assessment of errors in water quality data using ion balancing methods: a case study from Cauvery River, South India. Indian J Mar Sci. 2020;49(1):57-62.