



Análise dos parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas do bairro Enseada das Gaivotas (Rio das Ostras – Rio de Janeiro)

Raphael Freire da Silva¹, João Victor Vidal dos Santos², Cherrine Kelce Pires³

¹Mestrado em Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasil. (phfebo@gmail.com)

²Graduando em Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.

³Doutora em Química, Professora da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.

Histórico do artigo: Recebido em 11/03/2021, Revisado em 27/06/2021, Aceito em: 20/09/2021

RESUMO

A cidade de Rio das Ostras, no Rio de Janeiro, é uma cidade de emancipação relativamente recente e o estudo das condições da qualidade hidrogeológica dos seus bairros é importante neste contexto, pois revela os impactos da urbanização recente no município. O bairro da Enseada das Gaivotas é uma área onde estas análises se fazem especialmente necessárias, já que em seu arredor existe uma unidade de conservação ambiental, e as atividades humanas no local podem influenciar e alterar negativamente o ambiente local, comprometendo os anseios da comunidade, bem como seu bem-estar, segurança, produtividade e lazer. O projeto se desenvolveu na realização de coletas em 20 pontos para suficiente cobertura da área de 1136 km² que comporta a população de aproximadamente 3000 residentes e subsequente caracterização e análise da água *in natura* dos poços existentes no local. Nas amostras foram analisados os parâmetros de cloretos (0,1080 e 4,1123 mg L⁻¹), dureza (20,0478 mg L⁻¹ e 223,3196 mg L⁻¹), ferro total (0,001014 mg L⁻¹ e 0,508 mg L⁻¹), e sulfato total (1,35 mg L⁻¹ e 294,46 mg L⁻¹). O estudo possibilitou o conhecimento das características hídricas subterrâneas da região sob os limites utilizados e previstos pelos órgãos e agências reguladoras, conforme o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e Ministério da Saúde; caracterizando, em parte, a potabilidade e a qualidade da água utilizada pelos moradores da localidade.

Palavras-Chaves: Potabilidade, recursos hídricos, parâmetros físico-químicos.

Analysis of the physical-chemical parameters of groundwater in the Enseada das Gaivotas neighborhood (Rio de Janeiro - Brazil)

ABSTRACT

The city of Rio das Ostras, in Rio de Janeiro, is a city with recent emancipation and the study of the conditions of the hydrogeological quality of its neighborhoods is important in this context, as it reveals the impacts of recent urbanization in the municipality. The location of Enseada das Gaivotas is an area where these analyzes are especially necessary, since in its surroundings there is an environmental conservation unit, and human activities on the spot can negatively influence and change the local environment, being negative for the wishes of the community, as well as their well-being, safety, productivity and leisure. The project was developed by collecting 20 points for sufficient coverage of the area of 1136 km² that comprises the population of approximately 3000 residents and subsequent characterization and analysis of fresh water from the wells existing at the site. In the samples, the parameters of chlorides (0,1080 and 4,1123 mg L⁻¹), hardness (20,0478 mg L⁻¹ and 223,3196 mg L⁻¹), total iron (0,001014 mg L⁻¹ and 0,508 mg L⁻¹), and total sulfate (1,35 mg L⁻¹ and 294,46 mg L⁻¹) were analyzed. The study enabled the knowledge of the underground water characteristics of the region under the limits used and foreseen by the regulatory bodies and agencies, according to the National Environment Council (CONAMA) and the Ministry of Health; in part, characterizing the potability and the quality of the water used by the local residents.

Keywords: Potability, Water Resources, Physical-Chemical Parameters.

1. Introdução

A água é a substância central para a manutenção da vida na terra, essencial para as necessidades metabólicas do homem (LIBÂNIO, 2008), um recurso ambiental cuja contaminação pode acarretar na degradação da qualidade do meio, afetando, direta ou indiretamente, a saúde, as condições estéticas e sanitárias do espaço, as atividades sociais e econômicas, a segurança, o bem-estar da população, a população animal e vegetal e a qualidade dos recursos ambientais disponíveis (TELLES, 2013).

As águas subterrâneas em específico, dentre as diversas formas em que o recurso hídrico se encontra disponível, são consideradas estratégicas para o consumo humano, pois é o meio por onde comunidades sem acesso à rede convencional encontram uma forma de abastecimento (TRINDADE; SÁ-OLIVEIRA; SILVA, 2015).

As águas subterrâneas são obtidas através de poços profundos e artesianos. Porém, águas dessa espécie apresentam a possibilidade de serem poluídas por fontes externas e, por conta da localização desses aquíferos, não ser possível indicar por qual o tipo de modificação anterior aquele corpo hídrico passou. Pela mesma justificativa da localização dessas águas há fontes que realmente afirmam que as águas subterrâneas são uma fonte segura para o consumo humano (UNESCO, 2007).

Em grande parte dos casos a água subterrânea pode ser menos contaminada que a superficial, pois essas águas se encontram confinadas abaixo de camadas rochosas, juntamente com a camada de solo, que podem funcionar como tampa protetora de possíveis contaminantes externos (UNESCO, 2007). Mas, em todo caso, a água subterrânea é colocada em perigo com o aumento da população e por consequentes modificações do uso da terra e da indústria.

A água de consumo humano, seja ela oriunda de qualquer natureza, até mesmo as ditas como potáveis, são passíveis de serem veículos contaminantes (SCALIZE et al., 2014). Destaca-se aqui que a água não tratada pode ser um vetor de diversas doenças, muitas das quais resultam das altas concentrações de certos contaminantes (COSTA, 2015).

Em consequência das implicações de uma contaminação desse tipo, o tratamento das águas para consumo se tornou uma questão de saúde pública (GRUMICKER et al., 2018) e, por consequência, os efeitos da má qualidade destas águas pode vir a limitar o potencial crescimento de uma área e o desenvolvimento humano de uma cidade.

O solo e o subsolo de uma área habitada podem servir como aceptores de rejeitos de origem não detalhada, potencialmente poluidores, sendo estudo do comportamento hidrogeoquímico dos corpos hídricos essencial para o entendimento do funcionamento dos sistemas aquíferos. No certame da discussão hidrogeológica, a qualidade é tão fundamental quanto a quantidade, e a disponibilidade dos recursos hídricos para determinados usos depende principalmente das qualidades físico-química das águas (SANTOS, 1997).

Um corpo hídrico é definido como próprio para uso em função de características físicas, químicas e biológicas, sendo que os valores máximos permitidos desses parâmetros são estabelecidos em função do uso do recurso hídrico (COSTA et al., 2012). Na presente avaliação, analisamos os parâmetros de cloreto, dureza, ferro total e sulfato.

Os cloretos são ânions geralmente associados às águas marinhas, e em águas subterrâneas litorâneas eles ocorrem com menos frequência (a não ser em casos de intrusão de águas marinhas nesses lugares), sendo mais abundante em águas subterrâneas de regiões semiáridas. A intrusão de espécies salinas em áreas subterrâneas costeiras provoca altas concentrações de cloreto; no entanto, apenas apresenta risco ao ser humano em caso de deficiência no metabolismo do cloreto de sódio, que é o caso da insuficiência cardíaca congestiva (CETESB, 2019). O íon também é um indicador de poluição advinda de lixões e aterros sanitários; e altas concentrações de cloreto costumam não serem favoráveis ao crescimento de vegetais na região onde ocorrem (CETESB, 2019).

Sendo extremamente tóxico se consumido em excesso, o íon produz efeito laxativo em casos de ingestão adversa. Apesar de seus contrapontos, está sempre presente em nosso cotidiano quando se trata de limpezas em geral já que tem efeito notório nas interações microbiológicas em água, sendo um grande

reduzidor de possíveis doenças propagadas pela água (CETESB, 2019) e geralmente as concentrações de cloretos em águas subterrâneas estão sempre abaixo de 100 mg L^{-1} de Cl^- (RAMAGE, 2005). O controle como padrão de potabilidade está relacionado as alterações organolépticas que este produz na água.

O íon cálcio tem uma grande relevância para a saúde humana, pois é o mineral que possuímos em maior quantidade em nosso corpo. A maior parte do mesmo se encontra concentrada nos ossos e nos dentes, e o restante se encontra nos tecidos, no sangue e nos neurônios. O íon possui moderada a elevada solubilidade em água, e se apresenta geralmente como bicarbonato (quase nunca se apresentando na forma de carbonato). Grande parte da dissolução do metal alcalino-terroso se dá pela presença de minerais como calcita, aragonita, rochas calcárias e dolomita (SCHLEIER; GALITSE; FERREIRA, 2014).

A dureza não representa riscos à saúde humana; na verdade a bibliografia aponta que quanto maiores os índices de dureza menores são as incidências de doenças cardíacas (VON SPERLING, 1996), porém altos índices de dureza podem atrapalhar o uso da água para o cozimento de alimentos e causar incrustações nas instalações hidráulicas, além das doenças recorrentes do excesso de cálcio no organismo, como úlceras peptídicas, calcificação óssea e pedras nos rins. As águas ditas como duras possuem dificuldade em dissolver sabão, a qual está relacionada a presença de Ca^{2+} e Mg^{2+} , e isto aumenta consideravelmente o consumo de sabão, além de formar uma película insolúvel sobre a pele e superfícies de cerâmica, impossibilitando a realização de limpezas eficientes (ZIMBRES, 2011).

O Ferro é um dos elementos mais abundantes da litosfera e essencial para a vida humana; pois está envolvido em processos metabólicos de suma importância para o corpo humano, como, por exemplo, o transporte de oxigênio via sanguínea, através da hemoglobina, onde se liga à proteína em forma ferrosa para efetuar a tarefa de oxigenação (OKADA, 2003). A deficiência nutricional de ferro pode levar o indivíduo, de qualquer idade, ao estado de anemia, já que sua ausência interfere negativamente nos processos sanguíneos corporais (RÍOS-CASTILLO, et al., 2014). Quando ingerido em excesso, o ferro serve de catalisador para a produção de radicais livres, que são capazes de alterar o funcionamento ou até mesmo destruir organelas celulares (SIQUEIRA, et al., 2006); e em casos mais isolados o ferro em demasia pode levar crianças ao estado de intoxicação e consequente falência respiratória (WARDLAW e KESSEL, 2002). O excesso no consumo de ferro se torna potencialmente prejudicial. Em termos domésticos, águas com elevados teores de Fe apresentam alteração de cor, quando oxidada, e sabor. Seu uso para fins domésticos deve ser realizado com precaução, já que provoca manchas em roupas e utensílios de louça, como sanitários (SIQUEIRA, et al., 2006).

Segundo Rodrigues e Araújo (2019), a espécie em águas subterrâneas é muito comum, devido ao espaço onde se encontram essas águas, proveniente do solo em volta. Além disso, o ferro é um metal extremamente solúvel em águas, especialmente as de mais elevada acidez, sendo capaz de se dissolver apenas pela passagem da água no local onde o metal estiver depositado. Em águas alcalinas, o ferro costuma não se solubilizar com facilidade.

A presença de enxofre em águas subterrâneas também é de ocorrência comum em ambientes subterrâneos, e está associada à presença natural de minerais em subsolos (gipsita, anidrita e pirita), a possíveis efluentes industriais contaminantes na água e chuvas ácidas que ocorram na região. As decomposições de algumas rochas podem liberar amoníaco e ácido sulfídrico, que quando oxidadas por microbactérias, geram o íon sulfato (CELLIGOI, 1999). Decorrente da ação antropogênica, a contaminação de efluentes por sulfato se dá também advinda de esgotos domésticos, sendo ele o responsável pelo odor proveniente desses locais decorrente da transformação do sulfato em sulfato. A ingestão de sulfato em concentrações acima de 1000 mg L^{-1} produz efeito laxante e águas com teor acima de 500 mg L^{-1} provocam queixas referentes ao sabor da água; embora não haja um nível de sulfato identificado que seja perigoso a saúde (CETESB, 2019).

A investigação se justifica por tratar de um estudo acerca da água de origem mineral não processada ou industrializada, proveniente de região urbana do município de Rio das Ostras para o bairro da Enseada das Gaivotas, que ainda não possui saneamento e abastecimento suficientemente eficiente ao porte da área em questão, fazendo-se necessário o estudo referente aos parâmetros físico-químicos dessas águas, tendo em vista o possível impacto humano no lençol freático da região, e se tem como objetivo realizar um levantamento e uma análise de dados com relação a alguns parâmetros físico-químicos em um contraponto aos seus respectivos valores máximos permitidos (VPM) de concentração em águas pelas agências reguladoras do país (como algumas resoluções do Conama e certas Portarias do Ministério da Saúde) nas águas subterrâneas da região.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de Estudo

O espaço geográfico alvo deste estudo fica no município de Rio das Ostras, situada a cerca de 200 km da capital do estado, Rio de Janeiro. É uma cidade litorânea que oferece praias, rios e lagoas, banhada por uma área costeira de 25 quilômetros. A área territorial total do município é de 232 km² (Figura 01) e está entre os municípios de Casimiro de Abreu e Macaé. Possui tipo climático Aw, caracterizado por verões úmidos e invernos de caráter mais secos, segundo classificação de Köppen (PIDWIRNY, M. 2006). A emancipação político-administrativa de Rio das Ostras ocorreu em 10 de abril de 1992, o que contabiliza apenas 28 anos de cidade, e a pesca era a principal fonte de renda deste povoado no passado. O turismo somado aos ramos litorâneos e não litorâneos da indústria do petróleo instalada em toda a região, movem a economia da cidade desde a última década do século passado, havendo uma modernização e urbanização rápida, relativamente recente e pouco planejada por todas as localidades do município (RIO DAS OSTRAS – ECONOMIA, 2020).

Figura 1. Localização do município de Rio das Ostras, RJ, Brasil.



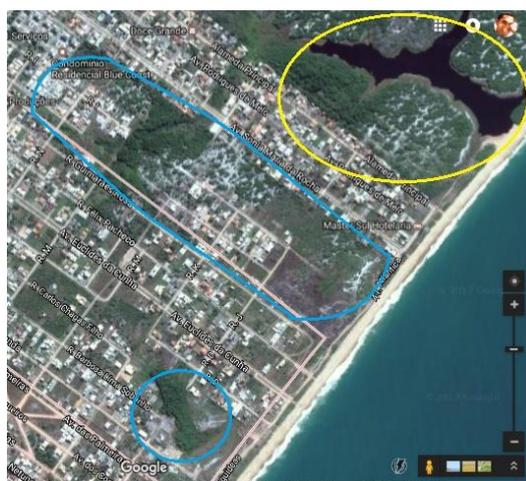
Fonte: Compilação do Autor.

A Enseada das Gaivotas, bairro do município de Rio das Ostras e alvo deste estudo, abrange uma área de 1136 km² e localiza-se entre a Área de Proteção Ambiental (APA) da Lagoa de Iriy e a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIA) de Itapebussus. É uma área com vegetação de restinga que conta com menos de 4 000 munícipes morando no local, tendo no seu extremo leste à praia da Enseada e no seu extremo oeste a rodovia estadual Amaral Peixoto – RJ 106. Este bairro possui 09 ruas transversais à rodovia e 08 ruas paralelas à mesma. A avenida Euclides da Cunha é a principal via de entrada do bairro, sendo que

termina defronte a orla da Enseada das Gaivotas, com duas quadras de extensão, pois todo resto ainda permanece como restinga natural.

Trata-se de um bairro de povoamento médio e recente, além de apresentar pontos de preservação da vegetação de original presentes em Unidades de Conservação Ambiental e nos seus extremos, com a Lagoa de Itapebussus e Lagoa do Iriry. Estes dados, somados a vasta área costeira caracteriza a localidade como parte nítida de todo um ecossistema que está tendo recentemente seu uso e contato exasperado pelos visitantes, conforme Figura 02.

Figura 2. Localidade da Enseada das Gaivotas do município de Rio das Ostras, RJ, Brasil. Em azul, áreas de vegetação original remanescente, e a Lagoa Sul de Itapebussus, no círculo em amarelo.



Fonte: Compilação do Autor.

2.2. Metodologia de coleta

Foram realizados dois momentos de coleta, no período úmido, durante o verão (janeiro de 2019), e outra, seis meses após o primeiro, no período seco, durante o inverno (julho de 2019) (PIDWIRNY, M. 2006). Em cada um dos momentos, em frascos de polietileno de 500 mL bem vedados, foram coletadas 20 amostras de águas, sem tratamento, provenientes diretamente de fontes subterrâneas das residências do bairro (Figura 03), conservadas sob-refrigeração e manejadas no mesmo dia da captação.

Figura 3. Pontos onde foram realizadas as coletas das amostras analisadas.



Fonte: Compilação do Autor.

2.3 Análise das amostras

Todas as análises foram feitas em regime de triplicata. As determinações de cloreto foram realizadas usando-se o método de Mohr (CETESB, 2019); para dureza a análise foi realizada através de volumetria de complexação com Na₂EDTA e interpretada como CaCO₃ (RÍOS-CASTILLO, 2014); o enxofre foi investigado sob a forma de sulfato e analisado na presença de BaCl₂ em espectrofotômetro Shimadzu UV1280®; na faixa de comprimento de onda de 410nm (GOMES, 2013); e o ferro foi investigado através do método colorimétrico na presença de KSCN em espectrofotômetro Shimadzu UV1280®; na faixa de comprimento de onda de 510nm (NÓBREGA, 2013).

3. Resultados e Discussão

O ânion cloreto foi caracterizado através do método de Mohr e os resultados se apresentaram entre os valores de 1,2185 e 4,1123 mg L⁻¹ de Cl⁻ para as amostras do período do verão (a maioria dos valores entre 1 e 3,5 mg L⁻¹ de Cl⁻) e entre 0,1080 e 0,2976 mg L⁻¹ de Cl⁻ no período do inverno (e a maioria dos resultados entre 0,1 e 0,2 mg L⁻¹ de Cl⁻); sendo clara a queda de valores dentro da variação de períodos justificada pela diminuição gradativa da atividade pluviométrica do período de verão para o período de inverno e conseqüente queda dos índices de lixiviação natural (Tabela 1).

Tabela 1 – Concentrações obtidas nas análises para o parâmetro de cloreto e seus respectivos desvios padrões (VPM = 250 mg L⁻¹ para consumo humano, 700 mg L⁻¹ de Cl⁻ para irrigação e 400 mg L⁻¹ de Cl⁻ para ações recreativas).

| Amostra | Concentrações no período de verão em mg L ⁻¹ | Concentrações no período de inverno em mg L ⁻¹ |
|---------|---------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|
| 1 | 1,2337 (+/-0,0018) | 0,1751 (+/-0,1907) |
| 2 | 1,6754 (+/-0,0003) | 0,1776 (+/-0,1635) |
| 3 | 2,0714 (+/-0,0026) | 0,1816 (+/-0,2331) |

| | | |
|----|--------------------|--------------------|
| 4 | 1,3708 (+/-0,0023) | 0,1636 (+/-0,1738) |
| 5 | 1,2185 (+/-0,0029) | 0,1502 (+/-0,1824) |
| 6 | 1,7820 (+/-0,0029) | 0,1080 (+/-0,2337) |
| 7 | 1,7824 (+/-0,0065) | 0,2587 (+/-0,2050) |
| 8 | 1,8125 (+/-0,0138) | 0,1926 (+/-0,1672) |
| 9 | 2,0409 (+/-0,0063) | 0,1601 (+/-0,2324) |
| 10 | 2,0866 (+/-0,0005) | 0,2511 (+/-0,3008) |
| 11 | 2,7568 (+/-0,1226) | 0,2916 (+/-0,3141) |
| 12 | 2,4369 (+/-0,3176) | 0,2976 (+/-0,2690) |
| 13 | 1,7515 (+/-0,0148) | 0,1851 (+/-0,2315) |
| 14 | 2,8177 (+/-0,0734) | 0,1451 (+/-0,1807) |
| 15 | 3,1528 (+/-0,0117) | 0,1726 (+/-0,2005) |
| 16 | 1,2185 (+/-0,0438) | 0,1641 (+/-0,2023) |
| 17 | 2,3608 (+/-0,0848) | 0,1190 (+/-0,1827) |
| 18 | 2,2085 (+/-0,0475) | 0,1250 (+/-0,1995) |
| 19 | 3,8229 (+/-0,1776) | 0,1806 (+/-0,2592) |
| 20 | 4,1123 (+/-0,0594) | 0,2726 (+/-0,0594) |

Fonte: Compilação do autor.

Todas as amostras estavam dentro dos limites permitidos, de acordo com a Resolução do Conama de nº 396 de 2008, no Anexo 1, que estabelece que os valores máximos permitidos para cloretos sejam de 250 mg L⁻¹ de Cl⁻ para consumo humano, 700 mg L⁻¹ de Cl⁻ para irrigação e 400 mg L⁻¹ de Cl⁻ para ações recreativas.

A dureza segue classificações que variam entre águas brandas e águas muito duras (Tabela 2).

Tabela 2 - Classificação das águas em relação a suas concentrações de dureza.

| Concentrações de Ca ²⁺ . | Dureza da amostra |
|-------------------------------------------------------|-------------------|
| Menores que 50 mg L ⁻¹ | Águas brandas |
| Entre 50 mg L ⁻¹ e 100 mg L ⁻¹ | Água pouco dura |
| Entre 100 mg L ⁻¹ e 200 mg L ⁻¹ | Água dura |
| Maior que 200 mg L ⁻¹ | Água muito dura |

Fonte: (CUSTÓDIO & LLAMAS, 1983).

Em termos de dureza (concentração de Ca²⁺) as amostras analisadas variaram de 20,0478 mg L⁻¹ e 181,0031 mg L⁻¹ no período do verão; e entre 35,6293 mg L⁻¹ e 223,3196 mg L⁻¹ no período do inverno (ligeiro aumento dos índices de uma época para a outra) (Tabela 3). Desta forma nenhuma das amostras analisadas no período do verão se classificaram em águas muito duras, todas ficando entre a classificação de águas duras ou pouco duras. Já nas águas do período do período de inverno as amostras 5 e 20 se mostraram muito duras, enquanto a maioria das outras amostras se classificaram em águas pouco duras. A Resolução do Conama de nº 396 de 2008 estabelece o valor máximo permitido de 500 mg L⁻¹; sendo assim as amostras analisadas estão todas dentro do parâmetro permitido.

Tabela 3 – Concentrações obtidas nas análises para o parâmetro de dureza e seus respectivos desvios padrões (VPM = 500 mg L⁻¹).

| Amostra | Concentrações no período de verão em mg L ⁻¹ | Concentrações no período de inverno mg L ⁻¹ |
|---------|---------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| 1 | 36,2770 (+/-0,0196) | 73,8036 (+/-0,00145) |
| 2 | 64,5349 (+/-0,05373) | 73,8036 (+/-0,00118) |
| 3 | 64,7258 (+/-0,05663) | 59,8064 (+/-0,00122) |
| 4 | 127,5423 (+/-0,089879) | 69,9862 (+/-0,00094) |
| 5 | 181,0031 (+/-0,050175) | 200,4150 (+/-0,01115) |
| 6 | 131,7428 (+/-0,051060) | 58,5339 (+/-0,00192) |
| 7 | 99,2844 (+/-0,01736) | 100,6529 (+/-0,002393) |
| 8 | 73,5087 (+/-0,06133) | 81,3112 (+/-0,00270) |
| 9 | 43,5324 (+/-0,01532) | 65,6598 (+/-0,00186) |
| 10 | 42,3868 (+/-0,08055) | 38,1743 (+/-0,00296) |
| 11 | 20,0478 (+/-0,03306) | 20,3596 (+/-0,00347) |
| 12 | 57,4704 (+/-0,04022) | 81,4385 (+/-0,00258) |
| 13 | 72,5540 (+/-0,01420) | 52,1715 (+/-0,00298) |
| 14 | 30,5491 (+/-0,04480) | 95,4357 (+/-0,00315) |
| 15 | 33,4130 (+/-0,04498) | 97,5989 (+/-0,00198) |
| 16 | 110,7403 (+/-0,0184698) | 101,1619 (+/-0,002439) |
| 17 | 144,1534 (+/-0,017762) | 35,6293 (+/-0,00042) |
| 18 | 62,6256 (+/-0,04773) | 69,9862 (+/-0,00320) |
| 19 | 169,1654 (+/-0,020209) | 223,3196 (+/-0,002361) |
| 20 | 179,8576 (+/-0,029454) | 113,1232 (+/-0,002273) |

Fonte: Compilação do autor.

No que tange o íon ferro, a portaria n° 1469/2000 do Ministério da Saúde e a Resolução n° 396 de 2008 do Conama estabelecem um máximo permitido no valor de 0,3 mg L⁻¹ para a saúde humana. O Conama ainda estabelece uma margem de até 5 mg L⁻¹ para águas destinadas a irrigação.

Na tabela 4, os resultados do período de verão figuraram entre a faixa de 0,001014 mg L⁻¹ de ferro e 0,03258 mg L⁻¹ de ferro; e no período de inverno entre 0,0691 mg L⁻¹ de ferro e 0,508 mg L⁻¹ de ferro. Duas amostras no período de inverno se mostraram acima do VMP de 0,3 mg L⁻¹ de ferro (amostras 7 e 8; com 0,506 mg L⁻¹ e 0,365 mg L⁻¹ respectivamente).

O aumento na concentração do íon de um período para o outro pode ser explicado pela diminuição de incidência pluviométrica na região, que possivelmente resultou numa diminuição de oxigênio no local, menor atividade de ferrobactérias no local, e na conseqüente crescente do índice de Fe²⁺, espécie responsável pela ocorrência do óxido misto de ferro - a ferrugem (ZIMBRES, 2011).

Tabela 4 – Concentrações obtidas nas análises para o parâmetro de ferro e seus respectivos desvios padrões (VPM = 0,3 mg L⁻¹).

| Amostra | Concentrações no período de verão em mg L ⁻¹ | Concentrações no período de inverno mg L ⁻¹ |
|---------|---------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| 1 | 0,00147 (+/-0,00007) | 0,1400 (+/-0,0011) |
| 2 | 0,00669 (+/-0,00003) | 0,1311 (+/-0,0015) |
| 3 | 0,00972 (+/-0,00006) | 0,2020 (+/-0,0244) |

| | | |
|----|----------------------|--------------------|
| 4 | 0,01078 (+/-0,00004) | 0,1179 (+/-0,0007) |
| 5 | 0,00366 (+/-0,00013) | 0,0691 (+/-0,0013) |
| 6 | 0,00268 (+/-0,00023) | 0,1976 (+/-0,0010) |
| 7 | 0,02622 (+/-0,00033) | 0,5078 (+/-0,0009) |
| 8 | 0,01873 (+/-0,00011) | 0,3660 (+/-0,0087) |
| 9 | 0,00790 (+/-0,00025) | 0,1577 (+/-0,0008) |
| 10 | 0,00639 (+/-0,00002) | 0,2463 (+/-0,0009) |
| 11 | 0,00336 (+/-0,00004) | 0,1533 (+/-0,0009) |
| 12 | 0,00374 (+/-0,00005) | 0,1666 (+/-0,0008) |
| 13 | 0,01002 (+/-0,00009) | 0,2951 (+/-0,0031) |
| 14 | 0,01434 (+/-0,00003) | 0,0913 (+/-0,0018) |
| 15 | 0,00336 (+/-0,00003) | 0,1046 (+/-0,0016) |
| 16 | 0,00783 (+/-0,00006) | 0,1001 (+/-0,0027) |
| 17 | 0,00101 (+/-0,00006) | 0,2685 (+/-0,0013) |
| 18 | 0,03258 (+/-0,00002) | 0,1090 (+/-0,0205) |
| 19 | 0,00124 (+/-0,00003) | 0,0868 (+/-0,0027) |
| 20 | 0,00752 (+/-0,00004) | 0,1622 (+/-0,0026) |

Fonte: Compilação do autor.

Segundo a Resolução n° 396 de 2008 do Conama, o valor máximo permitido para íons sulfato em águas subterrâneas são os abaixo dos 250 mg L⁻¹. As amostras deste estudo ficaram entre 1,35 mg L⁻¹ e 100,81 mg L⁻¹ no período de verão, bem abaixo do VMP, dentro das conformidades. No período de inverno, as amostras obtiveram valores entre 5,23 mg L⁻¹ e 294,46 mg L⁻¹, apresentando valores maiores que no período de verão. O ponto 19, no período de inverno, apresentou a maior concentração de sulfato fora do VMP, mas não o suficiente para apresentar queixa de sabor ou efeito laxante no consumo, já que o valor é muito inexpressivo para que se possa apresentar algum efeito organoléptico. Assim, tendo em vista que os pontos próximos não apresentam valores próximos a este, o valor elevado deste ponto no estudo pode ser atribuído a um possível desvio de contaminação na coleta e/ou armazenamento da mesma. Para efeitos práticos, neste levantamento a amostra é diagnosticada como inapropriada para o consumo humano (Tabela 5).

Tabela 5 – Concentrações obtidas nas análises para o parâmetro de enxofre e seus respectivos desvios padrões (VPM = 250 mg L⁻¹).

| Amostra | Concentrações no período de verão em mg L ⁻¹ | Concentrações no período de inverno mg L ⁻¹ |
|---------|---------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| 1 | 2,1622 (+/-0,0014) | 5,8469 (+/-0,0025) |
| 2 | 1,3514 (+/-0,0022) | 5,2308 (+/-0,0008) |
| 5 | 81,3514 (+/-0,00572) | 163,6923 (+/-0,0048) |
| 6 | 61,3514 (+/-0,06117) | 9,0769 (+/-0,0012) |
| 7 | 35,9459 (+/-0,01331) | 25,2308 (+/-0,0015) |
| 8 | 11,0811 (+/-0,00777) | 33,6923 (+/-0,0255) |
| 9 | 3,7838 (+/-0,0036) | 21,3846 (+/-0,0005) |
| 10 | 4,3243 (+/-0,0033) | 17,5385 (+/-0,0024) |
| 11 | 5,1351 (+/-0,0046) | 29,0769 (+/-0,0014) |
| 12 | 7,0270 (+/-0,0062) | 30,6154 (+/-0,0018) |

| | | |
|----|------------------------|----------------------|
| 13 | 19,3256 (+/-0,00278) | 12,1538 (+/-0,0025) |
| 14 | 7,2973 (+/-0,0008) | 48,3077 (+/-0,0033) |
| 15 | 44,5946 (+/-0,00216) | 55,2308 (+/-0,0040) |
| 16 | 28,9189 (+/-0,0037) | 33,6923 (+/-0,0027) |
| 17 | 20,8108 (+/-0,0033) | 54,4615 (+/-0,0033) |
| 18 | 8,1081 (+/-0,0033) | 65,2308 (+/-0,0023) |
| 19 | 100,8108 (+/-0,003497) | 264,4615 (+/-0,0013) |
| 20 | 2,9730 (+/-0,0054) | 111,3846 (+/-0,0021) |

Fonte: Compilação do autor.

4. Conclusão

Através das análises e caracterizações realizadas, podemos concluir que a região do bairro da Enseada das Gaivotas possui alguns pontos onde se requer uma atenção especial às atividades humanas realizadas no local, já que ultrapassam o valor máximo permitido para os parâmetros analisados. Dentro dos parâmetros analisados, é possível dizer que as águas subterrâneas da localidade não possuem impedimento relevante para o consumo humano; porém se faz necessário um estudo de mais parâmetros para que se possa constatar com mais acurácia suas condições de potabilidade. A maior parte das amostras se encontrou dentro das conformidades gerais, mas a atenção especial a esses aquíferos se faz de extrema necessidade uma vez que a região é de grande relevância ambiental. Este estudo, ainda, pode servir de referência e comparativo para outros estudos futuros e posteriores.

5. Referências

- Celligoi, A. (1999). Considerações sobre análises químicas de águas subterrâneas. **Geografia**, Londrina, 8(1), 91-97.
- CETESB. **Qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo 2016-2018** (Série Relatórios). São Paulo. 291 p. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/> >. Acesso em: abril 2020. 2019.
- Costa, C. L. et al. (2012). Avaliação da qualidade das águas subterrâneas em poços do estado do Ceará, Brasil. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, 33(2), 171-180
- Costa, G. B. (2015). **Avaliação dos efeitos dos metais pesados Cadmio, Chumbo, Cobre e Manganês, na morfologia e na fisiologia da macroalga**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 130 p., Brasil.
- Custódio, E.; Llamas, M. R. (1983). **Hidrología Subterránea** (2º ed.). Barcelona: Omega, 2350p.
- Gomes, T. F. (2013). **Determinação espectrofotométrica de sulfato em águas de chuva em um sistema de análises químicas em fluxo envolvendo troca-iônica**. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 55 p., Brasil.

Grumicker, M. G.; Batista-Silva, V. F.; Bailly, D.; Silva, A. F. G.; Ruaro, R.; Moraes (2018). Qualidade da água de poços artesianos em um assentamento do município de Mundo Novo, Mato Grosso do Sul. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, 7(1), 807-821.

Libânio, M. (2008). **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água** (2ª ed.). Campinas, São Paulo: Editora Átomo, 496 p.

Nóbrega, M. D. O. (2013). **Método automático para determinação fotométrica direta de Fe (III) em amostras de óleos comestíveis**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, 63 p., Brasil.

Okada, I. A. (2003). **Determinação simultânea de nutrientes inorgânicos em alimentos: desenvolvimento de metodologia analítica e avaliação de seus níveis em amostras de arroz e feijão “in natura”**. Dissertação de mestrado, Instituto Adolfo Lutz, São Paulo, SP, 134 p., Brasil.

Pidwirny, M. (2006). **Fundamentals of Physical Geography** (2nd ed.). Disponível em: <<http://www.physicalgeography.net/fundamentals/7v.html>>. Acesso em: 19 nov. 2020.

Ramage, L. (2005). **Hidrogeoquímica do sistema aquífero granular cenozoico do município de Porto Alegre**. Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 123 p., Brasil.

Ríos-Castillo, I.; Olivares, M.; Brito, A.; Romaña, D. L. D.; Pizarro, F. (2014). One-month of calcium supplementation does not affect iron bioavailability: A randomized controlled trial. **Nutrition**, 30(1), 44-48.

Prefeitura De Rio das Ostras (2020). **Rio Das Ostras - Economia**. Rio das Ostras. Disponível em: <<https://www.riodasostras.rj.gov.br/empresas/>>. Acesso em: 19 nov. 2020.

Rodrigues, L. S. D. S.; Araújo, G. M. (2019, junho). Sistema Simplificado De Remoção De Ferro Em Água Subterrânea. **Anais do 30º Congresso ABES de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Natal, RN, Brasil, 8.

Santos, A. C. (1997). **Noções de Hidroquímica: Conceitos e Aplicações** (1ª ed.). Fortaleza: CPRM / LABHID – UFPE. 812p.

Scalize, P. S. (2014). Avaliação da qualidade da água para abastecimento no assentamento de reforma agrária Canudos, Estado de Goiás. **Ambiente & Água**, 9(4), 696-707.

Schleier, R.; Galitesi, C. R. L.; Ferreira, E. C. M. (2014). Silício e cálcio – uma abordagem antroposófica. **Arte Médica Ampliada**, 34(3), 102-113.

Siqueira E.; Almeida S.G.; Arruda S. (2006). Papel adverso do ferro. **Comunicação em Ciência e Saúde**, 17(3), 229-236.

Telles, D. D. (2013). **Ciclo Ambiental da Água: da chuva à gestão**. São Paulo: Blücher. 504p.

Trindade, G. De A. Da; Sá-Oliveira, J.C.; Silva, E.S. (2015). Avaliação da qualidade da água em três Escolas Públicas da Cidade de Macapá, Amapá. **Biota Amazônia**, 5(1), 116-122.

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. **Água subterrânea - reservatório para um planeta com sede?** Ciências da Terra para a Sociedade. Disponível em: <https://yearofplanetearth.org/content/downloads/portugal/brochura2_web.pdf>. Acessado em novembro/2020. 2007.

Von Sperling, M. (1996). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos** (2ª ed.). Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 243p.

Wardlaw G. M., Kessel, M. (2002). **Perspective in nutrition** (5th ed.). Boston: McGraw Hill. 461p.

Zimbres, E. (2011), **Guia avançado sobre água subterrânea**. Meio Ambiente Pro-BR, disponível em <<http://www.meioambiente.pro.br/agua/guia/aguasubterranea.html>>. Acessado em: dezembro/2020.