



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS  
SUBTERRÂNEAS POR EFLUENTES DOMÉSTICOS NA  
REGIÃO DE ÁGUAS CLARAS, MUNICÍPIO DE VIAMÃO - RS**

MATHEUS LOURENCI FERREIRA

ORIENTADOR – Prof. Dr. Antonio Pedro Viero

Volume I

Porto Alegre - 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS  
SUBTERRÂNEAS POR EFLUENTES DOMÉSTICOS NA  
REGIÃO DE ÁGUAS CLARAS, MUNICÍPIO DE VIAMÃO - RS**

MATHEUS LOURENCI FERREIRA

ORIENTADOR – Prof. Dr. Antonio Pedro Viero

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ari Roisenberg – Instituto de Geociências, UFRGS

Prof. Dr. Artur Cezar Bastos Neves Neto - Instituto de Geociências, UFRGS

Dr. Marcos Alexandre de Freitas – CPRM

Dissertação de Mestrado apresentada  
como requisito parcial para obtenção  
do Título de Mestre em Geociências.

Porto Alegre - 2018

## **UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**

**Reitor:** Rui Vicente Oppermann

**Vice-Reitora:** Jane Fraga Tutikian

## **INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**Diretor:** André Sampaio Mexias

**Vice-Diretor:** Nelson Luiz Sambaqui Gruber

Ferreira, Matheus Lourenci

Avaliação da contaminação das águas subterrâneas por efluentes domésticos na região de águas claras, município de VIAMÃO - RS. / Matheus Lourenci Ferreira. – Porto Alegre: IGEO/UFRGS, 2018.  
66 f. il.

Dissertação (Mestrado). - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Geociências. Instituto de Geociências. Porto Alegre, RS - BR, 2018.

Orientador: Antonio Pedro Viero

1. Hidrogeologia. 2. Água subterrânea. 3. Vulnerabilidade 4. Contaminação. I. Título.

CDU 556.3

---

Catálogo na Publicação

Biblioteca Instituto de Geociências - UFRGS

Sônia Teresinha Duarte de Oliveira

CRB 10/2310

## Resumo

Atualmente, a sociedade tem aumentado sua preocupação com as questões ambientais e com a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos. Ainda que o Brasil seja um país hidricamente rico, não são raros os casos de escassez de água desencadeados pelos períodos prolongados de seca ou pela má gestão dos recursos e práticas que contaminam os mananciais. De um modo geral as atividades antrópicas geram impacto e contaminam os cursos d'água, sendo as águas superficiais as primeiras a serem atingidas e portanto estarem mais suscetíveis à contaminação, quando comparadas com as que estão em condição subterrânea. Além de serem frequentemente utilizadas para abastecimento doméstico, as águas subterrâneas também tem papel fundamental no setor agropecuário e industrial. Devido à falta de abastecimento pela companhia de saneamento e considerando o alto potencial hídrico do Aquífero Coxilha das Lombas, a exploração das águas subterrâneas no município de Viamão (RS) especificamente na região de Águas Claras é generalizada. A área está inserida dentro da porção emersa da Bacia de Pelotas que é conhecida como planície costeira e envolve sistemas deposicionais do tipo laguna-barreira, onde predominam areias quartzo-feldspáticas com intercalações de argila de origem diagenética. A população capta água através de poços rasos do tipo ponteira construídos de maneira irregular, além de possuir fossas e sumidouros instalados nas imediações das residências, que podem contaminar o aquífero e colocar em risco a qualidade das águas subterrâneas. O objetivo geral deste trabalho consistiu em avaliar a influência dos efluentes domésticos lançados livremente no solo na contaminação do aquífero freático. Além da realização do levantamento bibliográfico, foi realizada a etapa de campo onde foram coletadas e analisadas 10 amostras de águas de poços já existentes na localidade de Águas Claras. Os parâmetros físico-químicos, químicos e bacteriológicos escolhidos foram pH, condutividade elétrica, temperatura, nitrogênio amoniacal, sódio, cloretos, nitrato, ortofosfato e o coliforme fecal *Escherichia coli*. A caracterização geológica e hidrodinâmica do aquífero possibilitou avaliar sua vulnerabilidade à contaminação através da aplicação do Método GOD. Dentre os parâmetros analisados apenas o nitrato apresentou valores acima do permitido (>10 mg/L) em 4 amostras, evidenciando a influência antrópica na contaminação das águas subterrâneas. No cálculo integrado do índice G-O-D foram obtidos valores entre 0,192 e 0,216, que indicam que o aquífero possui baixa vulnerabilidade à contaminação. Apesar dos grandes volumes de efluentes domésticos lançados através das fossas e sumidouros na região, a contaminação antrópica das águas subterrâneas é entendida como local e pouco expressiva, possivelmente causada por problemas construtivos nos poços somada à falta de saneamento. A baixa vulnerabilidade natural do aquífero pode ser explicada por sua condição de semiconfinamento e suas características hidrodinâmicas podem contribuir na diluição dos contaminantes. Por se tratar de uma região hidricamente rica, cabe ressaltar a importância de um maior controle e fiscalização dos poços, além da realização periódica de análises químicas a fim de garantir a qualidade da água consumida pela população de Águas Claras.

Palavras-Chave: hidrogeologia, água subterrânea, vulnerabilidade, contaminação.

## Abstract

Currently, the society has increased his preoccupation about environmental issues and the availability and quality of water resources. Although Brazil is a hydrically rich country, water scarcity caused by prolonged periods of drought or poor management of resources and practices that contaminate water sources are not uncommon. In general, anthropic activities generate impact and contaminate watercourses, being the surface water the first to be reached and therefore more susceptible to contamination when compared to those in underground conditions. Besides being frequently used for domestic supply, groundwater is essential in the agricultural and industrial sector. Due to the lack of supply by the sanitation company and considering the high hydric potential of the Coxilha das Lombas Aquifer, the exploitation of groundwater in the city of Viamão (RS) specifically in Águas Claras region is generalized. The area is located inside the emerged portion of the Pelotas Basin, which is known as the coastal plain and involves depositional systems of the lagoon-barrier type, where quartz-feldspatic sands predominate with intercalations of diagenetic origin clay. The population captures water through "ponteira" wells irregularly built, beyond to have tanks and soak pits installed in the surrounding of residences, which could contaminate the aquifer and put in risk the quality of groundwater. The general objective of this work consisted in evaluating the influence of domestic effluents released into the ground in the contamination of phreatic aquifer. Besides the review of literature, were performed the fieldwork where were collected and analyzed 10 samples of water from existing wells in the locality of Águas Claras. The physical-chemical, chemical and bacteriological parameters chosen were pH, electrical conductivity, temperature, ammoniacal nitrogen, sodium, chlorides, nitrate, orthophosphate and fecal coliform *Escherichia coli*. The geological and hydrodynamic characterization of the aquifer allowed to evaluate its vulnerability through application of GOD method. Among the analyzed parameters, only nitrate presented values above the allowed (>10mg/L) in 4 samples, evidencing the anthropic influence in the contamination of groundwater. In the integrated calculation of the G-O-D index, values between 0,192 and 0,216 were obtained, indicating that the aquifer has low vulnerability to contamination. Although the large volumes of domestic effluents discharged through the tanks and soak pits in the region, the anthropic contamination of the groundwater is understood as local and not very expressive, possibly caused by constructive problems in the wells added to the lack of sanitation. The low natural vulnerability of the aquifer can be explained by its semi-confined condition and its hydrodynamic characteristics can contribute to the dilution of the contaminants. As it is a hydrically rich region, it is important to emphasize the importance of a greater control and inspection of the wells, in addition to the regular accomplishment of chemical analyzes in order to guarantee the quality of the water consumed by the population of Águas Claras.

Keywords: hydrogeology, groundwater, vulnerability, contamination.

## SUMÁRIO

I. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO .....	7
II. JUSTIFICATIVA E ENQUADRAMENTO DO TEMA.....	7
1. INTRODUÇÃO.....	8
1.2. OBJETIVOS.....	9
2. LOCALIZAÇÃO, CONTEXTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO.....	10
2.1. Localização da Área de Estudo.....	10
2.2. Contexto Geológico Regional.....	11
2.3. Contexto Hidrogeológico.....	17
2.4. Hidroquímica dos Aquíferos Costeiros.....	18
3. CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA.....	19
3.1. Vulnerabilidade de Aquíferos.....	19
3.2. Fossas Sépticas e a Contaminação do Lençol Freático.....	22
3.3. Parâmetros Físico-Químicos, Químicos e Bacteriológicos.....	28
3.3.1. <i>pH</i> .....	28
3.3.2. <i>Nitrogênio Amoniacal</i> .....	29
3.3.3. <i>Cloretos</i> .....	31
3.3.4. <i>Nitrato</i> .....	31
3.3.5. <i>Ortofosfato</i> .....	33
3.3.6. <i>Coliformes fecais (Escherichia coli)</i> .....	34
3.3.7. <i>Sódio</i> .....	35
3.3.8. <i>Condutividade Elétrica</i> .....	36
3.3.9. <i>Temperatura</i> .....	36
4. METODOLOGIA UTILIZADA.....	36
4.1. Levantamento Bibliográfico.....	36
4.2. Seleção dos Poços e Coleta de Amostras.....	37
4.3. Análises Físico-Químicas, Químicas e Bacteriológicas.....	38
4.4. Avaliação da Vulnerabilidade à Contaminação.....	39
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40
6. ARTIGO SUBMETIDO.....	44
7. ANEXO.....	66
7.1. Comprovante de Submissão do Artigo.....	65

## I. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação de mestrado está estruturada em torno do artigo científico “Avaliação da contaminação das águas subterrâneas por efluentes domésticos da região de águas claras, município de Viamão - RS”, submetido ao periódico ABAS. Assim a organização da dissertação compreende as seguintes partes principais:

- a) A introdução que aborda o tema e descreve os objetivos da pesquisa de mestrado
- b) Os aspectos de localização, geologia e hidrogeologia da área de estudo.
- c) A contextualização teórica que apresenta os assuntos que dão base e são utilizados como ferramenta no estudo.
- d) A metodologia utilizada no desenvolvimento da pesquisa, responsáveis pela resolução do problema.
- e) O artigo submetido ao periódico ABAS, com corpo editorial permanente e revisores independentes, escrito pelo autor durante o desenvolvimento de seu Mestrado. Nele estão descritos os resultados e discussões obtidas na pesquisa, bem como as conclusões acerca do estudo.

## II. JUSTIFICATIVA E ENQUADRAMENTO DO TEMA

O distrito de Águas Claras localizado na zona rural do município de Viamão, região metropolitana da capital do Rio Grande do Sul é conhecido pelo seu alto potencial hídrico onde o Aquífero Coxilha das Lombas é responsável por subsidiar as grandes demandas da indústria e da agropecuária na região.

A população é abastecida em sua grande maioria por águas subterrâneas captadas em poços rasos, desprovidos de qualquer controle e regulamentação e a ausência de saneamento básico na região também é marcada pela falta de coleta e tratamento de esgoto. Os efluentes domésticos são descartados através de fossas e sumidouros, que são construídos no entorno das residências, muito próximos aos locais onde estão locados os poços de abastecimento doméstico.

Considerando as características geológicas da área, temos um aquífero costeiro composto predominantemente por areias quartzo-feldspáticas, depositados em um contexto de barreira marinha por um sistema de laguna-barreira. Logo, levando em conta os fatos supracitados, o risco de contaminação antrópica nas águas subterrâneas consumidas pela população é extremamente elevado.

Os estudos envolvendo a qualidade das águas subterrâneas bem como sobre a vulnerabilidade do aquífero na região de Águas Claras são escassos e estão disponíveis em escala regional, abrangendo apenas informações sobre o potencial hídrico das águas subterrâneas. Assim, se fazem necessários estudos hidrogeológicos e hidroquímicos na área que contribuam para a gestão dos recursos hídricos e o entendimento das características do aquífero que abastece o distrito de Águas Claras.

## 1. INTRODUÇÃO

Do ponto de vista da vida na Terra, temos a água como um dos bens mais fundamentais para a sua manutenção e apesar de dois terços da superfície do Planeta ser coberto por ela, calcula-se que apenas 3% dela é doce. Porém, está disponível para consumo 0,8%, sendo que não se tem conhecimento de quanto desta fração se enquadra nos padrões de potabilidade para consumo.

Atualmente a sociedade tem aumentado sua preocupação com as questões ambientais, bem como com os recursos naturais a exemplo da água, sendo colocados em foco sua disponibilidade e qualidade. Apesar de vivermos num país hidricamente rico, não são raros os episódios de escassez de água, seja pela ocorrência de períodos prolongados de seca ou pela má gestão e atividades poluidoras que acabam por afetá-la.

A atividade antrópica por mais inofensiva que pareça ser pode gerar impacto e contaminar os cursos d'água, sendo as águas superficiais as primeiras a serem atingidas e portanto mais suscetíveis aos impactos, quando comparadas com as que estão em maiores profundidades. Logo, a exploração das águas subterrâneas é uma opção bastante atraente para abastecimento público, pois apresentam boa qualidade (em geral) e baixo custo de captação, por estarem muito próximas às áreas de consumo.

A água subterrânea é utilizada frequentemente para abastecimento doméstico, irrigação, dessedentação de animais, recreação e fins industriais. É considerada um recurso natural indispensável para a humanidade e para o meio ambiente, pois mantém a umidade do solo, garante o fluxo de base dos cursos d'água, sendo responsável pela sua perenização em épocas de estiagem. No entanto o fato dela estar em condições de subsuperfície e protegida por uma cobertura de solo e rochas, não a exime de sofrer contaminação.

Em relação aos dados gerais do Brasil 34,8% das pessoas não tem acesso à rede coletora de esgoto (IBGE, 2008). Sendo assim, o destino final do esgoto doméstico e industrial em fossas e tanque sépticos, bem como a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e industriais, os postos de combustíveis, os cemitérios e a modernização da agricultura representam fontes de contaminação das águas subterrâneas por bactérias e vírus patogênicos, parasitas, substâncias orgânicas e inorgânicas.

A falta de saneamento básico, caracterizada pela ausência de sistema de tratamento de esgotos e abastecimento de água, obriga a população local a construir fossas negras e sépticas dentro de seus terrenos para a deposição de efluentes, e frequentemente perfuram poços do tipo cacimba e ponteira nas suas imediações. Essa prática pode contaminar as águas subterrâneas, especialmente os aquíferos rasos, possibilitando consequências drásticas na saúde coletiva. Sendo assim, a exploração inadequada de poços de abastecimento são vistos como os principais fatores de risco para a contaminação das águas subterrâneas na área de estudo.

Portanto, para que a exploração das águas subterrâneas seja realizada de forma segura e sustentável é preciso avançar no conhecimento das características do meio físico, nas potenciais fontes de contaminação e nas técnicas de proteção dos aquíferos, com o objetivo de aprimorar a gestão dos recursos hídricos subterrâneos e eliminar os riscos à saúde pública.

## 1.2. OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo geral a avaliação da influência da contaminação antrópica por fossas e sumidouros nas águas subterrâneas captadas por poços rasos na região do distrito de Águas Claras no município de Viamão, RS. Os objetivos específicos foram:

- a) Caracterizar geoquimicamente as águas subterrâneas através das análises físico-químicas, químicas e microbiológicas;
- b) Reconhecer as características geológicas e hidrológicas do aquífero estudado;
- c) Determinar a vulnerabilidade natural do aquífero à contaminação;
- d) Gerar dados e informações que sirvam de subsídio para a gestão das águas subterrâneas da região.

## 2. LOCALIZAÇÃO, CONTEXTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

### 2.1. Localização da Área de Estudo

O Município de Viamão pertence à área metropolitana de Porto Alegre. Localizado na porção leste do Estado do Rio Grande do Sul entre os paralelos 29°57'00" S e 30°26'30" S e meridianos 51°02'00" W e 50°47'00" W, é delimitado ao sul pela Lagoa dos Patos e a leste pela Lagoa do Casamento. A área urbana de Viamão compreende aproximadamente 280 km<sup>2</sup> e a área rural abrange 1.244 km<sup>2</sup>, num total de 1.494 km<sup>2</sup>. Águas Claras encontra-se na porção leste do município, tendo como principais vias de acesso para a área de estudo a RS-040 e a estrada vicinal Boa Vista (Fig. 1). O distrito possui cerca de 24.000 habitantes e é dividido em três loteamentos: Águas Claras, Morro Grande e Costa da Boa Vista.

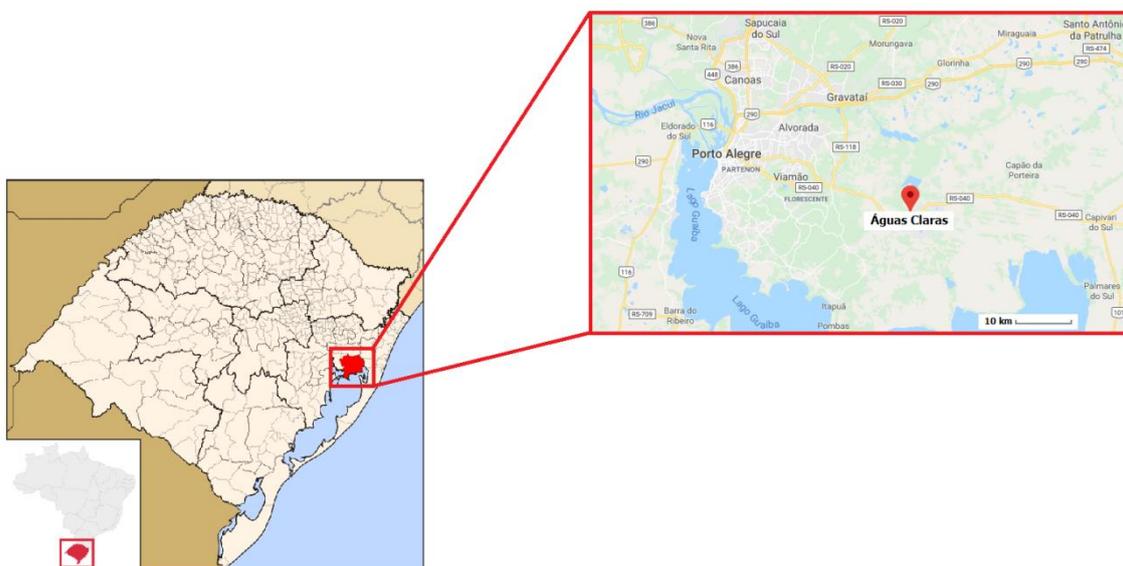


Figura 1 - Mapa de localização do município de Viamão com a área de estudo destacada em vermelho.

Utilizando os critérios estabelecidos pela classificação climática global de Köppen (1931), o município de Viamão se enquadra no clima subtropical temperado com verão quente (Cfa). A temperatura média de Viamão é de 18,9°C, registrando as temperaturas mais altas no mês de Janeiro com média de 24,3°C e máximas em torno de 29,2°C. Já as mais baixas são registradas em Julho, com média de 14,1°C e mínimas em torno 9,6°C. Vale ressaltar ainda que nos meses mais frios são registrados os maiores picos de umidade relativa do ar, que chegam a atingir 76%.

Apesar de apresentar uma pluviosidade significativa ao longo de todo o ano, o período que compreende as maiores taxas está entre os meses de junho e

setembro. A precipitação média anual é cerca de 1450 mm, com valores mensais mínimos de 98 mm e máximos de 143 mm. O balanço hídrico da região demonstra que a recarga dos aquíferos ocorre entre os meses de junho e setembro, gerando anualmente uma infiltração de água meteórica de 150 mm.

## 2.2. Contexto Geológico Regional

A área de estudo está inserida dentro da parte proximal e superior da Bacia de Pelotas, em um contexto de bacia marginal subsidente, originada pelo rifteamento do Gondwana e abertura do Atlântico Sul, sendo preenchida por seqüências clásticas continentais e transicionais (Asmus & Porto, 1972; Villwock & Tomazzeli, 1995) (Fig. 2).

Ao longo de sua evolução a bacia acabou por acumular mais de 10 km de sedimentos essencialmente terrígenos, se estendendo desde Santa Catarina (a partir do Alto de Florianópolis) até o norte do Uruguai (Alto de Polônio) e comportando uma associação petrotectônica de transição entre as bacias mais ao sul (Salado, Colorado) e as mais ao norte (desde a Bacia de Santos até a Bacia de Pernambuco-Paraíba) (Fig. 2).

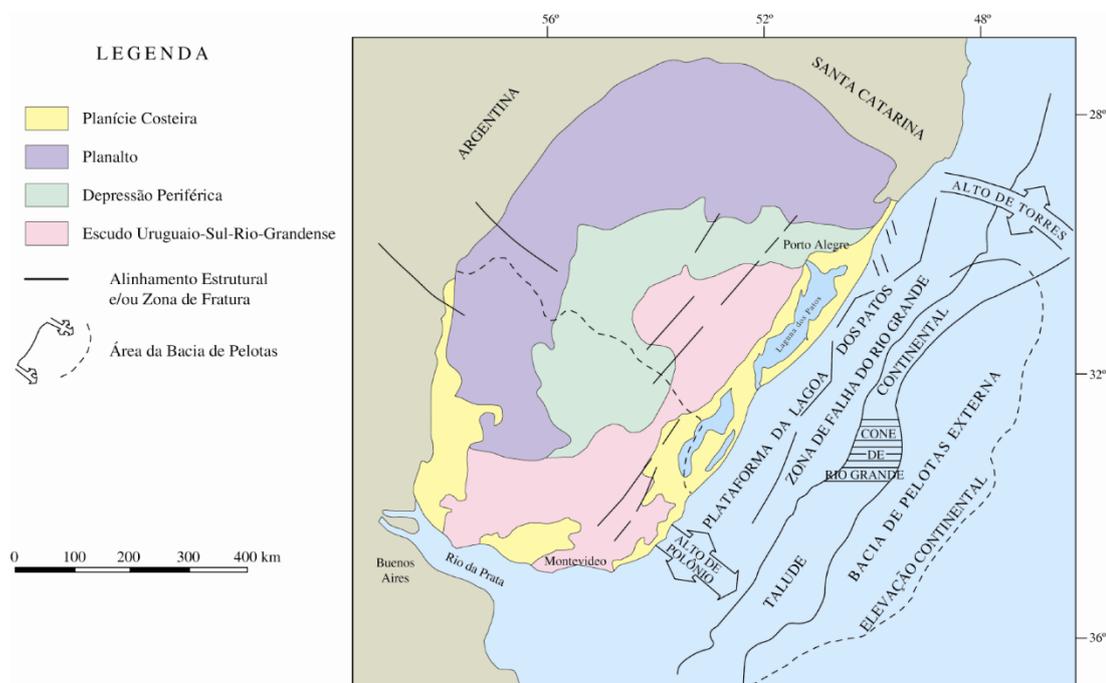


Figura 2 - Principais estruturas e fisiografia da Bacia de Pelotas incluindo área continental adjacente. Modificado de Urien & Martins, 1978.

A porção emersa da Bacia de Pelotas corresponde a uma feição fisiográfica conhecida como Planície Costeira do Rio Grande do Sul, onde estão expostos os sedimentos depositados desde o Paleógeno sob a influência de oscilações glacio-eustáticas acarretadas por acentuadas variações climáticas (Barboza *et al.*, 2008).

Em termos de dimensões, a linha de costa da planície costeira se estende por 620 km, com direção NE-SW e área de aproximadamente 33.000 km<sup>2</sup>, englobando diversos corpos d'água como, por exemplo, a Laguna dos Patos, a Lagoa Mirim e a Lagoa Mangueira.

A planície costeira está compartimentada em quatro sistemas deposicionais laguna-barreira e um sistema deposicional de leques aluviais em decorrência das variações do nível relativo do mar, sendo os três primeiros sistemas laguna-barreira de idade pleistocênica e o último de idade holocênica, que foi formado há aproximadamente 7ka e ainda está ativo (Fig. 3). A planície evoluiu no sentido leste, sendo que cada um dos sistemas registra o pico de uma transgressão marinha, seguido de um evento regressivo (Villwock *et al.*, 1986) (Fig. 4).

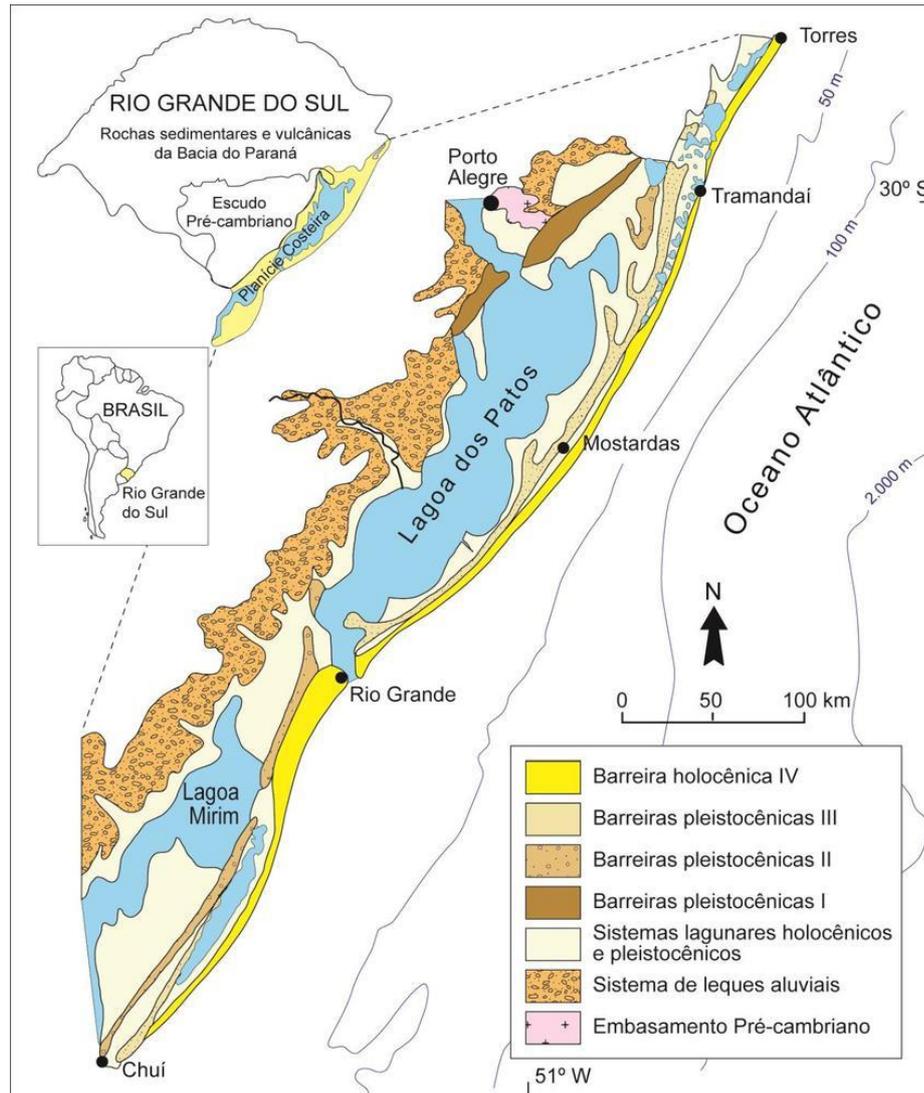


Figura 3 - Mapa de localização e sistemas deposicionais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Modificado de Tomazelli & Villwock (2000).

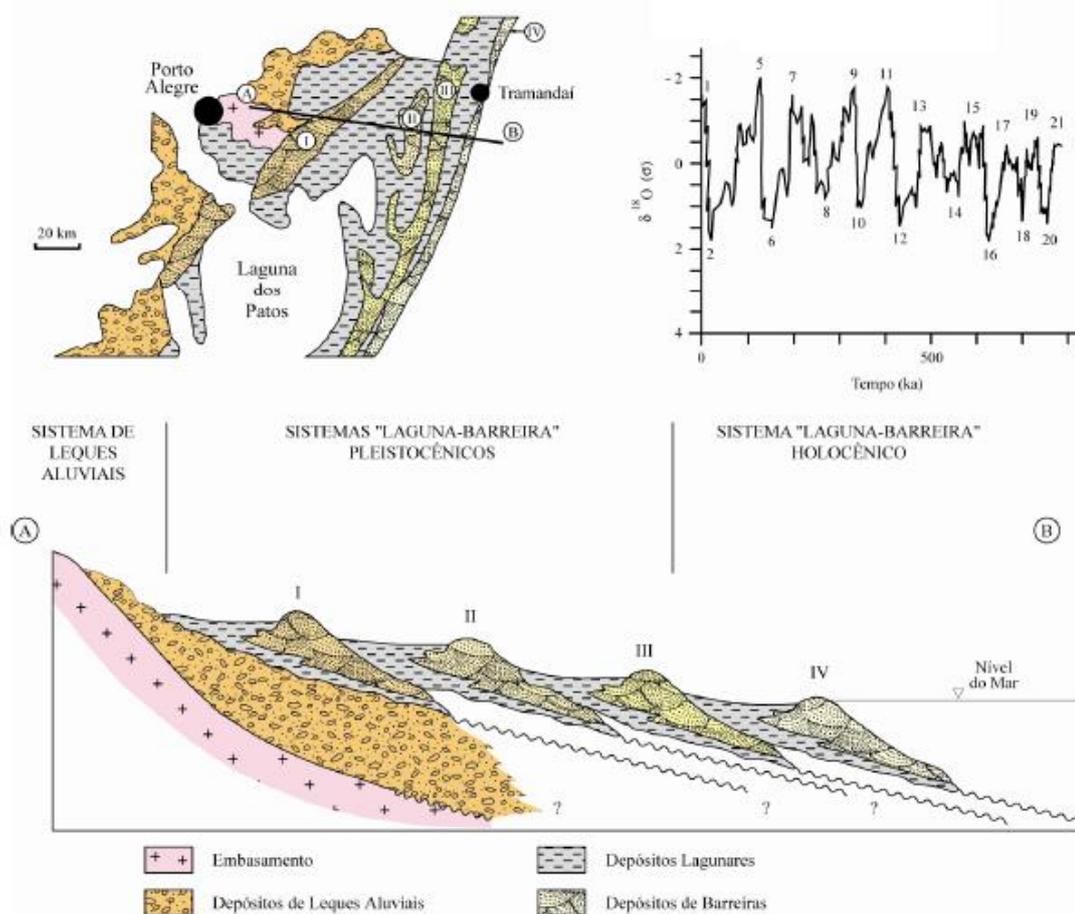


Figura 4 - Perfil esquemático transversal aos sistemas deposicionais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul na latitude de Porto Alegre. As barreiras são correlacionadas aos últimos picos da curva isotópica de oxigênio. Modificado de Tomazelli & Villwock (2000).

O sistema de leques aluviais é formado pelos processos de transporte associados aos ambientes de encostas das áreas altas do embasamento, à montante da planície costeira. Já os sistemas de laguna-barreira foram formados pelo retrabalhamento da porção distal dos depósitos aluviais, por processos marinhos e lagunares (Villwock & Tomazelli, 1995).

Dentro de cada sistema laguna-barreira são descritos três subsistemas interligados:

1. Subsistema Lagunar: se desenvolve no espaço retrobarreira e engloba lagunas, lagos costeiros, pântanos e canais interlagunares;
2. Subsistema Barreira: engloba as praias arenosas e o campo de dunas eólicas;
3. Subsistema de Ligação: engloba a zona que liga o subsistema lagunar ao mar aberto.

O sistema *laguna-barreira I* possui uma idade absoluta de aproximadamente 400 ka de acordo com a curva isotópica do oxigênio e ocupa uma faixa com orientação NE-SW com cerca de 250 km de extensão e uma largura média entre 5 e 10 km. Seu desenvolvimento se deu principalmente a partir da acumulação de sedimentos eólicos que se ancoraram preferencialmente sobre altos do embasamento. Em sua extremidade NE estes altos são representados pelas rochas sedimentares e vulcânicas da Bacia do Paraná e, na parte central e SW, pré-cambrianas do Batólito de Pelotas. Remanescentes de sedimentos correlativos à barreira I ocorrem também a oeste da Lagoa Mirim.

As fácies sedimentares são predominantemente caracterizadas por areias quartzo-feldspáticas avermelhadas, de granulação fina a média, muito bem arredondadas, semi-consolidadas, podendo apresentar elevado conteúdo de matriz siltico-argilosa de origem diagenética. Crostas e nódulos ferruginosos se encontram disseminados nos sedimentos. Os intensos processos intempéricos acabaram por promover a destruição quase que total das estruturas sedimentares primárias e em consequência disso, a maioria dos afloramentos se apresentam maciços, sendo raros os locais em que as estruturas eólicas ainda podem ser observadas.

O sistema *laguna-barreira II* corresponde a um segundo evento transgressivo-regressivo com idade absoluta de aproximadamente 325 ka. Os depósitos praias e eólicos ficaram preservados como um grande pontal arenoso desenvolvido a leste da Lagoa dos Barros e ao sul, como um antigo sistema de ilhas-barreira, responsável pelo primeiro isolamento da Lagoa Mirim.

As fácies sedimentares correspondem a areias quartzo-feldspáticas, castanho-amareladas, bem arredondadas e envoltas por uma matriz argilosa. Os depósitos lagunares, instalados na região de retrobarreira são representados por areias finas, siltico-argilosas, mal selecionadas, esbranquiçadas e com laminação plano-paralela.

O sistema *laguna-barreira III* corresponde ao terceiro evento transgressivo-regressivo com idade absoluta de aproximadamente 120 ka. De acordo com Tomazelli e Dillenburg (2007), a barreira III corresponde a uma sequência costeira tipicamente regressiva (progradante) que foi dividida, com base em dados sedimentológicos e paleontológicos, em fácies distintas correlacionadas aos sistemas eólico, praias (*backshore* e *foreshore*) e marinho raso.

Os sedimentos da porção basal são compostos por fácies arenosas, fina a muito fina com baixo teor de silte e argila, com estruturas cruzadas *hummocky*, e com presença de grãos de glauconita. Os depósitos praias são compostos por areias quartzosas esbranquiçadas, finas e bem selecionadas, com estratificação bem desenvolvida que incluem a laminação plano-paralela com truncamentos de baixo ângulo e cruzadas planares e acanaladas. Também é notável a ocorrência de uma grande quantidade de icnofósseis representados por tubos de *Ophiomorfa* além de moldes de conchas de moluscos. A porção superior da sucessão de fácies, é representada por uma cobertura de areias eólicas finas de coloração marrom-avermelhada, de aspecto predominantemente maciço com alguns horizontes de paleossolos. Algumas vezes apresentam-se bioturbados por vestígios de raízes e de tocas de insetos.

Os depósitos que correspondem ao Sistema Lagunar III, são compostos por areias finas, siltico-argilosas, mal selecionadas, de coloração creme e com laminação plano-paralela e apresentam comumente concreções carbonáticas e ferruginosas.

O sistema *laguna-barreira IV* teve sua formação iniciada há cerca de 7 ka e continua ativo, corresponde à linha de costa atual e registra os estágios finais da última transgressão marinha pós-glacial. Se estende ao longo dos 620 km da costa do Rio Grande do Sul de maneira heterogênea, apresentando intercalações de segmentos de barreira transgressivos e regressivos. Tal variação está associada com o balanço sedimentar, controlado pela topografia antecedente, pelos tipos de sedimentos disponíveis, por fatores climáticos e oceanográficos (Dillenburg *et al.*, 2009).

Dentro dos depósitos de barreira são identificados leques de sobrelevagem e/ou deltas de maré enchente, constituídos basicamente por areias quartzosas finas, de coloração variável entre bege, acinzentado e esverdeado, moderadamente selecionados e podendo apresentar finas lâminas ricas em minerais pesados. Os depósitos praias são constituídos essencialmente por areias quartzosas finas a muito finas de coloração cinza e bege esverdeada, moderadamente selecionadas. Os eólicos caracterizam-se por areias finas, bem selecionadas, de coloração bege a amarelada, com níveis milimétricos esparsos de coloração cinza, produzidos por concentrações de minerais pesados.

O sistema lagunar é constituído por um conjunto de ambientes e subambientes deposicionais que incluem corpos aquosos costeiros, sistemas aluviais, deltaicos e paludais (Tomazelli & Villwock, 1995). Os depósitos de margem são constituídos por areias quartzosas finas, de coloração cinza a verde claro, moderadamente a mal selecionadas, enquanto que os depósitos de fundo são formados pela ocorrência de lamas ricas em matéria orgânica, de coloração variando de cinza a preta, com biodetritos, podendo conter esparsas intercalações de finos intervalos arenosos.

### 2.3. Contexto Hidrogeológico

Como a área de estudo está inserida dentro da planície costeira a hidrogeologia da área acaba por envolver os aquíferos sedimentares costeiros do Rio Grande do Sul, mais especificamente o Sistema Aquífero Quaternário Barreira Marinha (bm) e o Sistema Aquífero Quaternário Costeiro II (qc2) (Fig. 5).

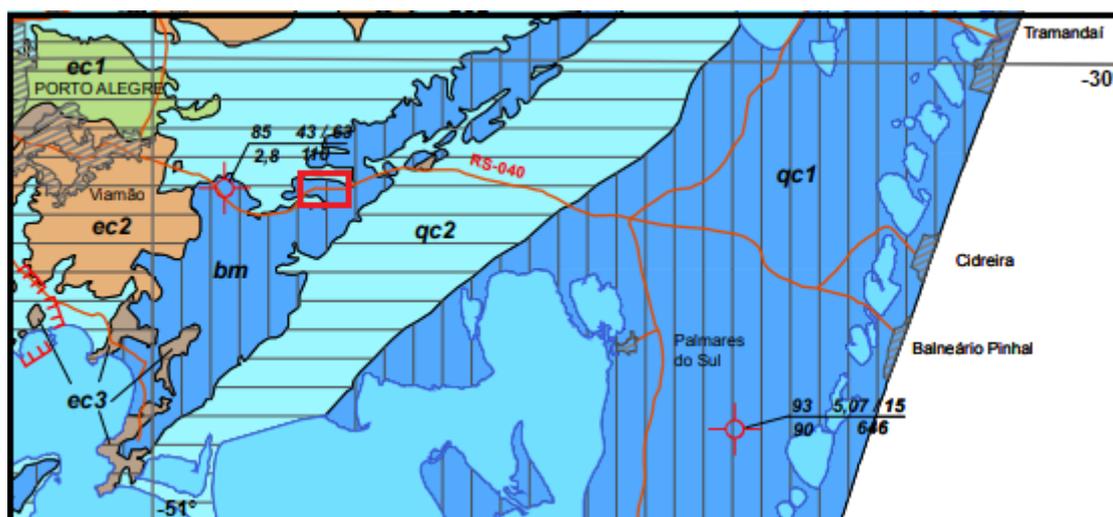


Figura 5 – Mapa hidrogeológico da porção costeira destacando a área de estudo (retângulo vermelho). Modificado de CPRM (2005).

O Sistema Aquífero Quaternário Barreira Marinha (bm) também conhecido como Aquífero Coxilha das Lombas, localiza-se em uma estreita faixa de direção nordeste, composto por areias inconsolidadas, de granulometria fina a média, vermelho-claro a esbranquiçadas, com pouca matriz argilosa. As capacidades específicas são altas, ultrapassando 4 m<sup>3</sup>/h/m e o seu teor salino é muito baixo, em média menor do que 50 mg/L (Machado & Freitas, 2005). Hausman (1995) classifica essas águas subterrâneas, conforme o diagrama de Piper, como cloretadas a

bicarbonatadas mistas, com valores de pH entre 4,5 - 6,5 e assim, acabam por obedecer os padrões de potabilidade para consumo.

O Sistema Aquífero Quaternário Costeiro II (qc2) compreende os aquíferos relacionados com os sedimentos da planície costeira, desenvolvendo-se desde Santa Vitória do Palmar até Torres, predominantemente na região lagunar interna e junto aos contrafortes da Serra Geral. Compõe-se de uma sucessão de areias finas inconsolidadas, esbranquiçadas e argila cinza. No topo, os primeiros metros são pelíticos, bastante cimentados. As capacidades específicas variam de baixas a médias, entre 0,5 e 1,5 m<sup>3</sup>/h/m. Os sólidos totais dissolvidos variam entre 600 e 2000 mg/L (CPRM, 2005).

#### 2.4. Hidroquímica dos Aquíferos Costeiros

Utilizando o diagrama de Piper (1994) que classifica e compara os diferentes grupos de águas subterrâneas a partir das proporções entre os principais cátions (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup>) e ânions (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>-</sup>) em dois diagramas triangulares respectivos, se classificou as águas subterrâneas dos aquíferos costeiros em 4 classes distintas (Fig, 6).

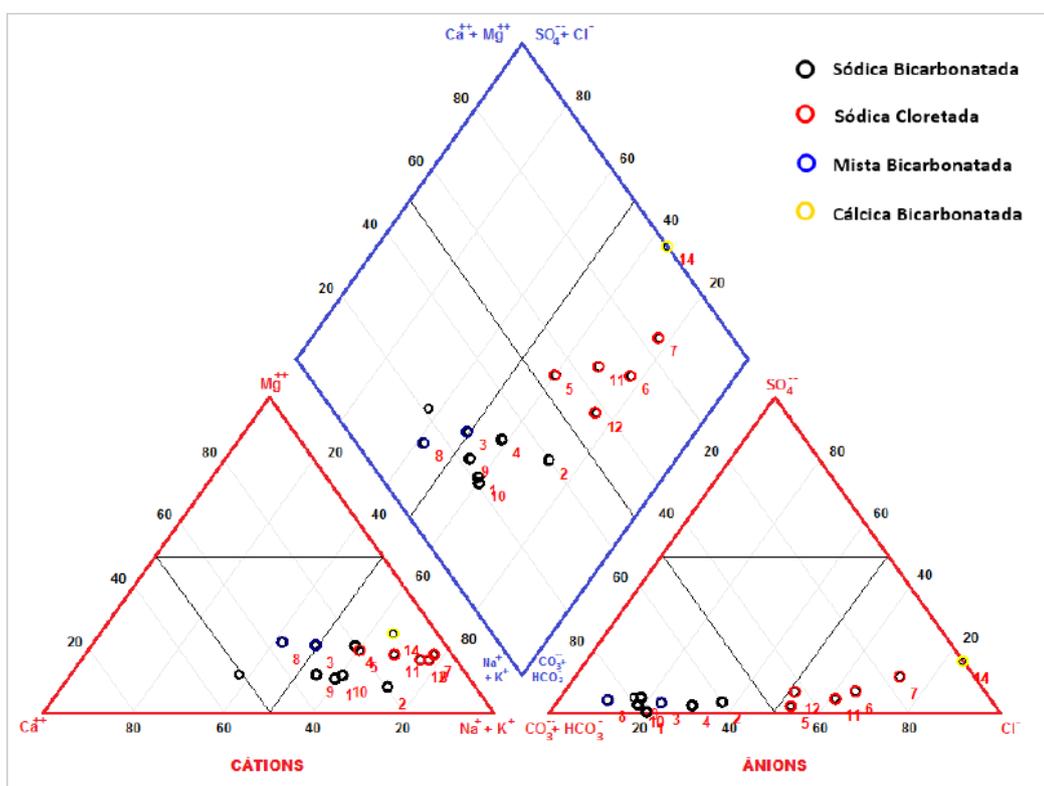


Figura 6 – Diagrama de Piper para classificação das águas subterrâneas dos aquíferos costeiros do RS. Modificado de Souza (2015).

O estudo da composição química das águas subterrâneas da planície costeira atribui as características pedológicas, como a composição quartzo-arenosa e a carência em cátions alcalinos-terrosos ( $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ) dos solos, além das condições climáticas da região como favoráveis na formação de águas subterrâneas doces, onde o sódio e cloreto predominam como íons principais (Mirlean *et al.*, 2005). Segundo Evangelista (1989), considerando os principais cátions em águas subterrâneas, o íon sódio é dominante em aquíferos costeiros com influência de salinização e que está intimamente relacionado com processos de trocas iônicas, principalmente com o  $\text{Ca}^{2+}$ .

O trabalho realizado pela CPRM (2005) dividiu os aquíferos costeiros através de características hidroquímicas em: a) Sistema Aquífero Quaternário Costeiro I, onde os ânions variam entre bicarbonatos e cloretos sendo o cátion predominante o sódio. No entanto, as águas foram categorizadas como bicarbonatadas a cloretadas sódicas, além de eventualmente serem encontradas águas cloretadas com maior teor salino; b) Sistema Aquífero Quaternário Costeiro II, com as mesmas características do primeiro, variando apenas na quantidade maior de sólidos totais dissolvidos e, altos teores de ferro na porção norte. Vale ressaltar ainda, a evidente influência da água marinha nos aquíferos costeiros da pelos altos teores de  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  principalmente nos poços mais próximos ao oceano.

### 3. CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1. Vulnerabilidade de Aquíferos

A premissa para a preservação dos recursos hídricos subterrâneos está ligada ao estabelecimento de áreas ou atividades com maior risco de degradação dos aquíferos, priorizando a aplicação de medidas de prevenção e proteção, em locais de maior interesse socioeconômico e ambiental. Logo, os sistemas naturais e sociais podem ser afetados por um conjunto de fatores condicionantes, designando-se por vulnerabilidade a medida do grau em que os sistemas são afetados (Foster & Hirata, 1993).

De um modo geral, a vulnerabilidade de um sistema aquífero se refere à sua capacidade ser afetado pela contaminação antrópica, podendo ser representada na forma de mapas, permitindo aos órgãos gestores, uma melhor avaliação das

propostas de desenvolvimento aliada ao controle da poluição e monitoramento da qualidade da água subterrânea.

No caso de áreas costeiras que são notadamente ambientes frágeis, onde os recursos hídricos subterrâneos podem ser facilmente contaminados, inclusive pela salinidade marinha gerando um problema ambiental que pode vir a ser irreversível.

As águas subterrâneas dos aquíferos costeiros são geralmente afetadas por complexos processos geoquímicos e múltiplas fontes de contaminação. O aumento populacional, as intensas atividades de irrigação, as drenagens industriais e os sistemas de esgoto domésticos causam danos severos à qualidade da água subterrânea nas áreas costeiras (Rajmohan *et al.*, 2009).

Os contaminantes superficiais de origem antrópica desempenham um papel importante na contaminação dos aquíferos costeiros, que podem ser comumente contaminados também por processos naturais, onde há intrusão de água marinha nos aquíferos em regiões próximas ao oceano (Karanth, 1987).

Para mensurar a vulnerabilidade de um aquífero devem ser levadas em conta as suas características físicas, químicas e hidrogeológicas, que refletem sua susceptibilidade à ação de fatores naturais e antrópicos. A concepção da vulnerabilidade baseia-se no fato de que as propriedades dos aquíferos oferecem um determinado grau de proteção natural às águas subterrâneas contra agentes externos, especialmente no que diz respeito à contaminantes de diversas origens. Neste sentido, o risco de contaminação se define como a probabilidade de que a água subterrânea na parte superior do aquífero seja contaminada em um nível crítico por atividades que se desenvolvem na superfície do terreno (Adams & Foster, 1992; Hirata & Fernandes, 2008)

Dentre as metodologias mais utilizadas nas pesquisas que envolvem a avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação podem ser citadas Método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) e o Método GOD (Foster & Hirata, 1988). Os estudos que envolvem esta temática servem para identificar quais dos aquíferos, ou parte deles, são mais vulneráveis (frágeis à contaminação), bem como quais as atividades são responsáveis pelos maiores riscos de contaminação na área estudada.

O Método DRASTIC é um dos mais utilizados atualmente, e serve para avaliar o risco de poluição das águas subterrâneas usando variáveis

hidrogeológicas, descritas por um acrônimo cujo significado consta na quadro abaixo.

Quadro 1 – Variáveis hidrogeológicas utilizadas no Método DRASTIC.

Variáveis hidrogeológicas	Descrição
D ( <i>Depth</i> )	Profundidade do nível freático sob a superfície do terreno (numérico). Influi no tempo de trânsito.
R ( <i>Recharge</i> )	Recarga que recebe o aquífero (numérico). Influi no tempo de trânsito.
A ( <i>Aquifer</i> )	Litotipo e estrutura do meio aquífero (por categoria). Influi na renovação da água no aquífero.
S ( <i>Soil</i> )	Tipo de solo (por categoria). Influi no transporte de massa de contaminantes não conservativos.
T ( <i>Topography</i> )	Inclinação do terreno (numérico p/categoria). Influi na evacuação da água com contaminante por escoamento superficial e subsuperficial.
I ( <i>Impact</i> )	Natureza da zona não saturada (por categorias). Influi no transporte de contaminantes relativos.
C ( <i>Conductivity</i> )	Condutividade hidráulica (permeabilidade). Influi na renovação da água no aquífero.

A metodologia atribui números r de 1 a 10 para cada fator, dependendo da faixa de valores. Estes são multiplicados por pesos w que variam de 1 a 5, sendo que o fator mais significativo recebe o peso 5 e o menos significativo 1. Assim, o índice DRASTIC é calculado pela seguinte fórmula:

$$\text{Índice DRASTIC} = DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + Irlw + CrCw$$

O menor valor possível é 23, no caso em que os números atribuídos às faixas de valores são todos 1, e o maior valor é 230. Logo, quanto maior o índice DRASTIC, maior a vulnerabilidade do aquífero à contaminação. No entanto, um valor baixo do índice não significa que não possa ocorrer contaminação, apenas que a mesma será menos provável e menor que em outras áreas.

O Método GOD também visa avaliar o risco das águas subterrâneas à contaminação, porém é largamente empregado quando há escassez de dados ou pouca malha de cobertura dos mesmos. Neste método consideram-se três parâmetros, dispostos conforme o Quadro 2.

Quadro 2 – Variáveis hidrogeológicas utilizadas no Método GOD.

Parâmetro	Descrição
G ( <i>Groundwater</i> )	Forma que se apresenta a água subterrânea (surgente, confinado, semiconfinado, não confinado, ausência de aquífero)
O ( <i>Overal</i> )	Caracterização global do aquífero quanto ao grau de consolidação e natureza litológica.
D ( <i>Depth</i> )	Profundidade até o nível freático.

Neste método se aplicam constantes entre 0 e 1 para cada fator (G, O, D) e as constantes são multiplicados entre si para produzir a classificação final, que é então transformada em vulnerabilidade de aquíferos podendo variar entre desprezível e extrema.

### 3.2. Fossas Sépticas e a Contaminação do Lençol Freático

As fossas sépticas (Fig. 6) são unidades de tratamento primário de esgoto doméstico nas quais são feitas a separação e a transformação físico-química da matéria sólida contida no esgoto. É uma maneira simples e barata de disposição dos esgotos indicada, sobretudo, para a zona rural ou residências isoladas. Todavia, o tratamento não é completo como numa estação de tratamento de esgotos.

As fossas sépticas são uma estrutura complementar e necessária às moradias, sendo fundamentais no combate a doenças, verminoses e endemias, pois diminuem o lançamentos dos dejetos humanos diretamente em rios, lagos, nascentes ou mesmo na superfície do solo. O seu uso é essencial para a melhoria das condições de higiene das populações rurais e de localidades não servidas por redes de coleta pública de esgotos.

O esgoto *in natura* deve ser lançado em um tanque ou em uma fossa para que com o menor fluxo da água, a parte sólida possa se depositar, liberando a parte líquida. Uma vez feito isso bactérias anaeróbias agem sobre a parte sólida do esgoto decompondo-o. Esta decomposição é importante pois torna o esgoto residual com menor quantidade de matéria orgânica pois a fossa remove cerca de 40 % da demanda biológica de oxigênio. Assim, o esgoto pode ser lançado com menor prejuízo de volta à natureza. Numa fossa séptica não ocorre a decomposição aeróbia e somente ocorre a decomposição anaeróbia devido à ausência quase total de oxigênio. Devido a possibilidade da presença de organismos patogênicos, a parte

sólida deve ser retirada, através de um caminhão limpa-fossas e transportada para um aterro sanitário nas zonas urbanas e enterrada na zonas rurais.

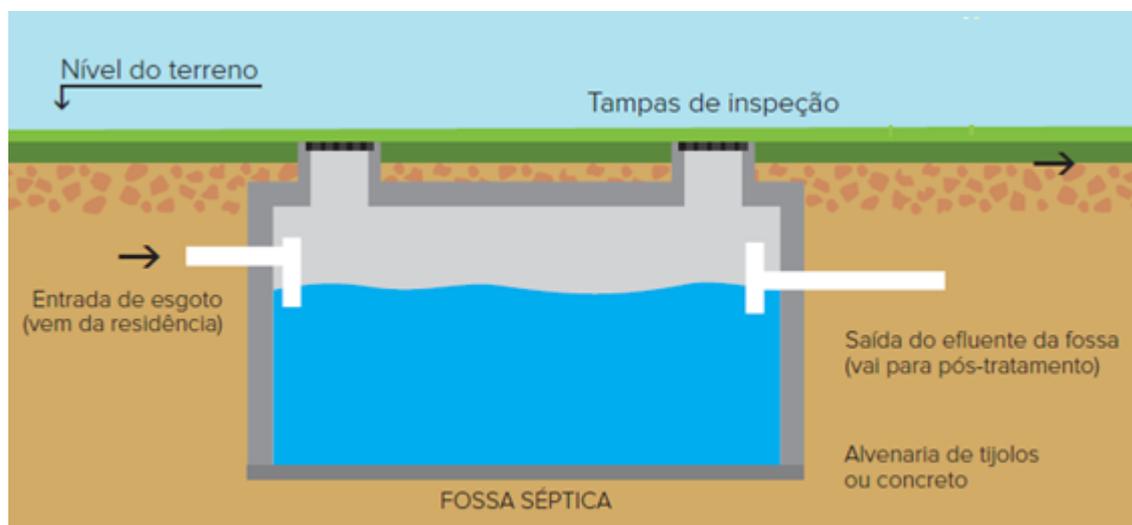


Figura 6 – Aspectos gerais e disposição espacial de uma fossa séptica.

O tratamento das águas residuárias nas fossas sépticas se dá pela digestão anaeróbia que é um processo biológico de decomposição de material orgânico que, em princípio, não apresenta grande eficiência na correção das características indesejáveis dos esgotos como a presença de nutrientes.

A digestão anaeróbia de compostos orgânicos complexos é normalmente considerada um processo de dois estágios. No primeiro estágio, um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias, denominadas formadoras de ácidos ou fermentativas, convertem os orgânicos complexos em outros compostos. Compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídios são hidrolisados, fermentados e biologicamente convertidos em materiais orgânicos mais simples, principalmente ácidos voláteis. No segundo estágio ocorre a conversão dos ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos, o metano e o gás carbônico. Esta conversão é efetuada por um grupo especial de bactérias, denominadas formadoras de metano, as quais são estritamente anaeróbias. Resumidamente a digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microrganismo trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em: metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

As fossas sépticas devem ficar num nível mais baixo do terreno e longe de poços, cisternas ou de qualquer outra fonte de captação de água (no mínimo trinta metros de distância), para evitar contaminações, no caso de eventual vazamento. Contudo, as fossas sépticas não são suficientes para a destinação adequada do esgoto. O efluente da fossa ainda contém poluentes que precisam ser removidos. Por este motivo, após a fossa séptica, é recomendado a instalação de sumidouro, vala de infiltração, vala de filtração ou filtro anaeróbico. A escolha mais adequada depende das características locais, como tipo de solo, nível do lençol freático, área disponível para implantação da unidade, e localização da fonte de água para consumo.

O sumidouro (Fig. 7) é um poço sem laje de fundo que permite a infiltração (penetração) do efluente da fossa séptica no solo. O diâmetro e a profundidade dos sumidouros dependem da quantidade de efluentes e do tipo de solo. Mas, não deve ter menos de 1m de diâmetro e mais de 3 m de profundidade, para simplificar a construção. Os sumidouros podem ser feitos com tijolo maciço ou blocos de concreto ou ainda com anéis pré-moldados de concreto. A construção de um sumidouro começa pela escavação do buraco, a cerca de 3 m da fossa séptica e num nível um pouco mais baixo, para facilitar o escoamento dos efluentes por gravidade. A profundidade do buraco deve ser 70 cm maior que a altura final do sumidouro. Isso permite a colocação de uma camada de pedra, no fundo do sumidouro, para infiltração mais rápida no solo, e de uma camada de terra, de 20 cm, sobre a tampa do sumidouro. A laje ou tampa do sumidouro pode ser feita com uma ou mais placas pré-moldadas de concreto, ou executada no próprio local, tendo o cuidado de armar em forma de tela.

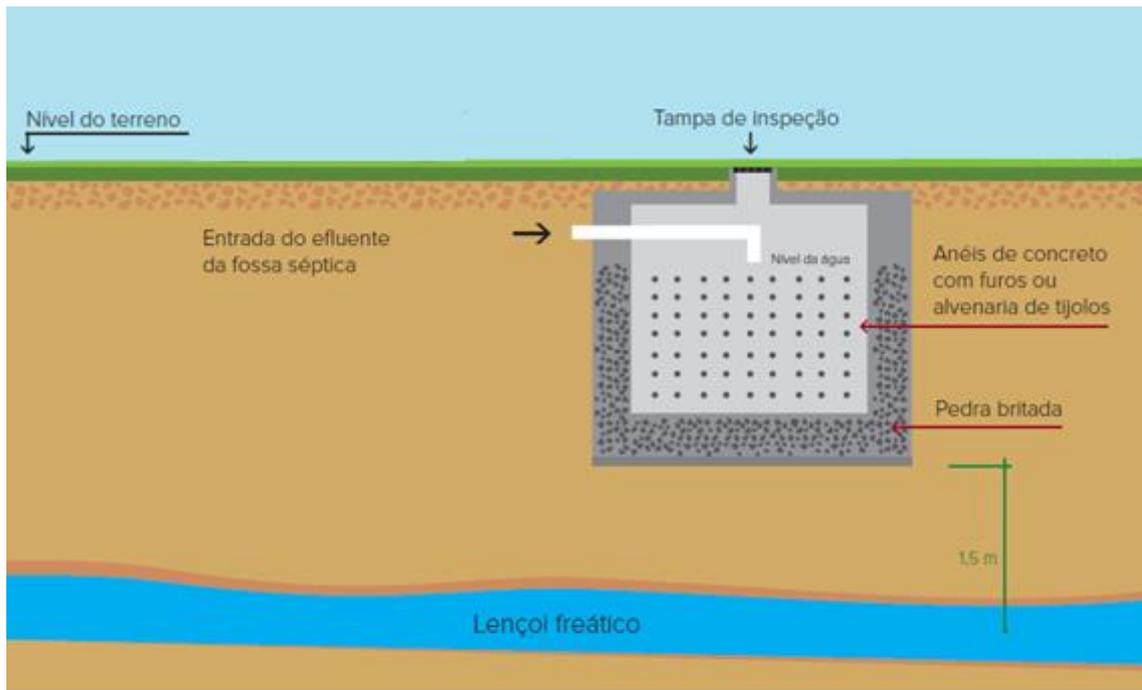


Figura 7 - Aspectos gerais e disposição espacial de um sumidouro.

A vala de infiltração simples (Fig. 8) é recomendada para locais onde o lençol freático é muito próximo à superfície. Esse sistema consiste na escavação de uma ou mais valas, nas quais são colocados tubos de dreno com brita, ou bambu, preparado para trabalhar com dreno retirando o miolo, que permite, ao longo do seu comprimento, escoar para dentro do solo os efluentes provenientes da fossa séptica.

O comprimento total das valas depende do tipo de solo e quantidade de efluentes a ser tratado. Em terrenos arenosos 8 m de valas por pessoa são suficientes. Em terrenos argilosos são necessários 12 m de valas por pessoa. Entretanto, para um bom funcionamento do sistema, cada linha de tubos não deve ter mais de 30 m de comprimento. Portanto, dependendo do número de pessoas e do tipo de terreno, pode ser necessária mais de uma linha de tubos/valas.

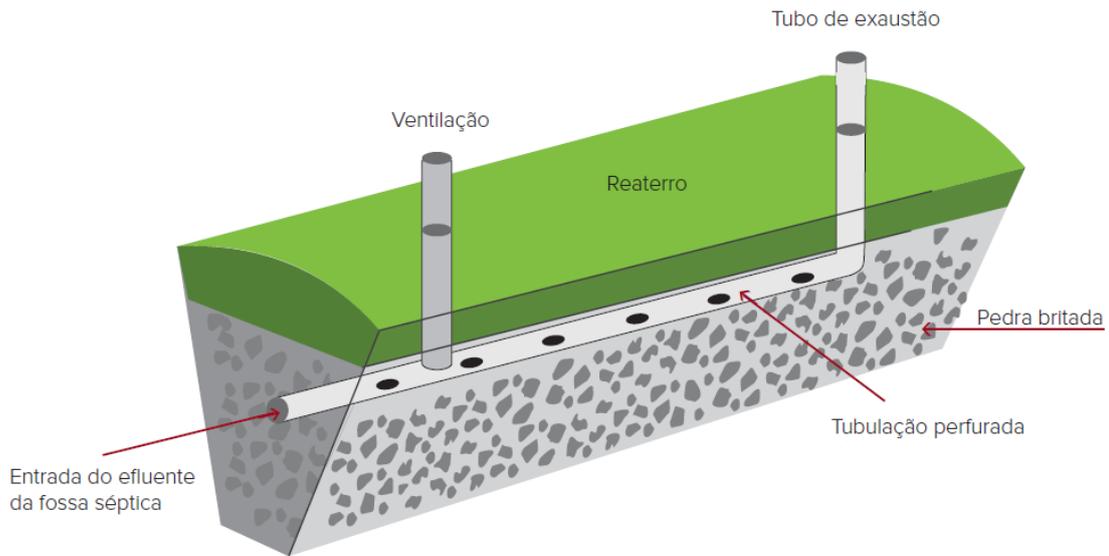


Figura 8 - Aspectos gerais e disposição espacial de uma vala de infiltração simples.

A vala de filtração composta (Fig. 9) é uma vala escavada no terreno, que ocupa uma área grande e é pouco profunda. O esgoto passa por uma tubulação perfurada, infiltra numa camada de areia e depois é coletado por uma outra tubulação, abaixo dessa camada. Esse tipo de vala deve ser utilizada em terrenos poucos permeáveis como, por exemplo, terrenos argilosos. O efluente deve ser encaminhado para um corpo d'água, que pode ser o córrego mais próximo, ou a galeria de água pluvial.

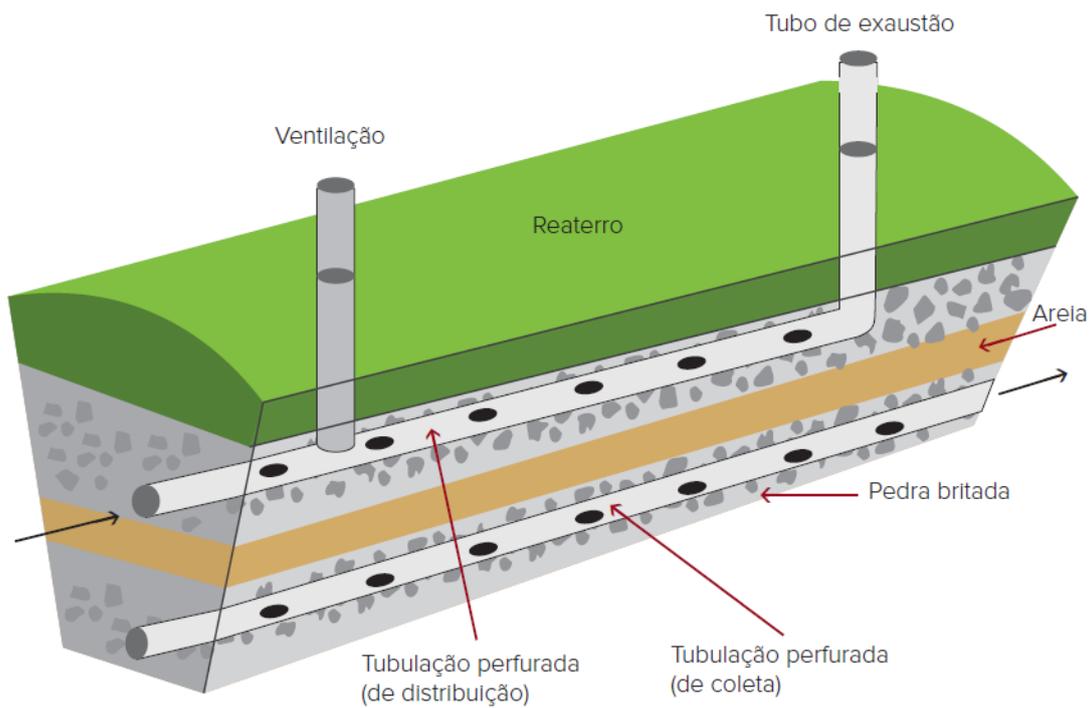


Figura 9 - Aspectos gerais e disposição espacial de um vala de infiltração composta.

O filtro anaeróbico (Fig. 10) é um tanque totalmente fechado, com pedra britada em seu interior. O efluente é filtrado pela pedra britada e deve ser despejado no córrego mais próximo ou na galeria de águas pluviais.

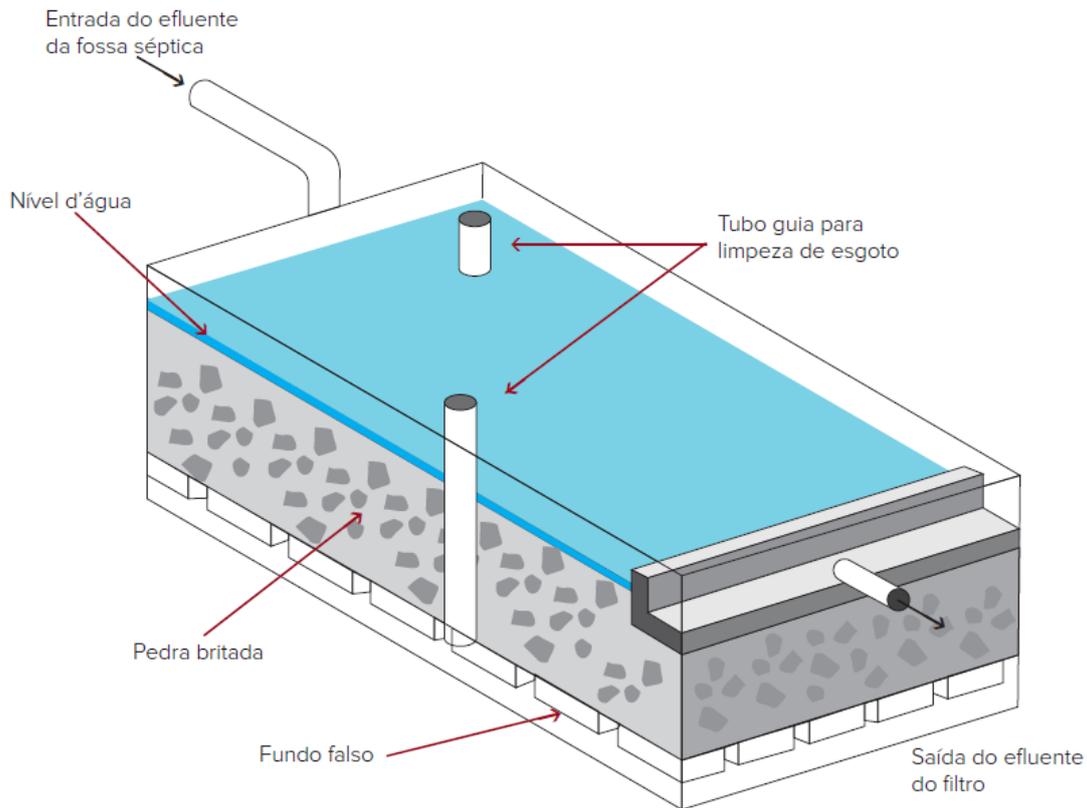


Figura 10 - Aspectos gerais e disposição espacial de um filtro anaeróbico.

### 3.3. Parâmetros Físico-Químicos, Químicos e Bacteriológicos

Os parâmetros utilizados para a realização do trabalho de pesquisa foram: pH, nitrogênio amoniacal, cloretos, nitrato, ortofosfato, coliformes (*Escherichia coli*), sódio, condutividade elétrica (CE) e temperatura.

#### 3.3.1. pH

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

O pH afeta o processo da tratamento da água com cloro e está relacionado a fenômenos de incrustação e corrosão em instalações hidráulicas e sistemas de

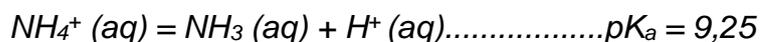
distribuição, adicionando constituintes para a água, tais como: ferro, cobre, chumbo, zinco e cádmio. É importante no controle da corrosão e de incrustações, visto que a solubilidade de muitos materiais presentes na água varia com o pH do meio. Nas condições padrão (25°C e 1 atm), o pH igual a 7 corresponde à neutralidade, valores inferiores a 7 correspondem à faixa ácida, e valores superiores a 7, à faixa básica (alcalina).

A Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011) recomenda que no sistema de distribuição o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5.

### 3.3.2. Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio está presente em águas residuárias sob quatro formas, que são o nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato. Em águas residuárias domésticas, o nitrogênio está presente principalmente como nitrogênio amoniacal (em torno de 60%) e nitrogênio orgânico (em torno de 40%). Nitrito e nitrato ocorrem em pequenas quantidades, que representam menos de 1% do nitrogênio total, uma vez o esgoto doméstico não apresenta quantidade de oxigênio dissolvido suficiente à ação das bactérias nitrificantes.

Em sua forma reduzida o nitrogênio amoniacal tem um comportamento tóxico em soluções aquosas. A amônia pode se apresentar sob as formas ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) ou não ionizada ( $\text{NH}_3$ ). Essas espécies de amônia são intercambiáveis e a soma de suas concentrações constitui a amônia total ou nitrogênio amoniacal total. A amônia existe na água como amônia livre  $\text{NH}_3$  e amônia ionizada  $\text{NH}_4^+$ , dependendo do pH, de acordo com a equação de Butler (1998):



O nitrogênio amoniacal em sua forma gasosa tem sido largamente citado como produto tóxico às algas, ao zooplâncton e aos peixes. A amônia gasosa presente no meio aquoso atua como inibidora da fotossíntese das algas, visto que a mesma possui a capacidade de atravessar membranas biológicas e alterar o sistema fotossintético (Naval & Couto, 2005).

A forma mais tóxica da amônia só é estável em águas alcalinas pela presença da amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), e em águas ácidas seu efeito é bastante reduzido pela presença da amônia ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) (Alves, 2006). A amônia livre, em comparação à amônia ionizada, é muito mais tóxica. Este fato está relacionado à sua

permeabilidade através da membrana celular dos peixes e pequenos vertebrados presentes nos cursos hídricos, e de sua solubilidade em lipídios, que nestes ocasionam efeitos letais em rios. A amônia pode ser acumulada nos tecidos dos peixes, podendo causar efeitos secundários como alteração do metabolismo. Seu efeito pode estar relacionado com a perda de equilíbrio, hiper-excitabilidade, aumento da atividade respiratória, aumentos de batimentos cardíacos, danos ao fígado e rins, etc. (Bellido, 2003).

O equilíbrio entre as diferentes espécies de amônia depende das características físicas e químicas dos corpos d'água. Elevações do pH ou da temperatura deslocam o equilíbrio químico no sentido da amônia não-ionizada. Adicionalmente, as forças iônicas são importantes para a definição do equilíbrio entre as espécies de amônia em águas com salinidades elevadas. O comportamento tóxico das diferentes parcelas de amônia, particularmente da forma não ionizada, também depende das condições do meio aquático. Embora as concentrações da espécie  $\text{NH}_3$  cresçam com aumentos de pH e temperatura, sua toxicidade diminui (Broderius, 1985).

Segundo Assunção (2009), o lançamento de formas reduzidas de nitrogênio nos mananciais implica no consumo de oxigênio dissolvido (OD) no meio aquático devido principalmente ao processo de nitrificação bacteriana, que demanda um consumo de aproximadamente 4 kg de oxigênio para cada 1 kg de amônia descarregada no corpo receptor. O consumo do oxigênio dissolvido do meio aquático para oxidação da matéria orgânica, além da demanda para nitrificação, pode levar a concentrações prejudiciais à sobrevivência das espécies de peixes.

Além da restrição inerente às concentrações de OD para sobrevivência das diversas espécies de peixes, as formas de nitrogênio apresentam diferentes níveis de toxicidade, levando a tolerâncias variadas para as diferentes espécies de peixes. Em geral os níveis letais são: amônia entre 0,6 e 2,0 mg/L, nitrito > 0,5 mg/L e nitrato > 5,0 mg/L (Bastos, 2003).

Há uma grande variedade de atividades humanas que geram efluentes com elevadas quantidades de nitrogênio amoniacal: petroquímica, farmacêutica, fertilizantes e indústria de alimentos, lixiviado proveniente de resíduos sólidos urbanos e resíduos sólidos de suinocultura. A disposição deste tipo de resíduo gera um sério problema ambiental porque a amônia livre, diluída em água, é um dos

piores meios de contaminação da vida aquática (Effler, 1990). A produção de nitrogênio por fontes tróficas vem aumentando significativamente desde a década de 1950, excedendo em cerca de 30% o nitrogênio fixado naturalmente.

A ANVISA determina para consumo humano uma concentração máxima de 1,5 mg/L de N-NH<sub>3</sub>.

### 3.3.3. Cloretos

A origem natural dos cloretos pode estar relacionada à dissolução de minerais ou à intrusão de águas salinas. Além disso, altos valores de Cl<sup>-</sup> podem indicar poluição por esgoto doméstico. Segundo Varnier e Hirata (2002), em trabalhos com poços de monitoramento, observaram elevadas concentrações de Cl<sup>-</sup> em poços locados próximos à tanques sépticos, reduzindo essa concentração com o distanciamento, sendo os valores encontrados de 62 mg/L e 11,8 mg/L no poço mais próximo e mais distante dos tanques sépticos, respectivamente.

Altas concentrações de íons cloreto na água podem trazer restrições ao sabor, porém, sem nenhum efeito fisiológico, a não ser o efeito laxativo em pessoas acostumadas a baixas concentrações (Batalha & Parlato, 1977).

O Ministério da Saúde, através da Portaria 1469 de 29 de dezembro de 2000 recomenda teores máximos de 250 mg/L, em função ao gosto forte, salgado, que impõe nas águas.

O cloreto é muito corrosivo para a maioria dos metais em sistemas de alta pressão e temperatura, tais como caldeiras e equipamentos de extração de petróleo. Concentrações de cloretos, acima do normal, em águas potáveis costeiras, podem ser indicação de infiltração de água do mar no suprimento de água potável, ou da presença de efluentes industriais. Altas concentrações de cloretos podem causar corrosão em concreto, ferro e argamassas. Esta propriedade está diretamente correlacionada com a dureza da água, pode-se esperar este tipo de corrosão em águas com dureza menor que 200 ppm de CaCO<sub>3</sub> e mais de 200 ppm de cloretos.

### 3.3.4. Nitrato

Das diversas formas de nitrogênio presentes na natureza, a amônia (NH<sub>3</sub>) e, em especial, o nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) podem ser causas da perda de qualidade da água. Embora a amônia, quando presente na água em altas concentrações, possa ser letal aos peixes pela toxicidade que representa para esse grupo da fauna, a amônia

originada no solo ou aplicada via fertilizantes tende a ser rapidamente convertida em amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e esse, por sua vez, é convertido em nitrato pelo processo microbiano da nitrificação.

Portanto, o nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água pelas atividades agropecuárias. Isso ocorre pelo fato de que o ânion nitrato, caracterizado por ser fracamente retido nas cargas positivas dos colóides, tende a permanecer mais em solução, principalmente, nas camadas superficiais do solo, nas quais a matéria orgânica acentua o caráter eletronegativo da fase sólida (repelindo o nitrato), e os fosfatos aplicados na adubação ocupam as cargas positivas disponíveis. Na solução do solo, o nitrato fica muito propenso ao processo de lixiviação e ao longo do tempo pode haver considerável incremento nos teores de nitrato nas águas profundas.

Além do uso de fertilizantes agrícolas e criação de animais, os sistemas de saneamento *in situ*, quer por tanques sépticos ou fossas rudimentares, constituem outra importante fonte de nitrato nas águas subterrâneas.

A intensidade do processo de contaminação depende principalmente das quantidades de nitrato presentes ou adicionadas ao solo, da permeabilidade do solo, das condições climáticas (pluviosidade) e de manejo da irrigação e da profundidade do lençol freático ou aquífero (Bhumbla, 2001).

O enriquecimento excessivo das águas superficiais com nitrato leva à eutrofização dos mananciais. Uma vez que as relações tróficas nos ambientes aquáticos são moduladas pela disponibilidade de N e P, o excesso de um desses nutrientes ocasiona o fenômeno chamado eutrofização (enriquecimento da água em nutrientes), o que favorece a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas. Como consequência, pode haver redução da penetração de luz na água, alterando o ambiente subaquático. Além disso, a própria respiração e os restos de plantas e algas mortas depositados no fundo provocam a redução na disponibilidade de oxigênio, culminando com a mortandade de peixes e outros organismos.

Pessoas adultas podem ingerir quantidades relativamente altas de nitrato, por meio de alimentos e da água, e excretá-lo pela urina sem maiores prejuízos à saúde. Contudo, bebês menores de seis meses de idade possuem bactérias no trato digestivo que reduzem o nitrato a nitrito, podendo haver envenenamento. Quando o nitrito alcança a corrente sanguínea, ocorre reação com a hemoglobina, formando o

composto metahemoglobina o qual diminui a capacidade de o sangue transportar oxigênio. Nessa situação, a criança pode sofrer asfixia ficando com a pele azulada, especialmente, ao redor dos olhos e da boca, sintomas típicos da metahemoglobinemia ou síndrome do bebê azul. A doença é letal quando 70% da hemoglobina do corpo é convertida em metahemoglobina (Zublena & Cook, 1997).

Recentemente, embora sem dados confirmados para o organismo humano (baseado apenas em estudos com uso de cobaias), altas concentrações de nitrato têm sido associadas à ocorrência de câncer estomacal ou de esôfago pela formação N-nitrosaminas, um potente agente carcinogênico derivado da interação do nitrito com aminas secundárias (Nugent *et al.*, 2001; Leifert *et al.*, 1999).

Em face do risco que representa, a concentração de nitrato na água para consumo humano não deve exceder 10 mg L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ou 44 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, de acordo com os limites adotados pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (Brasil, 1986) e pelo Ministério da Saúde (Brasil, 2001).

### 3.3.5. Ortofosfato

O fósforo presente nas águas residuárias, na forma iônica, encontra-se geralmente como íon fosfato. Em esgotos sanitários, o fósforo aparece, principalmente, como fósforo orgânico, polifosfato e ortofosfato (forma inorgânica do fósforo advindo de decomposição biológica). O fósforo orgânico provém das excreções humanas e de animais, como também de restos de alimentos. Quando os compostos orgânicos sofrem decomposição biológica, dão origem a ortofosfatos.

Os ortofosfatos são biodisponíveis e uma vez assimilados, são convertidos em fosfato orgânico e em fosfatos condensados. Após a morte de um organismo, os fosfatos condensados são liberados na água; entretanto, não estão disponíveis para absorção biológica até que sejam hidrolizados por bactérias para ortofosfatos. Essa reação de hidrolização (decomposição biológica) somente ocorre na presença de matéria orgânica.

O fósforo também é considerado um grande poluente de cursos de água, especialmente as águas superficiais, já que ocorre pouca percolação deste elemento. O fósforo em excesso no ambiente pode provocar diversos impactos negativos. A eutrofização é o enriquecimento excessivo da água e é causada por drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais de cidades, detergentes, rejeitos de minas e drenagem de dejetos (humanos e animais). Quando estes resíduos

aumentam a concentração de nutrientes (fosfatos, principalmente) de rios e lagos, podem causar eutrofização excessiva. Os nutrientes estimulam o crescimento de algas e plantas, que interferem com a utilização da água para beber ou recreação; estas entradas, geralmente irregulares, causam ondas de crescimento, seguidas por períodos de consumo excessivo que podem utilizar todo o oxigênio e exterminar os peixes.

O ciclo do fósforo no solo envolve as plantas, os animais e os microorganismos. Incluem-se nesse sistema processos de absorção pelas plantas, reciclagem pelos resíduos de plantas e animais, reciclagem biológica pelos processos de mineralização-imobilização, reações de sorção pelas argilas e óxidos e hidróxidos do solo, e solubilização de fosfatos pela atividade de microorganismos e plantas. Quando os solos são cultivados o ciclo é alterado, pois há adição de elementos com as adubações, e remoção quando da colheita ou ocorrência de erosão ou percolação (Stevenson, 1994).

O fósforo é um dos elementos essenciais para as plantas e animais. Em solos altamente intemperizados, a disponibilidade de fósforo pode ser muito baixa, necessitando aplicação de fertilizantes (Novais & Smyth, 1999).

O fósforo contido no material de origem encontra-se na forma mineral, sendo que as apatitas (fosfatos de cálcio) são os minerais primários mais comuns (Frossard *et al.*, 1995). As formas e a distribuição do fósforo no solo sob ambientes naturais estão intimamente ligados ao seu intemperismo em formas inorgânicas e orgânicas, sendo que a orgânica aumenta com o aumento da matéria orgânica e com a diminuição do pH.

A legislação brasileira não reconhece o fósforo como contaminante de solo. No Brasil a legislação do CONAMA (2005) estabelece que o nível crítico de fósforo total na água é de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075 mg L<sup>-1</sup>, nas Classes 1, 2 e 3 respectivamente.

### 3.3.6. Coliformes fecais (*Escherichia coli*)

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

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

A *Escherichia coli* é o subgrupo das bactérias do grupo coliformes, comprovadamente de origem fecal. Segundo Cardoso *et al.* (2003), a presença de *Escherichia coli* indica contaminação recente, já que eles não se multiplicam nem persistem por um longo período, possuindo sobrevivência similar à das bactérias patogênicas. De acordo com a Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011), em amostras individuais procedentes de poços, fontes, nascentes ou outras formas de abastecimento sem distribuição canalizada, toleram-se a presença de coliformes totais, na ausência de *Escherichia coli*. Em uma determinada amostra de água, as doenças de transmissão hídrica podem ser provocadas por bactérias, principalmente a disenteria bacilar e o cólera (Granziera, 2001).

### 3.3.7. Sódio

É liberado durante o intemperismo dos silicatos e dissolução de rochas sedimentares de origem marinha, geralmente presente em águas doces como íons  $\text{Na}^+$ , sendo que em soluções concentradas podem ocorrer como  $\text{NaCO}_3$ ,  $\text{NaHCO}^-$  e  $\text{Na SO}_4$ . As mais altas concentrações de sódio ocorrem em associação com os íons  $\text{Cl}^-$ .

Outra importante fonte de sódio é a contribuição da água do mar nas regiões costeiras, tanto pela intrusão de aquíferos costeiros como por infiltração de água da chuva incorporado do mar. Os sais de sódio são altamente solúveis e tendem a permanecer em solução, uma vez que não produzem reações de precipitação entre eles como ocorre no caso do cálcio.

A presença de sódio em grandes quantidades é muito prejudicial para a agricultura e tende a impermeabilizar os solos, especialmente em áreas de drenagem deficiente. A concentração de sódio em águas naturais é muito variável, podendo alcançar até 120.000 mg/L em zonas evaporíticas, no entanto, raramente excede 100 ou 150 mg/L em água doce normal.

### 3.3.8. Condutividade Elétrica

Segundo Fenzel (1986), a Condutividade Elétrica é o valor recíproco da resistividade elétrica. A condutividade da água é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. É a capacidade de a água transmitir a corrente elétrica. Os sais dissolvidos e ionizados presentes na água transformam-na num eletrólito capaz de conduzir a corrente elétrica. Como há uma relação de proporcionalidade entre o teor de sais dissolvidos e a condutividade elétrica, pode-se estimar o teor de sais pela medida da condutividade de uma água.

Os valores de condutividade elétrica da água são utilizados há décadas como indicativos da qualidade da água e a sua medida é feita através de um condutímetro ou uma sonda multiparâmetro e sua representação é dada em unidades milisiemens por  $\text{cm}^2$  ( $\text{mS}/\text{cm}^2$ ) ou microsiemens por  $\text{cm}^2$  ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ). Como a condutividade aumenta com a temperatura, usa-se  $25^\circ\text{C}$  como temperatura padrão, sendo necessário fazer a correção da medida em função da temperatura se o condutímetro não o fizer automaticamente.

### 3.3.9. Temperatura

A temperatura da água é uma variável importante de ser analisada pois é influenciada por diversos fatores ambientais tais como composição química, presença de contaminantes e profundidade do aquífero. Em aquíferos freáticos rasos as águas subterrâneas possuem uma amplitude térmica pequena, isto é, sua temperatura não possui grandes variações e não sofre influência das mudanças da temperatura atmosférica. Nos aquíferos freáticos profundos ou até nos confinados profundos, a temperatura da água é influenciada pelo grau geotérmico local, sendo que de modo geral aumento em média  $1^\circ\text{C}$  a cada 30 m. No Aquífero Guarani por exemplo, que está compreendido dentro da Formação Botucatu da Bacia do Paraná, são comuns temperaturas de  $40$  a  $50^\circ\text{C}$  em suas partes mais profundas. Essas águas aquecidas ascendem em zonas de falhas através das rochas vulcânicas da Formação Serra Geral e podem aflorar na superfície.

## 4. METODOLOGIA UTILIZADA

### 4.1. Levantamento Bibliográfico

O levantamento bibliográfico foi realizado durante todo o andamento da pesquisa, tendo como base artigos científicos, teses, dissertações e relatórios

técnicos com o objetivo de gerar um conhecimento básico sobre a geologia e hidrogeologia da região de Águas Claras. Também foram analisados os temas de vulnerabilidade e contaminação de aquíferos, além dos parâmetros químicos, físico-químicos e bacteriológicos indicadores de contaminação utilizados no estudo.

A pesquisa no banco de dados do SIAGAS (Sistema de Informação de Águas Subterrâneas) revelou 143 poços no município de Viamão, sendo que na área de Águas Claras existem 21 poços cadastrados no sistema, porém se tratam de poços profundos e que não estão relacionados com o aquífero freático abordado no estudo.

#### 4.2. Seleção dos Poços e Coleta de Amostras

Como o distrito de Águas Claras não possui rede de distribuição de água e coleta de esgoto, o abastecimento é exclusivamente suprido por água subterrânea captada em poços, que estão sujeitos à contaminação pelos dejetos lançados no ambiente através de fossas e sumidouros. Logo a escolha dos poços deu-se em função de sua distribuição e quantidade, e o seu risco à contaminação.

A região possui um grande número de habitantes sendo que sua maior parte mora em condomínios fechados e conta com poços profundos, cuja água distribuída possui excelente qualidade e é regularmente analisada. No entanto, a área selecionada trata-se de um bairro de baixa renda que é abastecido por poços do tipo ponteira com profundidades menores que 20 metros.

Além das fossas e sumidouros presentes em todas as residências, são observadas outras potenciais fontes de contaminação no entorno da área, como por exemplo, atividades de plantio e criação de animais (bovinos e aves), local de descarte e reciclagem de lixo e oficinas mecânicas.

Considerando as características supracitadas, foram selecionadas 10 residências de classe baixa, localizadas próximo às margens da rodovia RS-040, que são abastecidas por água captada em poços rasos construídos de maneira clandestina e que jamais passaram por algum tipo de análise de potabilidade para consumo humano (Fig. 11).

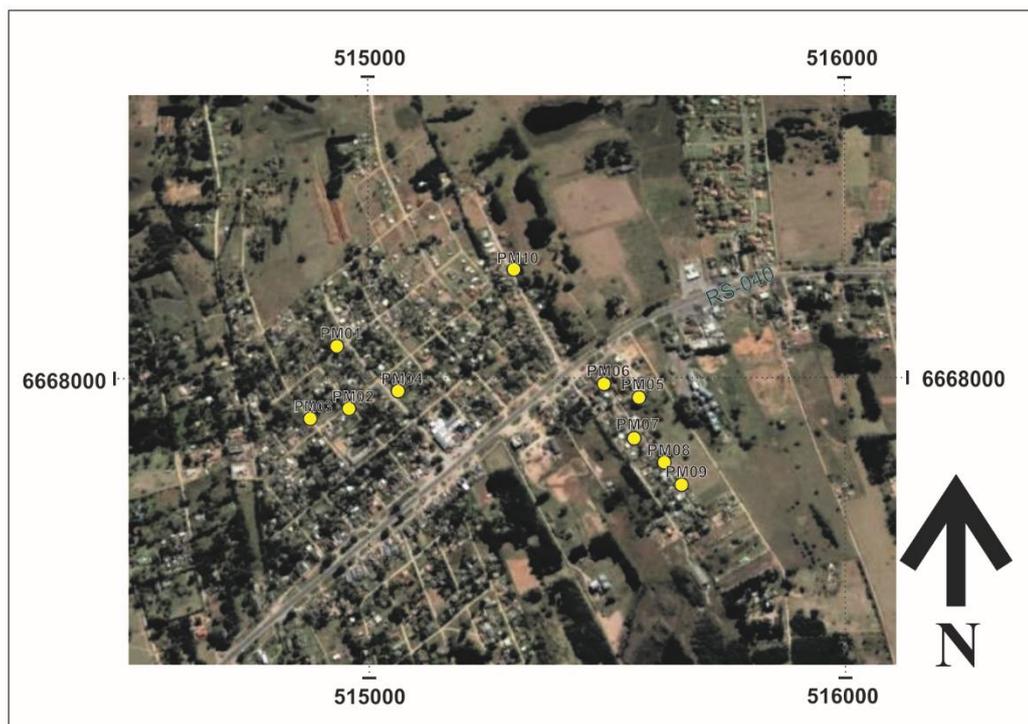


Figura 11 – Localização dos poços onde foram coletadas as amostras.

Assim, para serem realizadas as análises físico-químicas, químicas e bacteriológicas foram coletadas 10 amostras de água diretamente na saída dos poços utilizados para o abastecimento dos moradores. As amostras foram armazenadas em frascos previamente identificados de plástico e de vidro com preservantes (de acordo com o parâmetro em questão), posteriormente acondicionadas em caixas de isopor com gelo e enviadas para o laboratório de análises físico-químicas do Centro de Ecologia da UFRGS (CENECO).

#### 4.3. Análises Físico-Químicas, Químicas e Bacteriológicas

Em laboratório foram realizadas as análises dos parâmetros pH, nitrogênio amoniacal, nitrato, coliformes fecais (*Escherichia coli*), cloretos, ortofosfato e sódio. Os parâmetros de condutividade elétrica e temperatura foram medidos *in loco* com um condutímetro marca Digimed modelo DM3-TIN. As metodologias utilizadas na análise de cada parâmetro estão dispostas na tabela 1.

Tabela 1 – Metodologias utilizadas nas análises laboratoriais de cada parâmetro.

<b>Parâmetro</b>	<b>Metodologia</b>
pH	Potenciométrico
Nitrogênio Amoniacal	Nesslerização
Nitrato	Espectrofotometria UV
Escherichia coli	Substrato Enzimático
Cloretos	Volumetria de Precipitação
Ortofosfato	Absorciometria c/ Redução do Ácido Ascórbico
Sódio	Espectrometria de Emissão Atômica
Condutividade Elétrica	Eletrométrico
Temperatura	Eletrométrico

#### 4.4. Avaliação da Vulnerabilidade à Contaminação

Para avaliar a vulnerabilidade natural do aquífero à contaminação antrópica, foi aplicado o método GOD (Foster & Hirata, 1988) que utiliza como parâmetros o grau de confinamento do aquífero (*G - Groundwater occurrence*), a ocorrência de cobertura litológica sobre o aquífero (*O - Overall lithology of the unsaturated zone*) e a distância até o lençol freático (*D - Depth to the water table*). Logo, para o cálculo do índice GOD foram consideradas as características hidrogeológicas observadas no campo e as características referentes a cada poço onde foram coletadas as amostras. As etapas do método e os pesos de cada variável considerada na análise de vulnerabilidade estão dispostas na figura 12.

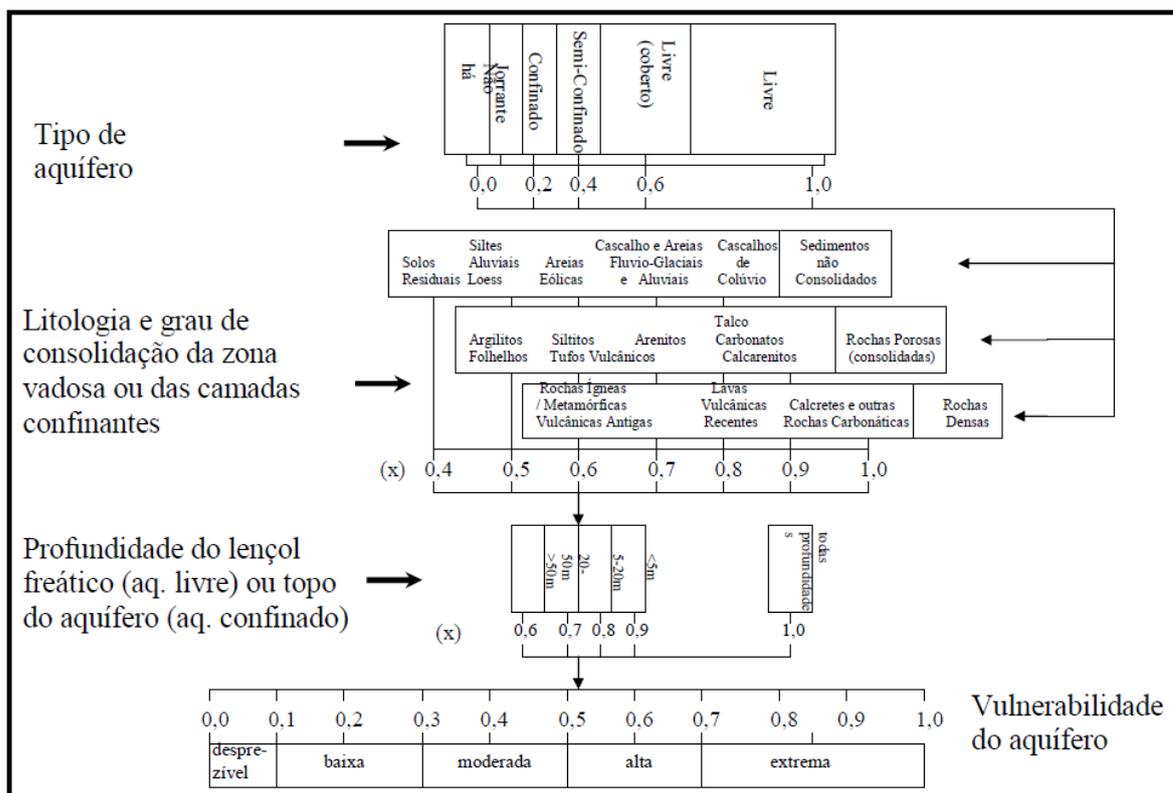


Figura 12 – Metodologia GOD utilizada na avaliação da vulnerabilidade do aquífero.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, B. E.; Foster, S. S. D. 1992. *Land-surface zoning for groundwater protection. Journal of Institute of water and environmental management*. 6: 312-320.
- Aller, L.; Bennett, T.; Lehr, J. H.; Petty, R.; Hackett, G. 1987. Drastic: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. US E.P.A, EPA/600/2-87/035, EUA.
- Alves, C. L. 2006. *Avaliação da Toxicidade Aguda da Amônia Mediante o Organismo – Teste Danio Rerio*. XIV Congresso Interno da Iniciação Científica UNICAM. Centro Superior de Educação Tecnológica – CESET.
- Asmus, H. E. & Porto, R. 1972. *Classificação das bacias sedimentares brasileiras segundo a tectônica de placas*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 26, Belém, 1972. Anais..., Belém: SBG, v.2, p. 67-90.
- Assunção, F. A. L. 2009. *Estudo da Remoção de Nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Barboza, E. G.; Rosa, M. L. C. C. & Ayup-Zouain, R. 2008. *Cronoestratigrafia da Bacia de Pelotas: uma revisão das sequências deposicionais*. Gravel, Porto Alegre, v.6, 125-138p.
- Bastos, R. K. X. 2003. *Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro, FINEP/PROSAB, 267 p.

- Batalha, B. L. & Parlatore, A. C. 1977. *Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais*. São Paulo: CETESB, 198p.
- Bellido, N. 2003. *Tratamento de Efluentes Contendo Amônia*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, PUC-Rio, Brasil.
- Black, J. G. 2002. *Microbiologia: fundamentos e perspectivas*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2002. 829 p.
- Brasil. 1986. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília.
- Brasil. 2001. Portaria no 1469, de 29 de dezembro de 2000. Fundação Nacional de Saúde, Brasília, 32 p.
- Brasil. 2011. Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011: Procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, Ministério da Saúde.
- Broderius, S. 1985. *Toxicity of ammonia to early life stages of the smallmouth bass at four pH values*. Environmental Toxicology and Chemistry, n. 4, p. 87-96.
- Bhumbla, D. K. 2001. *Agriculture practices and nitrate pollution of water*. West Virginia University Extension Service.
- Butler, J. N. 1998. *Ionic Equilibrium*. John Wiley & Sons, Canada.
- Cardoso, A. L. P.; Tessari, E. N. C.; Castro, A. G. M.; Kanashiro, A. M. I. & Zanata, G. F. 2003. *Incidência de coliforme e Salmonella sp. em águas provenientes de abatedouro avícola*. Higiene Alimentar, v. 17, n. 111, p. 73-78.
- CPRM. 2005. Mapa hidrogeológico do Estado do Rio Grande do Sul. Escala 1:750.000.
- Dillenburg, S. R.; Barboza, E. G.; Tomazelli, L. J.; Hesp, P. A.; Clerot, L. C. P. & Ayup-Zouain, R. N. 2009. *The Holocene Coastal Barriers of Rio Grande do Sul*. In: Dillenburg, S. R. & Hesp, P.A. (eds.), Geology and Geomorphology of Holocene Coastal Barriers of Brazil. Lecture Notes in Earth Sciences, 107: 53-91
- Effler, S. W. 1990. *Free Ammonia and Toxicity Criteria in a Polluted Urban Lake*. Journal Water Pollut. Control Fed., v.62, n.6, p.771-779
- Evangelista, I. M. 1989. *Salinización por intrusión marina. Aspectos teóricos y metodológicos. Aplicación a los acuíferos costeros de la provincia de Castellón*. Diputación de Castellón. 211 p. Castellón.
- Fenzel, N. 1986. *Introdução à hidrogeoquímica*. Belém: UFP, 189P.
- Foster, S. S. D.; Hirata R. C. A.; Gomes, D.; D'Elia, M. & Paris, M. 2006. *Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agencias ambientais*. Groundwater Management Advisory GW.
- Foster, S. S. D. & Hirata, R. C. A. 1988. *Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data*. Lima: CEPIS/PAHO/WHO.

- Foster, S. S. D. & Hirata, R. C. A. 1993. *Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes*. São Paulo: Instituto Geológico, 92 p.
- Frossard, E.; Brossard M.; Hedley, M. J. & Metherell, 1995. A. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Tiessen H (Ed). *Phosphorus in the global environmental: transfers, cycles and management*, Chichester, U.K: Wiley, p. 107-137.
- Granziera, M. L. M. 2001. *Direito das águas: disciplina jurídica das águas doces*. Atlas, São Paulo.
- Hausman, A. 1995. *Províncias Hidrogeológicas do Rio Grande do Sul*. Acta Geológica Leopoldencia. Série Mapas, 2.
- Hirata, R.; Fernandes, J. A. 2008. *Vulnerabilidade à Poluição de Aquíferos*. In: FEITOSA, F. C. (org). Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 812p.
- IBGE. 2008. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Karant, K.R. 1987. *Groundwater Assessment, Development and Management*. Tata McGraw Hill: New Delhi, India.
- Köppen, W. 1931. *Grundriss der klimakunde*. Berlin: W. Guyter, 390p.
- Leifert, C.; Fite, A. & Li, H. 1999. Human health effects of nitrate. In: IFA AGRICULTURAL CONFERENCE ON MANAGING PLANT NUTRITION: towards maximum resource efficiency, 1999, Barcelona. [Anais...] Barcelona, p.1-12.
- Machado, J. L. F. & Freitas, M. D. 2005. *Projeto Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul: relatório final*. Porto Alegre: CPRM, 1.
- Mirlean, N.; Machado, M. I.; Osinaldi, G. M.; Demolinir, A.; Baisch, P. 2005. *O impacto industrial na composição química das águas subterrâneas com enfoque de consumo humano*. Rio Grande, RS. Quim. Nova. v. 28, n.5, 788-791.
- Naval, L. P & Couto, T. C. 2005. *Remoção de nitrogênio amoniacal em sistemas anaeróbios*. In: AIDIS Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Del Ambiente, Assunción, Congreso Regional.
- Novais, R. F. & Smyth, T. J. 1999. *Fósforo em solo e planta em condições tropicais*. Viçosa: DPS/UFV, 399p.
- Nugent, M.; Kamrim, M. A.; Wolfson, L. & D'itri, F. M. 2001. Nitrate: a drinking water concern Michigan State University Extension Service, Extension bulletin WQ-19.
- Piper, A. M. 1994. A graphical procedure in the geochemical interpretation of water analysis, *American Geophysical Union Transactions*, v. 25, 914–928.
- Rajmohan, N.; Al-Futaisi, A.; Al-Touqi, S. 2009. Geochemical process regulating groundwater quality in a coastal region with complex contamination sources: Barka, Sultanate of Oman. *Environ. Earth Sci.* 59, 385–398
- Rocha, T. S. 2008. *Avaliação da qualidade das águas dos poços tubulares da bacia do Rio do Peixe equipados com dessalinizadores, com vistas ao aproveitamento econômico dos*

sais de rejeito. 2008. 96 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

Souza, G. K. 2015. *Hidroquímica dos aquíferos costeiros e seu potencial de contribuição no aporte de nutrientes via descarga de água subterrânea - SGD (RS-Brasil)*. 2015. 96 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry: genesis, composition, reactions*. 2. Ed, New York, 496 p.

Tomazelli, L. J. & Dillenburg, S. R. 2007. *Sedimentary facies and stratigraphy of a last interglacial coastal barrier in south Brazil*. Marine Geology, v. 244, p. 33-45.

Tomazelli L. J. & Villwock, J. A. 2000. *O Cenozóico no Rio Grande do Sul: Geologia da Planície Costeira*. In: Holz, M. & De ROS, L.F. (Ed) Geologia do Rio Grande do Sul. Edições CIGO/UFRGS, Porto Alegre, p.375-406.

Urien C. M. & Martins L. R. 1978. *Structural and physiographic map eastern south america and western south atlantic*. Série Mapas, CECO/UFRGS. v. 3.

Varnier, C. & Hirata, R. 2002. *Contaminação da água subterrânea por nitrato no Parque Ecológico do Tietê - São Paulo, Brasil*. Revista Águas Subterrânea, São Paulo, v. 16, n. 16, p. 97-104.

Vieira, R. H. S. F. & Oliveira, R. A. 2001. *Avaliação do grau de contaminação fecal da água e do camarão sossego (Macrobrachium jelskii), na Lagoa Parangaba (Fortaleza, Ceará)*. Higiene Alimentar, v. 15, n. 85, p. 61-64.

Villwock, J.A. & Tomazelli, L.J. 1995. *Geologia Costeira do Rio Grande do Sul*. Notas Técnicas, nº. 8: 1-45.

Villwock, J. A.; Tomazelli, L. J.; Loss, E. L.; Dehnhardt, E.A.; Horn Fº, N. O.; Bachi, F. A. & Denhardt, B. A. 1986. *Geology of the Rio Grande do Sul Coastal Province*. In: RABASSA, J. (ed.). Quaternary of South America and Antarctic Peninsula. A. Balkema, Rotterdam: v. 4, p. 79-97.

Zublena, J. P., Cook, M. G. 1997. *Pollutants in groundwater: Health effects*. Soil facts, North Carolina Extension Service Publication.

## 6. ARTIGO SUBMETIDO

### RESUMO

A exploração das águas subterrâneas no município de Viamão (RS), especificamente na região de Águas Claras é generalizada devido à falta de abastecimento e tratamento de esgoto, e o alto potencial hídrico do Aquífero Coxilha das Lombas. A população capta água através de poços rasos construídos de maneira irregular, além de possuir fossas e sumidouros instalados nas imediações das residências, que podem contaminar o aquífero e colocar em risco a qualidade das águas subterrâneas consumidas. O objetivo geral deste trabalho consiste em avaliar a influência dos efluentes domésticos lançados livremente no solo na contaminação do aquífero freático. Foram coletadas amostras de água subterrânea e analisadas os parâmetros físico-químicos, químicos e bacteriológicos, tais como pH, nitrogênio amoniacal, cloretos, nitrato, ortofosfato, sódio, condutividade elétrica, temperatura e coliformes (*Escherichia coli*) em 10 poços já existentes na localidade de Águas Claras. A caracterização geológica e hidrodinâmica do aquífero possibilitou avaliar sua vulnerabilidade à contaminação através da aplicação do Método GOD. Dentre os parâmetros analisados apenas o nitrato apresentou valores acima do permitido para consumo humano (>10 mg/L) em 4 amostras, evidenciando a influência antrópica na contaminação das águas subterrâneas. No cálculo integrado do índice G-O-D foram obtidos valores entre 0,192 e 0,216, que indicam que o aquífero possui baixa vulnerabilidade à contaminação. Apesar dos grandes volumes de efluentes domésticos lançados através das fossas e sumidouros na região, a contaminação antrópica das águas subterrâneas é entendida como local e pouco expressiva, possivelmente por causa da baixa vulnerabilidade do aquífero. A baixa vulnerabilidade natural do aquífero pode ser explicada por sua condição de semiconfinamento e suas características hidrodinâmicas podem contribuir na diluição dos contaminantes. Como se trata de uma região hidricamente rica, cabe ressaltar a importância de um maior controle e fiscalização dos poços, além da realização periódica de análises químicas e bacteriológicas naqueles utilizados para abastecimento residencial.

Palavras-Chave: hidrogeologia, água subterrânea, vulnerabilidade, contaminação.

## ABSTRACT

The exploration of groundwater in the municipality of Viamão (RS), specifically in the region of Águas Claras, is intense due to the lack of water supply and sewage treatment and the good water potential of the Coimbra do Lombas Aquifer. The population take out groundwater from irregular shallow wells and provides sewage directly into septic tank and sinks installed in the vicinity of the residences, which can contaminate the aquifer and endanger the quality of consumed groundwater. The general objective of this study is to evaluate the influence of domestic effluents released freely in the soil in the contamination of the groundwater aquifer. Samples of groundwater were collected in 10 wells in the locality of Águas Claras and it was analyzed physicochemical, chemical and bacteriological parameters, such as pH, ammoniacal nitrogen, chlorides, nitrate, orthophosphate, sodium, electrical conductivity, temperature and *Escherichia coli*. The geological and hydrodynamic characterization of the aquifer allowed to evaluate its vulnerability to contamination through the application of the GOD Method. Among the parameters analyzed, only nitrate levels were higher than those allowed for human consumption ( $> 10 \text{ mg / L-N}$ ) in 4 samples evidencing the anthropogenic influence on groundwater contamination. The integrated calculation of the G-O-D index generated values between 0.192 and 0.216, indicating low vulnerability of the aquifer to anthropogenic contamination. Despite the large volumes of domestic effluents discharged directly into septic tanks and sinks in the region, anthropogenic contamination of groundwater is understood as local and not very expressive, possibly because of the low vulnerability of the aquifer. The low natural vulnerability of the aquifer can be explained by its condition of semi confinement and the hydrogeological characteristics that contribute to the dilution of the contaminants. Considering that the region has a high potential for groundwater, it is necessary to emphasize the need for a greater control and inspection of the wells as well as the periodical execution of chemical and bacteriological analyzes in those used for residential supply.

Keywords: hydrogeology, groundwater, vulnerability, contamination.

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Aspectos gerais

Apesar de vivermos em um planeta com aproximadamente 70% da superfície coberta por água, cujo volume total é da ordem de  $1,5 \cdot 10^9 \text{ km}^3$ , a disponibilidade dos recursos hídricos para atender todas as demandas socioeconômicas mundiais corresponde a menos de 1% desse total, sendo que grande parte destas águas não têm qualidade adequada para diversos usos em consequência de contaminação antrópica, especialmente as superficiais, ou de características naturais, no caso das águas subterrâneas (Braga *et al.*, 1999; Leal, 1999; Tundisi, 2003).

Como os cursos d'água superficiais são afetados por fatores climáticos e estão mais suscetíveis à contaminação antrópica, se tem nas águas subterrâneas uma ótima opção para o abastecimento da população, pois por se encontrarem em subsuperfície apresentam menor incidência de contaminação antrópica, possuem melhor qualidade e sua captação não exige investimento muito elevado.

Além de ser frequentemente utilizada para abastecimento doméstico, a água subterrânea tem papel fundamental no setor agropecuário e industrial (Casarini, 1998; Hirata & Varnier, 1998; Palhares, 2005). É considerada um recurso natural indispensável para a humanidade e para o meio ambiente, pois mantêm a umidade do solo, garante o fluxo de base dos cursos d'água, sendo responsável pela sua perenização em épocas de estiagem. No entanto, o fato dela estar em condições de subsuperfície e protegida por uma cobertura de solo e rochas não a exime de sofrer contaminação antropogênica.

Segundo dados gerais do Brasil, 34,8% das pessoas não tem acesso à rede coletora de esgoto e saneamento básico (IBGE, 2016). Portanto, nos locais onde não se tem acesso à água tratada a exploração das águas subterrâneas torna-se uma ótima alternativa para o abastecimento populacional. O desconhecimento sobre a potabilidade das águas subterrâneas captadas por poços construídos de maneira clandestina, que não atendem as normas construtivas e ambientais, bem como o destino final de dejetos domésticos e industriais descartados livremente no solo através de fossas e sumidouros, colocam em risco a população que utiliza esse

recurso (Amaral *et al.*, 2003; Zavoudakis, 2007). Cabe destacar, ainda, que são inúmeros os casos de águas subterrâneas com fortes restrições de potabilidade registrados em todo o mundo por conta de contaminação natural decorrente as características mineralógicas e texturais dos aquíferos. Nestes casos podem ser destacadas as águas subterrâneas com excesso de flúor (Frank *et al.*, 2007; Nanni, 2006, Viero *et al.*; 2009), arsênio (Borba *et al.*, 2003; Pimentel *et al.*, 2003), elementos radioativos (Bonotto & Bueno, 2008; Lauria & Godoi, 2000), entre outros.

Em zonas rurais a contaminação antrópica das águas subterrâneas pode envolver além dos aspectos intrínsecos à falta de saneamento, o uso de fertilizantes e pesticidas nas atividades agrícolas (Mattos & Silva, 1999; Pessoa *et al.*, 2003).

## **1.2. Vulnerabilidade de aquíferos**

A vulnerabilidade de um sistema aquífero está associada às suas características físicas, químicas e hidrogeológicas, que refletem a susceptibilidade das águas subterrâneas à ação de fatores naturais e antrópicos. A concepção da vulnerabilidade baseia-se no fato de que as propriedades dos aquíferos oferecem um determinado grau de proteção natural às águas subterrâneas contra agentes externos, especialmente no que diz respeito à contaminantes de diversas origens (Ribeira, 2004; Hirata & Fernandes, 2008).

As metodologias utilizadas na determinação da vulnerabilidade de aquíferos têm como objetivo principal avaliar as características de um determinado corpo d'água subterrâneo, servindo como ferramenta de auxílio às propostas de proteção ambiental e gestão dos recursos hídricos, bem como o planejamento e ordenamento territorial de uma determinada área.

Dentre os principais métodos utilizados na determinação da vulnerabilidade dos aquíferos estão o Método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), o Método AVI (Van Stempvoort *et al.*, 1992) e o Método GOD (Foster & Hirata, 1988). Como as duas primeiras metodologias citadas anteriormente requerem um abundante banco de dados compostos por diversos fatores geológicos e hidrológicos, que muitas vezes não se encontram disponíveis, o Método GOD atende justamente a este requisito, pois utiliza dados facilmente obtidos sobre o aquífero.

O Método GOD avalia três fatores principais, sendo G = Grau de confinamento hidráulico do aquífero; O = Ocorrência de estratos de cobertura; D = Profundidade até o lençol freático. Este método aplica constantes arbitradas entre 0 e 1 para cada fator e o produto entre essas variáveis determina o índice da vulnerabilidade que pode variar entre desprezível e extrema (Fig. 1).

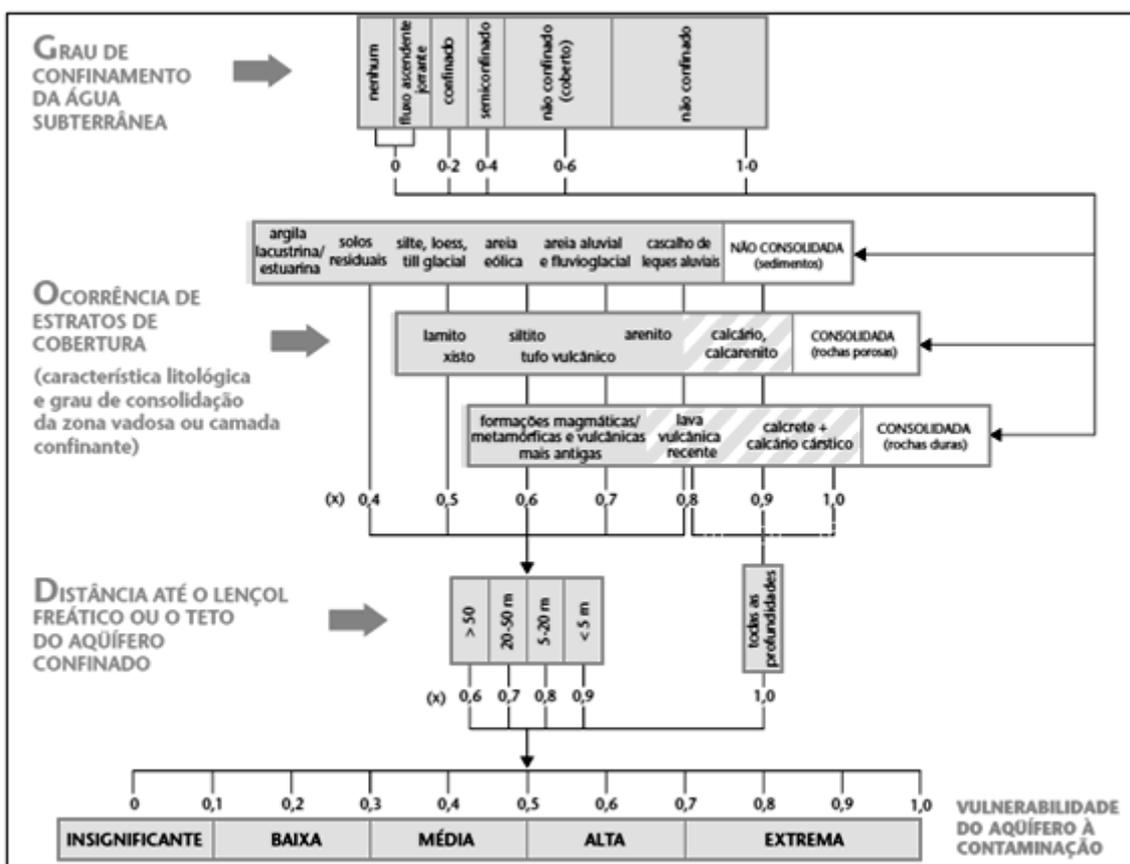


Figura 1 - Método GOD para avaliação da vulnerabilidade de aquíferos (Foster *et al.*, 2006).

### 1.3. Objetivos

Este estudo tem como objetivo geral avaliar a influência da atividade antrópica na contaminação das águas subterrâneas por disposição de efluente de esgoto doméstico em fossas e sumidouros na região do distrito de Águas Claras, no município de Viamão, RS. Através da análise de parâmetros químicos, físicos e microbiológicos de amostras de água coletadas em 10 poços tipo ponteira, foi caracterizada a qualidade das águas subterrâneas e partir de dados geológicos e hidrogeológicos foi estimada a vulnerabilidade do aquífero freático da região estudada.

## 2. GEOLOGIA E HIDROGEOLOGIA DA ÁREA

A área de estudo está localizada no distrito de Águas Claras, zona rural do município de Viamão, a cerca de 40 km de Porto Alegre, capital do estado do Rio Grande do Sul (Fig. 2). O contexto geológico envolve os depósitos da porção emersa da Bacia de Pelotas (Asmus & Porto, 1972; Tomazelli & Villwock, 2000; Villwock & Tomazelli, 1995) denominada Planície Costeira do Rio Grande do Sul, sendo caracterizada por quatro sistemas deposicionais laguna-barreira que registram ciclos de transgressão e regressão marinha (Villwock *et al.*, 1986).



Figura 2 – Localização da área de estudo.

O distrito de Águas Claras está inserido dentro da região de afloramento do sistema laguna-barreira I, o mais antigo com cerca de 400Ka, disposto em uma faixa de direção NE-SW que se estende por aproximadamente 250 km e possui uma largura que varia entre 5 e 10 km. Seus depósitos foram gerados a partir da acumulação de sedimentos eólicos ancorados preferencialmente sobre altos do embasamento, sendo na extremidade NE representados pelas rochas sedimentares e vulcânicas da Bacia do Paraná e na parte central e SW pelas rochas pré-cambrianas do Batólito de Pelotas (Arienti, 1986; Tomazelli & Villwock, 2000). Os sedimentos são predominantemente caracterizados por areias quartzo-feldspáticas avermelhadas, de granulação fina a média, muito bem arredondadas, semi-consolidados, podendo

apresentar elevado conteúdo de matriz argilosa de origem diagenética (Villwock *et al.*, 1980).

A hidrogeologia da área estudada compreende os aquíferos sedimentares costeiros do Rio Grande do Sul, mais especificamente o Sistema Aquífero Quaternário Barreira Marinha e o Sistema Aquífero Quaternário Costeiro II (Fig. 3). O primeiro sistema corresponde a uma estreita faixa de direção nordeste, composto por areias inconsolidadas depositadas em ambiente eólico, de granulometria fina a média, vermelho-claro a esbranquiçadas, com matriz argilosa de origem diagenética que pode alcançar até 15% da composição modal (Tomazelli & Villwock, 2000). As capacidades específicas dos poços são altas, ultrapassando 4 m<sup>3</sup>/h.m, e o teor de sais dissolvidos na água é muito baixo, com média menor do que 50 mg/L (Machado & Freitas, 2005). São classificadas conforme o diagrama de Piper como cloretadas a bicarbonatadas mistas, com valores de pH entre 4,5 a 6,5 (Hausman, 1995). Já o segundo sistema se desenvolve de norte a sul do Estado Gaúcho ao longo de toda a planície costeira, sendo composto por uma sucessão de areias finas inconsolidadas, esbranquiçadas e argila cinza depositadas em ambientes fluvial, lagunar e paludial (Tomazelli & Villwock, 2000). As capacidades específicas variam de baixas a médias, com valores entre 0,5 e 1,5 m<sup>3</sup>/h.m e os sólidos totais dissolvidos variam entre 600 e 2000 mg/L, revelando um quadro de maior salinidade das águas (CPRM, 2005).

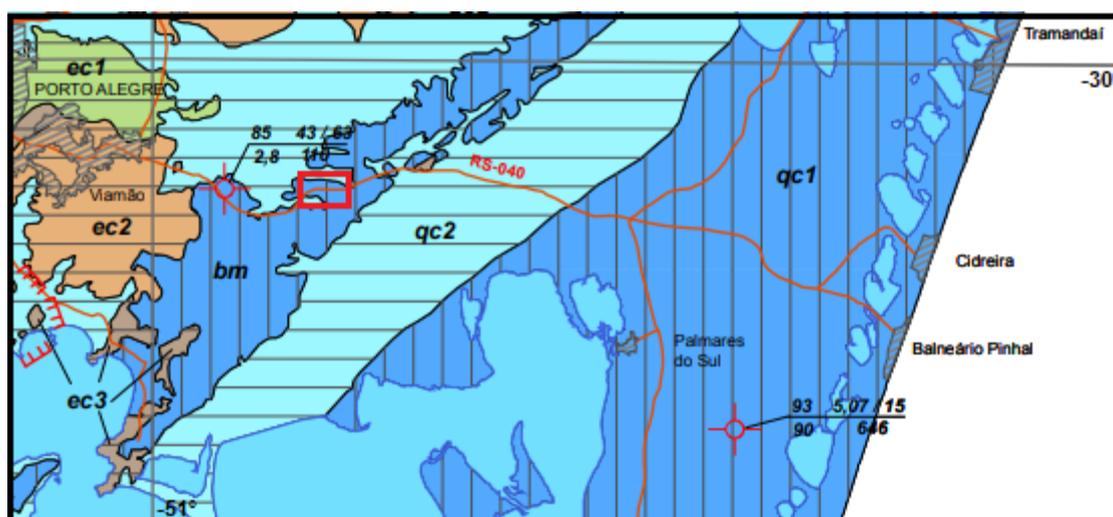


Figura 3 – Mapa hidrogeológico da porção costeira destacando a área de estudo. Modificado de CPRM (2005).

As características hidrodinâmicas do Aquífero Quaternário Barreira Marinha, também conhecido como Aquífero Coxilha das Lombas, obtidas através de ensaios de bombeamento com duração de 24 horas, revelam valores de transmissividade (T), coeficiente de armazenamento (S) e condutividade hidráulica (K), calculados pelo método de Theis, da ordem de 4,0 m<sup>3</sup>/h.m, 0,007 e 1,2\*10<sup>-3</sup>cm/s, respectivamente (Freitas *et al.*, 2002). Os parâmetros hidráulicos calculados indicam um alto potencial hídrico deste aquífero, o qual tem a maior representatividade na área estudada pois engloba a totalidade dos pontos de coleta.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Levantamento bibliográfico**

O levantamento bibliográfico foi realizado com base em artigos científicos, teses, dissertações e relatórios de estudos com o objetivo de gerar um conhecimento básico sobre a geologia e hidrogeologia da região de Águas Claras, no município de Viamão, RS, a vulnerabilidade e contaminação de aquíferos, e ainda, os parâmetros químicos e microbiológicos indicadores de contaminação utilizados no estudo.

Foi realizada também a pesquisa no banco de dados do SIAGAS (Sistema de Informação de Águas Subterrâneas), que conta com 143 poços no município de Viamão. Na área de Águas Claras existem 21 poços cadastrados no sistema, porém se tratam de poços profundos e que não estão relacionados com o aquífero freático abordado no estudo.

#### **3.2. Seleção dos poços na área de estudo para amostragem**

A seleção dos poços se baseou nos seguintes critérios: *a) Quantidade e distribuição de poços rasos.* A escolha dos poços deu-se em função da densidade dos mesmos e do risco à contaminação. O distrito de Águas Claras não possui saneamento básico, com rede de distribuição de água e coleta de esgoto, o abastecimento é exclusivamente suprido por água subterrânea captada em poços tipo ponteira, que estão sujeitos à contaminação pelos dejetos lançados no ambiente através de fossas e sumidouros; *b) Densidade populacional.* Apesar do distrito possuir grande número de habitantes, a maior parte mora em condomínios fechados e conta com poços profundos, cuja água distribuída possui excelente qualidade e é regularmente

analisada. A área estudada representa um bairro de baixa renda que é abastecido por poços do tipo ponteira com profundidades menores que 20 metros em sua grande maioria; c) *Potenciais fontes de contaminação*. Além das fossas e sumidouros presentes em todas as residências, são observadas no entorno da área atividades de plantio e criação de animais (bovinos e aves), local de descarte e reciclagem de lixo e oficinas mecânicas.

Assim, foram escolhidas 10 residências de classe baixa, localizadas próximo às margens da rodovia RS-040, que são abastecidas por água captada em poços rasos construídos de maneira clandestina e que jamais passaram por algum tipo de análise de potabilidade para consumo humano (Fig. 4).

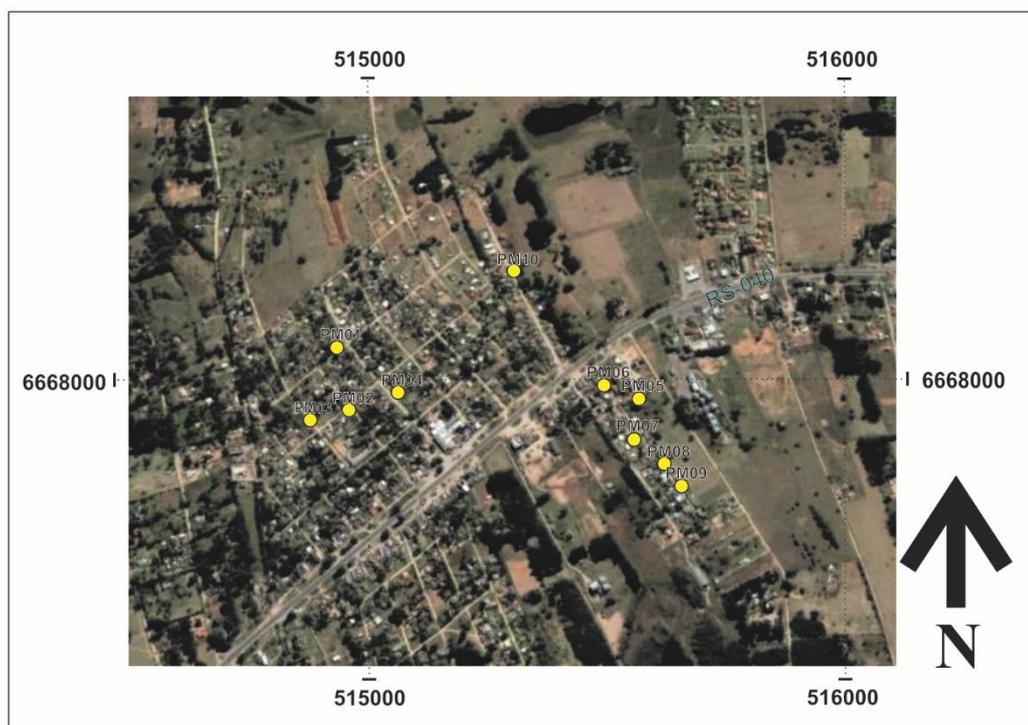


Figura 4 – Localização dos poços com coleta das amostras.

### 3.3. Coleta de amostras

Para a realização das análises físico-químicas, químicas e bacteriológicas foram coletadas 10 amostras de água diretamente na saída dos poços utilizados para o abastecimento dos moradores, sendo as amostras armazenadas em frascos previamente identificados de plástico e de vidro com preservantes (de acordo com o parâmetro em questão), posteriormente acondicionadas em caixas de isopor com

gelo e enviadas para o laboratório de análises físico-químicas do Centro de Ecologia da UFRGS (CENECO).

### 3.4. Análises físico-químicas, químicas e bacteriológicas

No laboratório foram realizadas as análises dos parâmetros pH, nitrogênio amoniacal, nitrato, coliformes fecais (*Escherichia coli*), cloretos, ortofosfato e sódio. Os parâmetros de condutividade elétrica e temperatura foram medidos *in loco* com um condutivímetro marca Digimed modelo DM3-TIN. As metodologias utilizadas na análise de cada parâmetro estão dispostas na tabela 1.

Tabela 1 – Metodologias utilizadas nas análises laboratoriais de cada parâmetro.

Parâmetro	Metodologia
pH	Potenciométrico
Nitrogênio Amoniacal	Nesslerização
Nitrato	Espectrofotometria UV
Escherichia coli	Substrato Enzimático
Cloretos	Volumetria de Precipitação
Ortofosfato	Absorciometria c/ Redução do Ácido Ascórbico
Sódio	Espectrometria de Emissão Atômica
Condutividade Elétrica	Eletrométrico
Temperatura	Eletrométrico

### 3.5. Avaliação da vulnerabilidade à contaminação

Para avaliar a vulnerabilidade do aquífero à contaminação antrópica, foi aplicado o método GOD (Foster & Hirata, 1988) que utiliza como parâmetros o grau de confinamento do aquífero (G), a ocorrência de cobertura litológica sobre o aquífero

(O) e a distância até o lençol freático (D). Logo, para o cálculo do índice GOD foram consideradas as características hidrogeológicas observadas no campo e as características referentes a cada poço onde foram coletadas as amostras.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Aspectos hidrogeológicos da área estudada

A hidrogeologia da área estudada é marcada pela ocorrência de um aquífero semiconfinado, formado por areias finas a médias, pertencentes à Fácies Barreira do Sistema Laguna Barreira I, recobertas por uma camada de areia argilosa de baixa permeabilidade. A espessura da camada confinante varia de 6 a 30 metros, conforme registros nos poços amostrados. A grande variação na espessura da camada confinante em curtas distâncias é indicativo de que a mesma possui geometria lenticular e pouca continuidade lateral (Fig. 5). Dados de literatura apontam valores de condutividade hidráulica da ordem de  $10^{-3}$  cm/s. Não foi possível executar ensaios de *slug* ou ensaios de bombeamento nos poços devido às suas características construtivas e por estarem em uso, impedindo a penetração dos equipamentos de controle. Todos os poços utilizam bomba de sucção, o que limita o rebaixamento à profundidade da ordem de 7,0 metros, não permitindo a execução de ensaios de bombeamento nem a introdução de *slug*.

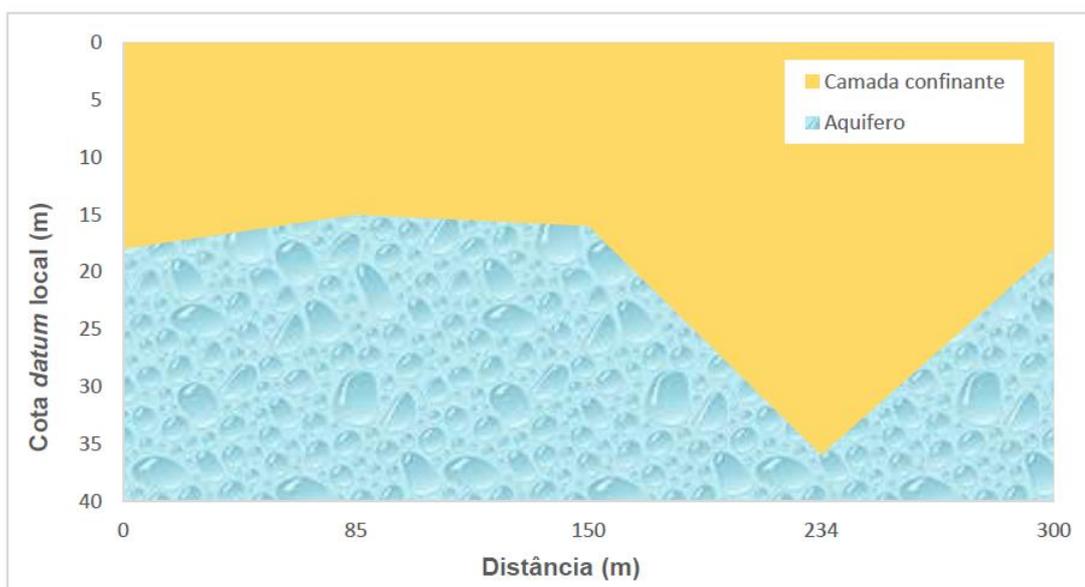


Figura 5 – Seção esquemática indicando as variações de espessura da camada confinante.

A potenciometria da área, estimada com base nos 10 poços estudados (Tab. 2), é caracterizada por baixo gradiente hidráulico, com superfície potenciométrica quase horizontalizada e fluxo geral de norte-nordeste para sul-sudoeste (Fig. 6).

Tabela 2 - Dados de localização e altimétricos dos poços estudados. NE: nível estático.

Poços	UTM-E	UTM-N	Cota do Terreno (m)	Profundidade NE (m)	Cota NE (m)
PM-1	514884	6668045	35	5,16	29,84
PM-2	514930	6667887	35	5,3	29,7
PM-3	514829	6667858	35	5,3	29,7
PM-4	515027	6667912	35	5,1	29,9
PM-5	515608	6667916	35	5,3	29,7
PM-6	515531	6667951	36	5,4	30,6
PM-7	515600	6667818	34	5	29
PM-8	515675	6667767	36	6	30
PM-9	515717	6667719	36	6	30
PM-10	515311	6668247	37	6	31

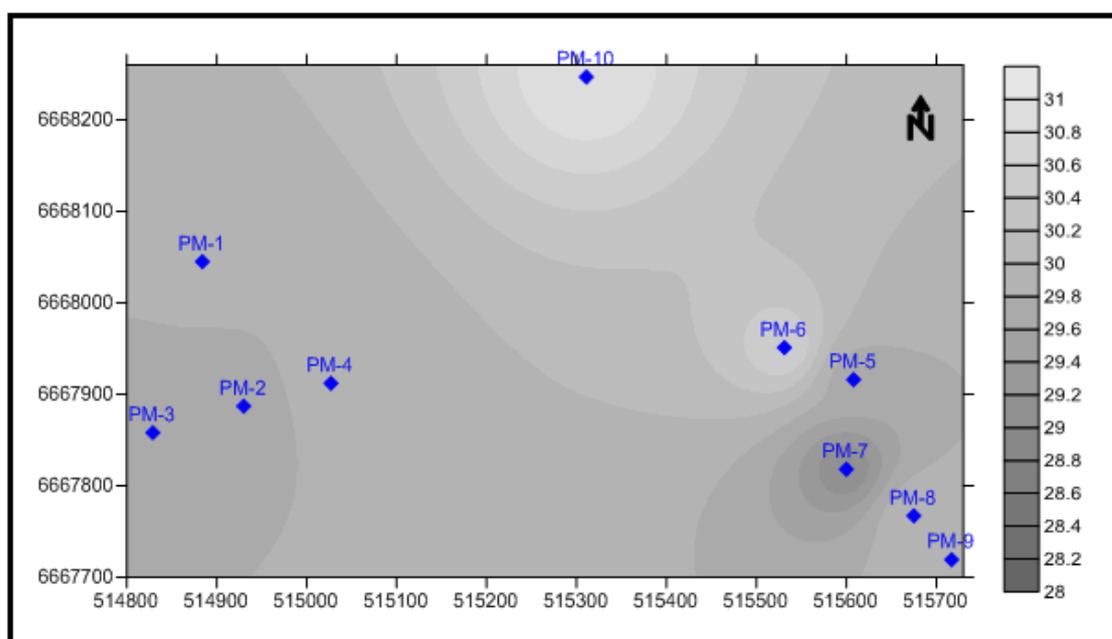


Figura 6 – Mapa potenciométrico e fluxo geral das águas subterrâneas da área. Escala em tons de cinza: cotas do nível estático dos poços em metros.

#### 4.2. Vulnerabilidade do aquífero

A primeira etapa do método consistiu na definição do tipo de aquífero no que se refere ao grau de confinamento hidráulico. O aquífero em análise foi considerado do tipo semiconfinado por registrar uma camada areno-argilosa superficial sobreposta à camada aquífera, com continuidade lateral limitada, o que confere peso igual a 0,4 na variável G.

A segunda etapa consistiu na especificação das características do substrato que recobre a zona saturada do aquífero em termos de grau de consolidação e litologia do mesmo. Assim, foi observado que a área é recoberta por um sedimento areno-argiloso oriundo das intercalações das areias eólicas e sedimentos argilosos do sistema laguna-barreira I, conferindo peso igual a 0,6 na variável O.

A terceira etapa consistiu em determinar a distância entre a superfície do terreno e o nível da água em subsuperfície. Foi utilizada um medidor de nível, que foi introduzido nos poços, obtendo-se profundidades entre 5,10 e 6,33 m, o que confere pesos entre 0,8 e 0,9 para a variável D.

Através do cálculo integrado do índice GOD foram obtidos valores entre 0,192 e 0,216, os quais indicam que o aquífero possui baixa vulnerabilidade natural à contaminação (Tab. 2). Os resultados de vulnerabilidade obtidos são corroborados pelos resultados das análises química e bacteriológicas das águas subterrâneas, apresentados no item 4.1, que revelam baixa intensidade na contaminação apesar da presença de grande número de fossas e sumidouros no local.

Tabela 2 – Valores atribuídos/obtidos com a aplicação do método GOD nos poços do distrito de Águas Claras.

Poço	Tipo de Aquífero (G)	Litologia (O)	Profundidade (D)	Índice	Vulnerabilidade
PM 01	0,4	0,6	0,9	0,216	BAIXA
PM 02	0,4	0,6	0,8	0,192	BAIXA
PM 03	0,4	0,6	0,8	0,192	BAIXA
PM 04	0,4	0,6	0,9	0,216	BAIXA
PM 05	0,4	0,6	0,8	0,192	BAIXA
PM 06	0,4	0,6	0,8	0,192	BAIXA
PM 07	0,4	0,6	0,8	0,192	BAIXA
PM 08	0,4	0,6	0,9	0,216	BAIXA
PM 09	0,4	0,6	0,8	0,192	BAIXA
PM 10	0,4	0,6	0,8	0,192	BAIXA

### 4.3 Análises físico-químicas, químicas e bacteriológicas

Os resultados dos parâmetros físico-químicos, químicos e bacteriológicos analisados em laboratório são apresentados na tabela 3.

Tabela 3 – Resultados das análises físico-químicas, químicas e bacteriológicas.

	pH	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	Nitrato mg/L-N	<i>E coli</i> NMP/ 100MI	Cloretos mg/L	Ortofosfato mg/L	Sódio mg/L	C.Elétrica µs/cm
PM 01	4,9	0,501	4,99	<10	12,5	ND	5,78	80,4
PM 02	4,7	0,382	11,8	<10	52,5	ND	23,7	323
PM 03	4,9	0,324	11,6	<10	22,5	ND	17,3	212
PM 04	4,9	0,403	9,87	<10	17,5	ND	11,1	154,3
PM 05	4,5	0,86	11,7	<10	32,5	ND	12,3	260
PM 06	4,6	1,27	8,36	<10	22,5	ND	10,9	160,4
PM 07	4,4	0,935	10,9	<10	20	ND	13,4	193
PM 08	5	0,156	3,43	<10	10	ND	2,84	72,4
PM 09	5,4	0,25	0,989	<10	6,5	ND	0,369	39
PM 10	5,6	0,142	2,13	<10	7,5	ND	1,18	48

Os valores obtidos de pH variam entre 4,4 e 5,6, apresentando pouca variação com média de 4,89, o que imprime características levemente ácidas às águas e valores menores que os ideais para consumo humano segundo IQA da CETESB (pH entre 6 a 9). No entanto, elas estão dentro da faixa de pH característica do aquífero (Machado & Freitas, 2005).

As concentrações de nitrogênio amoniacal estão entre 0,142 e 1,27 mg/L, representando valores muito baixos, o que decorrem provavelmente da decomposição por oxidação do nitrogênio amoniacal, abundante no esgoto doméstico, e conversão para nitrato, que apresenta concentrações significativas nas amostras analisadas.

O nitrato registra concentrações entre 0,989 e 11,8 mg/L de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, o que equivale a valores entre 4,38 a 52,26 mg/L de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. O nitrato pode ter origem antrópica ou natural, esta resultante da decomposição de matéria orgânica no solo. Concentrações de nitrato em águas subterrâneas menores do que 10 mg/L são atribuídos a fontes naturais por diversos autores (AESRD, 2011; Dejwalkh, 2006; McMahon & Bohlke, 2006; Mueller & Helser, 2002). Na região de Porto Alegre, o

conteúdo natural de nitrato nas águas subterrâneas alcança teores de até 12 mg/L, conforme definido por Roisenberg *et al.*, (2003). Com base nestas premissas, fica evidente que os poços PM 01, PM 02, PM 03, PM 04, PM 05, PM 06, PM 07 e PM 08 apresentam contaminação com nitrato, sendo que as águas dos poços PM 02, PM 03, PM 05 e PM 07 são impróprias para o consumo humano porque registram valores maiores que o limite de potabilidade definido pelo Ministério da Saúde que é igual a 10 mg/L de  $\text{NO}_3^-$ -N. Merece ser destacado que os níveis de contaminação são relativamente baixos em função da grande quantidade de fossas e sumidouros existentes no local, o que provavelmente está relacionado à baixa vulnerabilidade do aquífero.

As análises bacteriológicas apontam a presença de *Escherichia coli* em todos os poços com valores menores que o limite de quantificação do método, que corresponde a 10 NMP/100mL, indicando a ocorrência de contaminação em níveis muito baixos. Apesar do registro de pequenas quantidades deste parâmetro nas amostras analisadas, as águas são impróprias para o consumo humano, uma vez que a potabilidade das águas implica na ausência de coliformes. Os valores encontrados da bactéria *Escherichia coli* refletem a contaminação antrópica das águas subterrâneas do local, cuja intensidade é baixa em consequência da baixa vulnerabilidade do aquífero e da curta persistência destes agentes bacterianos no ambiente.

O ortofosfato não foi detectado nas amostras, indicando que o fósforo não ocorre como contaminante nas águas subterrâneas analisadas.

A temperatura das águas subterrâneas analisadas é relativamente baixa, com valores entre 21 e 23°C, indicando que as mesmas tem circulação rasa e decorrem de recarga direta de águas da chuva.

A condutividade elétrica apresentou valores entre 39 e 323  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , apresentando um valor médio de 154,24  $\mu\text{s}/\text{cm}$ . De um modo geral, os baixos valores de CE (<200  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) são característicos de poços rasos onde as águas possuem pouco tempo de residência e, conseqüentemente, menor presença de elementos químicos dissolvidos. Apenas as amostras PM 02, PM 03 e PM 05 apresentaram valores de

CE >200  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , o que não está associado a qualquer parâmetro analisado neste estudo.

O conteúdo de cloreto e sódio, embora relativamente baixos, também decorrem da contaminação por esgoto doméstico no aquífero local, uma vez que são elementos presentes com relativa abundância nestes efluentes (CETESB, 2005) e mostram correlação positiva com o nitrato (Fig. 7 e 8). Cloreto e sódio não têm fonte natural comum com o nitrato, de modo que a boa correlação observada, necessariamente, reflete contaminação por esgoto cloacal onde os três parâmetros aparecem com abundância.

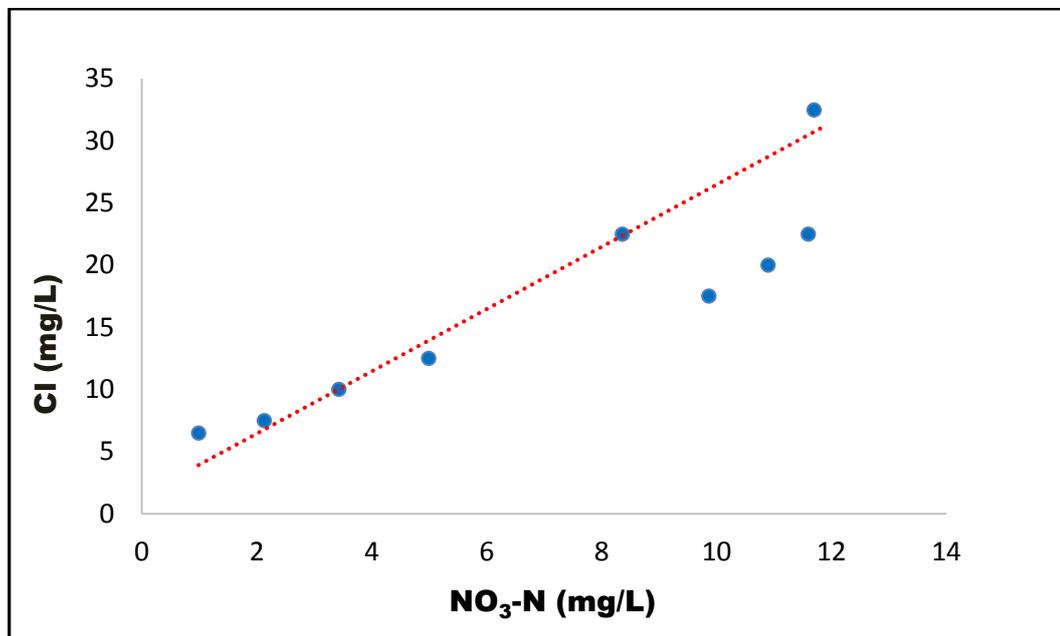


Figura 7 – Diagrama de dispersão do nitrato e cloreto das amostras analisadas.

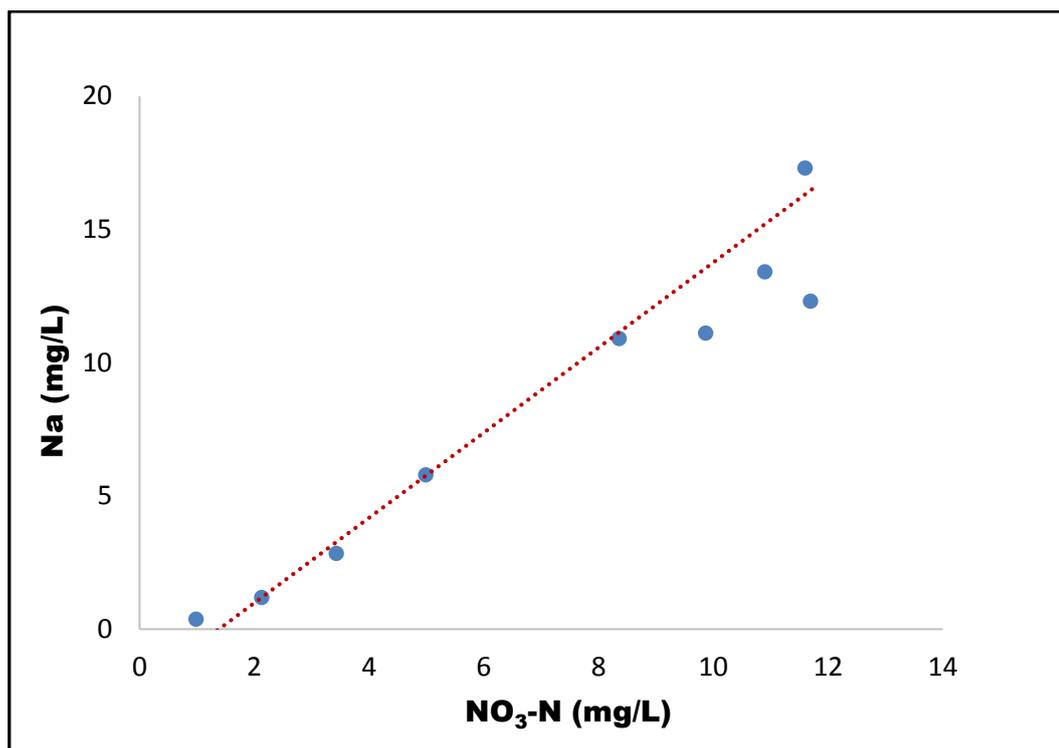


Figura 8 – Diagrama de dispersão do nitrato e sódio das amostras analisadas.

As concentrações de sódio variam entre 0,369 e 23,7 mg/L e os de cloretos, entre 6,5 e 52,5 mg/L. O diagrama de variação binário apresentado na figura 9 mostra uma boa correlação entre estes dois parâmetros, porém com a razão Cl/Na mais elevada do que a encontrada nos esgotos domésticos, cujo valor é similar à composição estequiométrica do NaCl. Os baixos valores de sódio em relação ao cloreto estão associados à sua menor mobilidade geoquímica em ambientes que contêm argilo-minerais, como é o caso do aquífero estudado que apresenta até 20% de caolinita diagenética. Os argilominerais têm uma boa capacidade de sorção de cátions, mas não retêm ânions em condições de pH neutro (Deutsch, 1997; Sposito, 1989), como registrado nas amostras de águas analisada. O diagrama da figura 9 mostra dois *trends* com inclinações distintas, os quais resultam provavelmente, de diferenças no conteúdo de caolinita nos sedimentos. O *trend* mais inclinado, com razão Cl/Na mais elevada, é formado pelas amostras PM 02, PM 05 e PM 06 e reflete o maior conteúdo de caolinita que causa maior adsorção de sódio e conseqüente empobrecimento relativo ao cloreto.

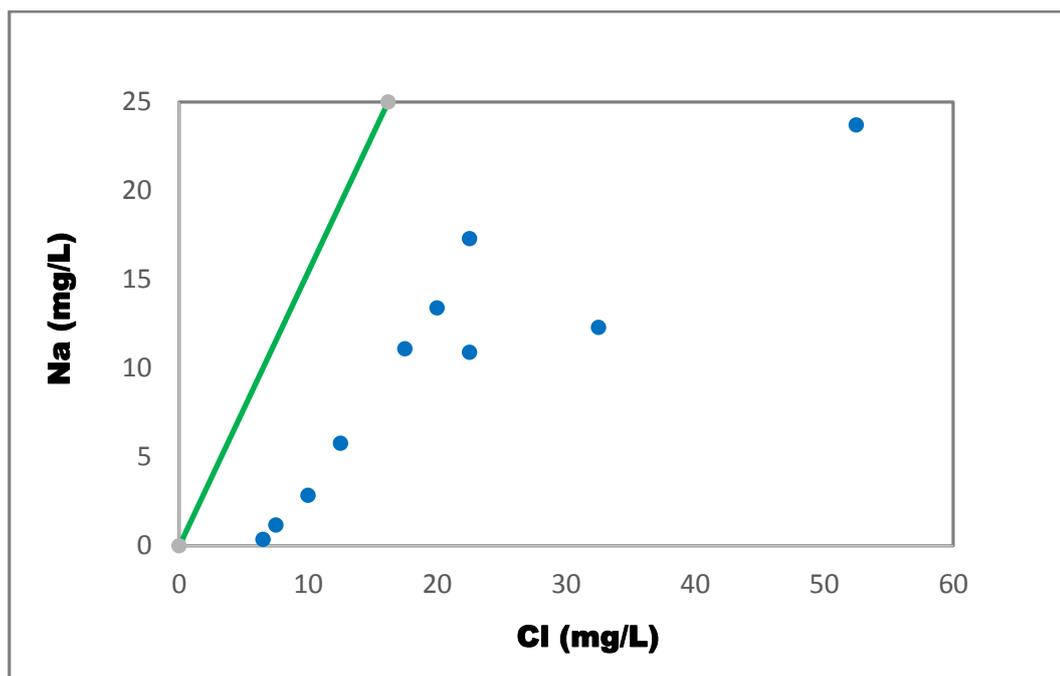


Figura 9 – Diagrama de dispersão do sódio e cloretos das amostras analisadas. A linha verde corresponde a razão estequiométrica do NaCl.

## 5. CONCLUSÕES

Apesar dos grandes volumes de efluentes domésticos lançados através das fossas e sumidouros na região, os níveis de contaminação antrópica são baixos e de um modo geral ocorrem pela contaminação por nitrato nos poços PM 02, PM 03, PM 05 e PM 07. Logo, as águas subterrâneas estudadas estão impróprias para consumo humano.

Considerando que o aquífero possui uma condição de semiconfinamento, a contaminação das águas subterrâneas da área pode ser causada possivelmente por problemas construtivos nos poços somada à influência da falta de saneamento. Ainda que se trate de uma contaminação pouco expressiva de nitrato, *Escherichia coli*, Na e Cl observada nas amostras de água analisadas em laboratório, devem ser realizadas novas análises para que haja controle dos contaminantes no aquífero.

Como a área de estudo não possui rede de abastecimento de água, a ocorrência de poços clandestinos com problemas construtivos deve ser um fato comum e pode atingir boa parte da população que consome água dos poços rasos construídos de maneira desordenada na região. Logo se fossem adotadas as normas específicas para construção de poços de água, certamente a incidência de contaminação

dessas águas subterrâneas seria praticamente inexistente, visto a baixa vulnerabilidade natural do aquífero à contaminação e a alta qualidade das águas subterrâneas.

Mesmo envolvendo aquíferos rasos, a aplicação do índice GOD para as águas subterrâneas da região indicou baixa vulnerabilidade à contaminação. Tal fato pode ser explicado pela característica semiconfinada do aquífero, marcada pela ocorrência de argila nas camadas superiores que compõe o perfil do poço. As características hidrodinâmicas do aquífero também podem contribuir na diluição dos contaminantes visto que se trata de um aquífero com grande disponibilidade hídrica.

Por fim, vale ressaltar que a região possui alto potencial para águas subterrâneas e que, portanto, se faz necessária a implantação de um projeto de saneamento básico, bem como a intensificação no controle e fiscalização de poços existentes na região, com aplicação de medidas protetivas e análises químicas e bacteriológicas periódicas.

## 6. REFERÊNCIAS

AESRD. Alberta Environmental and Sustainable Resource Development. Nitrate in Groundwater. 2011.

ALLER, L.; BENNETT, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R.; HACKETT, G. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. US E.P.A, EPA/600/2-87/035, EUA, 1987.

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

ARIENTI, L. M. Evolução Paleogeográfica da Bacia do Rio Gravataí. Dissertação (Mestrado em Geociências). Porto Alegre, UFRGS. 182 p, 1986.

ASMUS, H. E.; PORTO, R. Classificação das bacias sedimentares brasileiras segundo a tectônica de placas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 26, Belém, 1972. Anais..., Belém: SBG, v.2, p. 67-90, 1972.

BONOTTO, D. M.; BUENO T. O. The natural radioactivity in Guarani aquifer groundwater, Brazil. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 66, p. 1507-1522, 2008.

BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B. R.; MATSCHULLAT, J. Geochemical distribution of arsenic in waters, sediments and weathered gold mineralized rocks from Iron Quadrangle, Brazil. *Environmental Geology*, v.4, p.39-52, 2003.

- BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDI - SI, J. G. (Ed.). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras: USP/ABC, Cap.19. p, 637-649, 1999.
- BRASIL. Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011: Procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, Ministério da Saúde, 2011.
- CASARINI, D. C. P. As águas subterrâneas e a indústria. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 10, São Paulo, SP, Anais... ABAS: São Paulo, 1998.
- CETESB. Variáveis de qualidade de água. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, 2005.
- CPRM. Mapa hidrogeológico do Estado do Rio Grande do Sul. Escala 1:750.000. 2005.
- DEJWAKH, N. Sources of nitrate in groundwater below a major agricultural area: the high plains in mid-west United States. USGS, 2006.
- FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A. Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data. Lima: CEPIS/PAHO/WHO, 1988.
- DEUTSCH, W.J. *Groundwater geochemistry. Fundamentals and applications to contamination*. CRC Press LLC. New York, 221 p. 1997.
- FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. Groundwater Quality Protection: A Guide for Water Service Companies, Municipal Authorities and Environment Agencies. World Bank, GWMATE, Washington, 104 p, 2006.
- FRANK, H. T.; GOMES, M. E. B.; FORMOSO, M. L. L.; GARCIA, G. G. Contaminação de flúor dos aquíferos da bacia do Paraná derivada da desgaseificação de intrusivas da formação Serra geral: Nova Hipótese. In: XV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e I Simpósio de Hidrogeologia do Sul-Sudeste, Gramado – RS. 2007.
- FREITAS, M. A.; COSTA, C. T.; TEDESCO, M. A.; CASTRO, M. A. H. Estudo do comportamento e potencialidade do Aquífero relacionado à Barreira Marinha em Viamão-RS utilizando modelagem computacional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, Florianópolis, p.17, 2002.
- HAUSMAN, A. Províncias Hidrogeológicas do Rio Grande do Sul. *Acta Geológica Leopoldencia*. Série Mapas, 2, 1995.
- HIRATA, R.; FERNANDES, J. A. Vulnerabilidade à Poluição de Aquíferos. In: FEITOSA, F. C. (org). *Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações*. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 812p. 2008.
- HIRATA, R. C. A.; VARNIER, C. Águas Subterrâneas e Agronegócios. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, ABAS, São Paulo, 1998.
- LAURIA, D. C.; GODOY J. M. Origem e transporte de rádio nas águas subterrâneas de Buena (RJ). Joint World Congress on Groundwater, I. Fortaleza, *Anais...* 2000.
- LEAL, A. S. As águas subterrâneas no Brasil: ocorrências, disponibilidade e usos. In: FREITAS, M. A. V. de. (Ed.). *O estado das águas no Brasil: perspectivas de gestão e*

*informações de recursos hídricos*. Brasília, DF: ANEEL-SRH/MME/MMA-SRH/OMM, p. 139-164. il. 1999.

MACHADO, J. L. F.; FREITAS, M. D. Projeto Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul: relatório final. Porto Alegre: CPRM, 2005.

MATTOS, L. M.; SILVA, E. F. Influência das propriedades de solo e de pesticidas no potencial de contaminação de solos e águas subterrâneas. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 9, p. 103-124, 1999.

MCMAHON, P. B.; BOHLKE, J. K. Regional Patterns in the Isotopic Composition of Natural and Anthropogenic Nitrate in Groundwater, High Plains, U.S.A. *Environmental Science and Technology*, 40: 2965-2970, 2006.

MUELLER, D. K.; HELSEL, D. R. Nutrients in the nation's water-Too much of a good thing? Geological Survey Circular 1136, (USA). 2002.

NANNI, A. S. O Flúor em águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral no Rio Grande do Sul: origem e condicionamento geológico. In: SEMANA ACADÊMICA DOS ALUNOS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS, Porto Alegre. *Resumos...* Porto Alegre: UFRGS, p. 101-104. 2006.

PALHARES J. C. P. Estimando o consumo de água de suínos, aves e bovinos em uma propriedade. Brasília: EMBRAPA. 2005.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; CERDEIRA, A. L.; SOUZA, M. D. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, p.111-122, 2003.

PIMENTEL, H. S.; LENA, J. C., NALINI JR, H. A. Studies of water quality in the Ouro Preto region, Minas Gerais, Brazil: The release of arsenic to the hydrological system. *Environmental Geology*, v.43, p.725-730, 2003.

RIBEIRA, F. Calidad, Contaminación y protection de acuíferos. In: III CURSO HISPANOAMERICANO DE HIDROLOGIA SUBTERRÂNEA. Montevideo, Uruguay, 2004.

ROISENBERG, C.; VIERO, A. P.; SCHWARZBACH, M. S. R.; ROISENBERG, A.; MORANTE, I. C. Caracterização geoquímica e gênese dos principais íons das águas subterrâneas de Porto Alegre, RS. *Revista Brasileira de Recursos hídricos* 8:137-147. 2003.

SPOSITO, G. *The chemistry of soils*. Oxford Univesity Press. New York. 277 p.1989.

TUNDISI, J. G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos, SP: RiMa, 248 p. 2003.

VAN STEMPTVOORT, D.; EWERT, L.; WASSENAAR, L. AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada. Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute, Saskatoon, 1992.

VIERO, A. P.; ROISENBERG, C.; ROISENBERG, A.; VIGO, A. The origin of fluoride in the granitic aquifer of Porto Alegre, Southern Brazil. *Environmental Geology* 56:1707-1719. 2009.

VILLWOCK, J. A.; DEHNHARDT, E. A.; LOSS, E. L., HOFMEISTER, T. Turfas da Província Costeira do Rio Grande do Sul - Geologia do Depósito de Águas Claras. Anais, 31º Congresso Brasileiro de Geologia, Camboriú, SBG, 1:500-14, 1980.

VILLWOCK, J. A., TOMAZELLI, L. J. Geologia Costeira do Rio Grande do Sul. Notas Técnicas, nº. 8: 1-45, 1995.

VILLWOCK, J. A.; TOMAZELLI, L. J.; LOSS, E. L.; DEHNHARDT, E. A.; HORN Fº, N. O.; BACHI, F. A.; DENHARDT, B. A. Geology of the Rio Grande do Sul Coastal Province. In: RABASSA, J. (ed.). *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula*. A. Balkema, Rotterdam: v. 4, p. 79-97, 1986.

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

## 7. ANEXO

### 7.1. Comprovante de Submissão de Artigo

[RAS] Agradecimento pela submissão

 'Matheus Lourenci Ferreira' via Águas Subterrâneas <everton@hidroplan.com.br>  
Hoje, 20:03  
Você ↕

Matheus Lourenci Ferreira,

Agradecemos a submissão do trabalho "AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR EFLUENTES DOMÉSTICOS NA REGIÃO DE ÁGUAS CLARAS, MUNICÍPIO DE VIAMÃO – RS" para a revista Águas Subterrâneas. Acompanhe o progresso da sua submissão por meio da interface de administração do sistema, disponível em:

URL da submissão:  
<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/author/submission/29248>  
Login: matheuslourenci

Em caso de dúvidas, entre em contato via e-mail.

Agradecemos mais uma vez considerar nossa revista como meio de compartilhar seu trabalho.

Everton de Oliveira  
Águas Subterrâneas

---

Águas Subterrâneas <http://aguassubterraneas.abas.org/>