



*Universidade Federal da Paraíba*

*Centro de Tecnologia*

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA E AMBIENTAL  
- MESTRADO -**

**VULNERABILIDADE INTRÍNSECA E RISCO DE CONTAMINAÇÃO DO  
AQUÍFERO LIVRE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAMAME – PB**

*Por*

*Franklin Mendonça Linhares*

*Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da  
Paraíba para obtenção do grau de Mestre*

**João Pessoa – Paraíba**

**Dezembro de 2012**



*Universidade Federal da Paraíba*

*Centro de Tecnologia*

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA E AMBIENTAL  
- MESTRADO -**

**VULNERABILIDADE INTRÍNSECA E RISCO DE CONTAMINAÇÃO DO  
AQUÍFERO LIVRE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAMAME – PB**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

**Franklin Mendonça Linhares**

**Orientador:** Prof. Dr. Cristiano das Neves Almeida

**Co-Orientador:** Prof. Dr. Alain Marie B. Passerat de Silans

L755v Linhares, Franklin Mendonça.

Vulnerabilidade intrínseca e risco de contaminação do aquífero livre da bacia hidrográfica do Rio Gramame-PB / Franklin Mendonça Linhares.-- João Pessoa, 2012.

91f. : il.

Orientador: Cristiano das Neves Almeida

Co-orientador: Alain Marie B. Passerat de Silans

Dissertação (Mestrado) – UFPB/CT

1. Engenharia Urbana e Ambiental. 2. Águas subterrâneas - risco de contaminação. 3. Bacia hidrográfica - plano de gerenciamento. 4. Aquífero livre. 5. Método DRASTIC.

UFPB/BC

CDU: 62:711(043)

**FRANKLIN MENDONÇA LINHARES**

**VULNERABILIDADE INTRÍNSECA E RISCO DE CONTAMINAÇÃO  
DO AQUÍFERO LIVRE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO  
GRAMAME – PB**

Dissertação aprovada em \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_ como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Urbana e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba.

BANCA EXAMINADORA:

---

Prof. Dr. Cristiano das Neves Almeida – UFPB  
(Orientador)

---

Prof. Dr. Alain Marie B. Passerat de Silans – UFPB  
(Co-Orientador)

---

Prof. Dr. Hamilcar José Almeida Filgueira – UFPB  
(Examinador Interno)

---

Prof. Dr. Guttemberg da Silva Silvino – UFPB/CCA  
(Examinador Externo)

Ao meu pai Aragão e a minha mãe Francisca, por me ensinarem o valor da vida. A minha irmã Françoise por ter cuidado de mim nos momentos difíceis. A Raissa, minha sobrinha. E ao destino por ter colocado Juliana Rayssa na minha vida.

## **AGRADECIMENTOS**

Sempre é difícil agradecer, mas se eu esquecer alguém, minhas desculpas. Obrigado a todos que de forma direta ou indireta contribuíram para esta pesquisa.

O meu maior agradecimento é para os meus pais, Aragão e Francisca, que me ensinaram a viver sem medo de ser feliz.

A minha irmã Françoise e a minha sobrinha Raissa, por ensinarem o dom da paciência!

Agradeço também ao meu avô, Dedé de Pade (in memória), ao meu tio Aroldinho de Dedé de Pade (in memória) e a minha avó Quina por terem passado seus conhecimentos e por terem suportado as minhas traquinagens.

Ao meu orientador e amigo Cristiano Almeida, pela consideração de ter aceitado a orientação desta pesquisa, na esperança de retribuir, com a seriedade de meu trabalho, a confiança em mim depositada.

Ao co-orientador Alain Marie, por ter me orientado nas horas em que o trabalho estava perdido, dando assim, o rumo certo a pesquisa.

Aos professores Hamilcar, Richarde Marques e Pedro Vianna, pela disponibilidade, cooperação e diálogo, não só por isso, mas também por suas amizades.

Aos amigos Victor, Edilson, Amanda, Marcelo, Jackeline, Marcela, Eudes Bomfim, Romero e Diego Targino, que não mediram esforços para me ajudar na etapa de coleta de dados em campo. Oferecendo, gratuitamente, dedicação e empenho, tornando os dias de trabalho de campo em momentos de muita alegria e aborrecimentos.

Aos grandes amigos Fabricio, Tássio (baiano) e José Yure.

A Juliana Rayssa, esta pessoa muito especial em minha vida, que surgiu num momento muito importante e decisivo, obrigado por tudo!

A todos os professores que me acompanharam desde o ensino de base até a pós-graduação. A estes heróis que me suportaram.

## RESUMO

O mapeamento de vulnerabilidade e a análise de risco de contaminação das águas subterrâneas são fundamentais para a orientação dos planos de gerenciamento de bacias hidrográficas. Atualmente, novos critérios de enquadramento das águas subterrâneas são exigidos pela Resolução do CONAMA N° 396/2008 e justificam a o presente estudo. O mapeamento da vulnerabilidade do aquífero livre foi da realizado na bacia hidrográfica do rio Gramame. Para a construção do mapa de vulnerabilidade, foi utilizado o método DRASTIC, acrônimo dos fatores a serem analisados: *Depth to the water table*, *Net Recharge*, *Aquifer media*, *Soil media*, *Topography*, *Impact of the unsaturate zone*, *Hydraulic Conductivity*. Já para o mapeamento do risco à poluição foi utilizado o DRASTIC modificado, onde são consideradas (também) as características de uso e cobertura do solo. Cada fator do DRASTIC é construído de forma dinâmica, como uma camada, no Sistema de Informação Geográfica (SIG) a partir de características do meio que são especializadas e, na fase final, integrada para gerar o mapa de vulnerabilidade. A análise preliminar de risco é feita pela sobreposição do mapa de vulnerabilidade como os mapas de cobertura do solo e uso do solo da bacia hidrográfica do rio gramame. Gerou-se com essas informações um banco de dados necessário à confecção dos mapas de vulnerabilidade intrínseca e de risco de contaminação. Os dados dos níveis estáticos dos 27 poços foram coletados mensalmente durante um ano hidrológico (2010/2011), o que permitiu dividi-los em dois períodos: chuvoso e estiagem. Com essa determinação foi possível realizar uma análise comparativa entre os mapas de vulnerabilidade para estes dois períodos distintos. Identificou-se nesta pesquisa que, no período chuvoso, a vulnerabilidade é maior que no período de estiagem. O resultado do mapa de vulnerabilidade intrínseca no período chuvoso revelou que a região central e sudoeste, onde está localizada a cidade de Pedras de Fogo, apresenta vulnerabilidade alta. O mapa de risco de contaminação identificou essas mesmas regiões como de áreas risco muito alto, devido à ação antrópica. Esses dados podem ser usados para delimitar e direcionar recursos para as áreas que necessitem de proteção, bem como subsidiar a gestão municipal e Estadual na tomada de decisões quanto ao uso do solo, elaboração de ações e medidas que assegurem a qualidade ambiental das águas subterrâneas da bacia hidrográfica do rio Gramame.

Palavras-chave: Vulnerabilidade Intrínseca. Risco de Contaminação. Aquífero Livre. DRASTIC.

## ABSTRACT

The vulnerability mapping and risk analysis of groundwater contamination are essential for guiding management plans of watersheds. Currently, new criteria for eligibility of groundwater are required by CONAMA Resolution No. 396/2008 and justifies this study. The chosen basin for mapping of vulnerability of a free aquifer was the Gramame river basin in Paraíba State. To build the vulnerability map the DRASTIC method was chosen, acronym of factors to be analyzed: Depth to the water table, net Recharge, Aquifer media, Soil media, Topography, Impact of the unsaturate zone, Hydraulic Conductivity. For the pollution risk mapping the modified DRASTIC was used, where the characteristics of land use and land cover are also considered. Each DRASTIC factor is built dynamically as a layer of a Geographic Information System (GIS). Environment features of the system are specialized and, in the final step, are integrated in order to generate vulnerability map. The preliminary risk analysis is made by overlapping the vulnerability map to the land cover and land use maps. Data from static levels of 27 shallow wells were collected monthly during a hydrological year (2010/2011), which allowed to divide them into two periods: wet and dry. With this determination it was possible to compare the vulnerability maps for these two distinct periods. It was found in this study that, in the rainy season, the vulnerability is greater than in the dry season. The result of the intrinsic vulnerability map in the rainy season showed that the central and southwest regions, where the city of Pedras de Fogo is located, presents high vulnerability. The risk of contamination map identified these same regions as very high risk due to human action. These data can be used to define and direct resources to areas where protection is needed, as well as subsidize the municipal and state management in making decisions regarding land use, actions development and measures to ensure the environmental quality of the groundwater of Gramame river basin.

**Keywords:** Intrinsic vulnerability. Contamination risk. Free aquifer. DRASTIC.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Localização da bacia do rio Gramame.....	33
Figura 2	Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba.....	34
Figura 3	Estratigrafia da Bacia Sedimentar Paraíba.....	35
Figura 4	Mapa geológico da BHRG.....	36
Figura 5	Curva hipsométrica da bacia do rio Gramame.....	37
Figura 6	Distribuição espacial dos poços de monitoramento.....	42
Figura 7	Mapa da profundidade do topo do aquífero da BHRG no período chuvoso, segundo os intervalos do DRASTIC.....	54
Figura 8	Mapa da profundidade do topo do aquífero da BHRG no período de estiagem, segundo os intervalos do DRASTIC.....	56
Figura 9	Mapa de Recarga da BHRG, segundo os intervalos do DRASTIC.....	57
Figura 10	Mapa hidrogeológico da BHRG.....	57
Figura 11	Mapa de Solos da BHRG.....	61
Figura 12	Mapa de declividade da BHRG, segundo os intervalos do DRASTIC.....	63
Figura 13	Mapa de condutividade hidráulica da BHRG.....	64
Figura 14	Mapa de vulnerabilidade do aquífero livre da BHRG no período chuvoso..	66
Figura 15	Mapa de vulnerabilidade do aquífero livre da BHRG no período de estiagem.....	67
Figura 16	Mapa de Cobertura do Solo e Uso do solo da Bacia do Rio Gramame.....	70
Figura 17	Mapa das classes de Risco de Contaminação da BHRG.....	71

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Reclassificação dos diferentes métodos para se realizar a comparação dos resultados dos métodos de vulnerabilidade.....	27
Tabela 2	Variáveis hidrogeológicas e morfológicas do DRASTIC e suas descrições.....	39
Tabela 3	Valores correspondentes ao índice de vulnerabilidade DRASTIC e seus respectivos intervalos.....	41
Tabela 4	Intervalos de profundidade do topo do aquífero e respectivas classes.....	41
Tabela 5	Informações dos poços monitorados na BHRG de novembro de 2010 até outubro de 2011.....	43
Tabela 6	Intervalos de recarga e respectivas classes.....	44
Tabela 7	Tipos do material do aquífero com suas respectivas classes.....	45
Tabela 8	Tipos de solos com suas respectivas classes.....	45
Tabela 9	Intervalos da declividade e respectivas classes.....	47
Tabela 10	Material da zona vadosa com respectivas classes.....	47
Tabela 11	Intervalos de valores de condutividade hidráulica e respectivas classes....	49
Tabela 12	Cobertura do solo sua descrição e respectivos índices.....	50
Tabela 13	Descrição do uso do solo com suas respectivas classes.....	53
Tabela 14	Profundidade do topo do aquífero da BHRG com seus intervalos, pesos e áreas no período chuvoso.....	55
Tabela 15	Profundidade do topo do aquífero da BHRG com seus intervalos, pesos e áreas no período de estiagem.....	56
Tabela 16	Recarga da BHRG com seus intervalos, pesos e áreas.....	56
Tabela 17	Formação Hidrogeologica da BHRG com seus pesos e áreas.....	59
Tabela 18	Solos da BHRG com seus pesos e áreas.....	61
Tabela 19	Declividade da BHRG com seus respectivos intervalos, pesos e áreas.....	63
Tabela 20	Condutividade Hidráulica da BHRG com seus intervalos, pesos e áreas...	65
Tabela 21	Vulnerabilidade da BHRG no período chuvoso.....	67
Tabela 22	Vulnerabilidade da BHRG no período de estiagem.....	68
Tabela 23	Comparação da vulnerabilidade da BHRG no período chuvoso e no período de estiagem.....	68
Tabela 24	Cobertura do Solo e Uso do Solo com respectivos pesos e índices.....	70
Tabela 25	Áreas de risco de contaminação do aquífero livre da BHRG.....	71

**LISTAS DE QUADROS**

Quadro 1	Classificações dos problemas de qualidade da água subterrânea.....	16
Quadro 2	Principais métodos para a determinação da vulnerabilidade e perigo de poluição de aquíferos (adaptado de Hirata e Rebouças, 1999).....	24

## LISTAS DE ABREVIACÕES

Siglas:

ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas

AVI – Aquifer Vulnerability Index

BHRG – Bacia Hidrográfica do Rio Gramame

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais

CAGEPA – Companhia de Água e Esgoto do Estado da Paraíba

DRASTIC – **D**epth of Water Table, **R**echarge, **A**quifer Media, **S**oil, **T**opography, **I**mpactor of Vadose Zone, **C**onductivity Hidraulic.

EPA (USEPA) – Environmental Protection Agency – United States of America

EPPNA – Equipa de Projector o Plano Nacional de Água

Fm – Formação

GOD – **G**roundwater, **O**verlying Strato, **D**epth to Groundwater Table

MDT – Modelo Digital do Terreno

NE – Nível Estático

IDW – Inverso da Distância ao Quadrado

LC – Cobertura do Solo

LU – Uso do Solo

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SINTACS – **S**aggiacenzo Della Falda, **I**nfiltrazione Efficace, **A**utodepurazione Del **N**on Saturato, **T**ipologia Della Copertura, **C**omposizione Litologica Dell **A**cquifero, **C**onducibilita idraulica Dell **A**cquifero, **A**clivita dela **S**uperficie Topografica.

TIM – Rede de Triangulação

WTF – Water Table Fluctuation

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	<b>1</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>2</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>3</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>4</b>
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	<b>5</b>
<b>LISTAS DE QUADROS</b> .....	<b>6</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>10</b>
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>14</b>
2.1 IMPORTÂNCIA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA .....	14
2.2 CONTAMINAÇÕES DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS .....	15
2.4 CONCEITOS DE VULNERABILIDADE E RISCO .....	19
2.6 MÉTODOS DE MAPEAMENTO DE VULNERABILIDADE .....	21
2.7 MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE VULNERABILIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS .....	23
2.8 ESTUDOS DE CASO .....	29
2.8.1 <i>Estudo de casos que realizaram modificações no DRASTIC</i> .....	31
3.1 GEOLOGIA E HIDROGEOLOGIA.....	33
3.2 RELEVO E GEOMORFOLOGIA.....	36
3.3 CLIMA E VEGETAÇÃO .....	37
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>38</b>
4.1 MÉTODO DRASTIC .....	38
4.1.1 <i>Levantamento da Profundidade do Topo do Aquífero (D)</i> .....	41
4.1.2 <i>Determinação da Recarga do Aquífero (R)</i> .....	43
4.1.3 <i>Determinação do Material do Aquífero (A)</i> .....	44
4.1.4 <i>Determinação do Tipo de Solo (S)</i> .....	44
4.1.5 <i>Caracterização Topografia (T)</i> .....	45
4.1.6 <i>Determinação da Influência da Camada não saturada (I)</i> .....	46
4.1.7 <i>Determinação da Condutividade Hidráulica (C)</i> .....	47
4.2 MODIFICAÇÃO DO MÉTODO DRASTIC .....	48

4.2.1 Avaliação da Cobertura do Solo (LC).....	49
4.2.2 Avaliação do Uso do Solo (LU).....	50
4.3 ESTRUTURAÇÃO DA BASE DE DADOS ESPACIAIS .....	51
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>53</b>
5.1 MAPAS DE VULNERABILIDADE INTRÍNSECA .....	53
5.2 MAPA DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO .....	69
<b>6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>73</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Em função da crescente demanda, as águas subterrâneas estão sob forte pressão. A superexploração pode provocar a redução da quantidade de água que abastece os rios, a seca de nascentes, o esgotamento dos reservatórios, entre tantos outros impactos negativos. Somam-se a esses, os problemas relacionados com a contaminação das águas pelas atividades humanas devido a diversas fontes de poluição tais como as fossas, os esgotos domésticos e industriais, os vazamentos em postos de gasolina, os lixões, os agrotóxicos utilizados na agricultura, os poços profundos mal instalados ou abandonados, entre outros (TUNDISI, 2003).

Segundo Rebouças (2006) a poluição provocada pelas atividades humanas, o aumento da população mundial, o consumo excessivo e o alto grau de desperdício são fatores que colocam em risco a disponibilidade de água doce. Por sua importância estratégica para as gerações presentes e futuras, nossas reservas de água subterrânea certamente necessitam de um cuidado especial para sua preservação e utilização de forma sustentável.

Devido à deterioração dos aquíferos, Custódio e Llamas (1996) apontam que ao contrário da contaminação das águas superficiais, que são mais facilmente identificáveis, a contaminação das águas subterrâneas não é visível, além do que, sua exploração é bastante distribuída no espaço, o que dificulta a identificação e a caracterização dos problemas de contaminação. Os mesmos autores ressaltam ainda que as ações protetoras ou a interrupção da atividade contaminante é aplicada somente quando a contaminação se torna perceptível, o que ocorre quando esta já atingiu uma larga extensão.

As experiências nas últimas décadas mostraram que a despoluição de aquíferos não conseguiu, em grande parte dos casos, a completa remoção de todos os contaminantes, e que as fontes de poluição, mesmo que parcialmente removidas, continuam liberando poluentes durante um grande período de tempo (MANOEL FILHO, 2008).

Contudo, nos últimos anos, percebe-se uma crescente preocupação da sociedade com a deterioração dos recursos hídricos subterrâneos, haja vista que é cada vez mais evidente a consciência dos responsáveis pela gestão deste manancial hídrico, principalmente em relação às limitações técnicas, econômicas e de disponibilidade de

especialistas para atenuar a deterioração existente, sobretudo em países que estão em fase de desenvolvimento.

Com o resultado dessa situação, tem-se observado a disseminação do uso e desenvolvimento de várias técnicas de mapeamento para avaliação da vulnerabilidade natural e de risco de contaminação, como uma ferramenta para a prevenção e proteção das águas subterrâneas.

A validação do mapa de vulnerabilidade é um tema amplamente discutido, diante da relação dos fatores utilizados na sua construção. A eficiência do método de mapeamento de vulnerabilidade da água subterrânea depende da aplicação de fatores, que integrados atribuem um significado de vulnerabilidade a partir de uma leitura particular do ambiente.

Tem-se observado a disseminação do uso de técnicas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) para o mapeamento de áreas vulneráveis à contaminação das águas subterrâneas (LAKE et al., 2003). Os SIG's permitem o processamento de uma grande quantidade de informações envolvendo diferentes tipos de dados em diferentes escalas e níveis de precisão. É possível também a execução de análises e modelagem, disponibilizadas por um amplo arranjo de funções. O processamento dos resultados pode ser apresentado por meio de relatórios e mapas, facilitando as reformulações e as atualizações.

Goodchild et al. (1993) ressaltam ainda que as características apontadas pelos SIG's tornam sua implementação extremamente pertinente nas avaliações da vulnerabilidade dos aquíferos. Os SIG's possibilitam ainda retratar o relacionamento entre uma posição espacial e seu atributo. Esta tecnologia vem sendo muito aplicada nas avaliações de vulnerabilidade que visam à preservação dos mananciais subterrâneos, bem como nas definições de áreas onde o monitoramento deve ser executado de maneira mais intensiva. Os SIG's auxiliam também no planejamento de práticas conservacionistas que visam à identificação de áreas que devem ser protegidas, de modo a garantir a preservação do aquífero no que tange a qualidade da água.

Nesta perspectiva, o referido trabalho, objetiva mapear a vulnerabilidade e o risco de contaminação do aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame (BHRG). O método escolhido para avaliação da vulnerabilidade foi o DRASTIC, devido a sua ampla aceitação internacional e por apresentar-se como método multiparamétrico, além de

considerar aspectos geomorfológicos, hidrogeológicos e físicos. Esta metodologia de mapeamento de vulnerabilidade foi desenvolvida por Aller et al. (1987). Para a visualização e a integração espacial desses fatores, os dados georreferenciados foram tratados em um SIG, utilizando técnicas de edição e integração de planos de informação dos fatores do DRASTIC, a fim de gerar o mapa final de vulnerabilidade da área estudada.

Para alcançar esses resultados, foram estabelecidos como objetivos específicos:

- i) identificar as características do meio físico, hidrogeológicos e morfológicos que constituem o aquífero livre da BHRG para realizar o mapeamento da vulnerabilidade;
- ii) monitorar os níveis do lençol subterrâneo do aquífero livre da bacia em estudo, ao longo de um ano, com uma frequência mensal;
- iii) dividir os dados do monitoramento dos níveis do lençol subterrâneo do aquífero livre em período chuvoso e de estiagem;
- iv) construir o mapa de vulnerabilidade natural do aquífero livre empregando o método DRASTIC
- iv) identificar as áreas de risco de contaminação por meio do DRASTIC modificado.

O referido trabalho encontra-se estruturada em seis partes, da seguinte maneira: na primeira parte (INTRODUÇÃO) relata-se uma contextualização abrangendo o tema em estudo, enfocando os objetivos que se pretende alcançar com o trabalho. Na segunda parte (REFERENCIAL TEÓRICO) é apresentada uma revisão bibliográfica sobre as águas subterrâneas, ressaltando aspectos como: importância, poluição, conceito de vulnerabilidade e a importância do mapeamento de vulnerabilidade deste recurso. Ainda nesta parte são apresentados alguns métodos de avaliação de vulnerabilidade de aquíferos, e alguns estudos de casos que utilizaram o *DRASTIC* e o *DRASTIC modificado*. As características fisiográficas da área de estudo são enfocadas na terceira parte, denominada CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. Em seguida, na quarta parte (MATERIAIS E MÉTODOS), são descritas as etapas metodológicas utilizadas para atingir os objetivos propostos neste estudo. Na quinta parte são apresentados os RESULTADOS E DISCUSSÕES dos mapas obtidos sobre a vulnerabilidade e o risco de contaminação. Na

sexta parte encontram-se as CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES do trabalho, com base nos resultados e discussões obtidos com a pesquisa.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

São apresentados a seguir os fundamentos teóricos necessários à compreensão sobre a vulnerabilidade e risco de contaminação de aquíferos. Discute-se, também, a importância do mapeamento da vulnerabilidade das águas subterrâneas e seus principais conceitos, além dos métodos utilizados para a obtenção de índices sobre a avaliação da vulnerabilidade de risco de contaminação das águas subterrâneas, com demonstrações de estudos de casos.

### **2.1 Importância da Água Subterrânea**

A distribuição dos recursos hídricos subterrâneos no mundo não é uniforme, e depende da interação de fatores climáticos – muito irregulares no espaço e no tempo – de fatores geológicos, e também da escala da área de estudo (CASTANY, 1971). A água subterrânea é um recurso globalmente importante e valioso para a vida humana e o desenvolvimento econômico (HIRATA, 1997). Por isto, deve ser muito bem gerida, de forma a não comprometer as gerações futuras com a sua perda de qualidade. Neste sentido as águas subterrâneas possuem importância estratégica no que diz respeito ao abastecimento humano, pois normalmente, apresentam elevado padrão de qualidade físico-química e bacteriológica. Além disso, não é afetada por períodos de estiagem prolongados e pela evaporação (HAMERLINCK et al., 1998).

A construção de poços na Brasil é regulamentada pela NBR 13895, sendo que nos últimos 25 anos foram perfurados cerca de 12 milhões de poços. Segundo Rebouças (2008), um quarto da recarga anual do manancial subterrâneo existente no País representa uma oferta de 5 mil m<sup>3</sup>/ano per capita que poderia ser aproveitado. Cidades com menos de 10 000 habitantes poderiam estar sendo abastecidas por dois ou três poços.

Vários núcleos urbanos no Brasil abastecem-se de águas subterrâneas de forma exclusiva ou complementares, constituindo o recurso mais importante de água doce. O maior volume dessa água é destinado ao abastecimento público (REBOUÇAS, 2008). Importantes cidades do país dependem das águas subterrâneas para seu abastecimento, como: Ribeirão Preto (SP), Mossoró (RN), Natal (RN), Maceió (AL), Região Metropolitana de Recife (PE) e Barreira (BA). No Maranhão, mais de 70% das cidades são abastecidas por água subterrânea, e em São Paulo e no Piauí esse percentual alcança 80% (ANA, 2005a).

No Estado de São Paulo, atualmente, aproximadamente 80% dos municípios são total ou parcialmente abastecidos por águas subterrâneas, atendendo uma população de mais de 5,5 milhões habitantes (CETESB, 2007). No Rio Grande do Sul, das mais de 300 localidades com sistema de abastecimento, 55% são atendidas total ou parcialmente com água subterrânea, com uma disponibilização diária de cerca de 170.000m<sup>3</sup> (ANA, 2005b).

Já no Estado da Paraíba, mais de 70% de seu território é constituído de rochas cristalinas. Essas rochas apresentam o sistema de aquífero do tipo fissural, que segundo Vieira e Gondim Filho (2006), têm o potencial hidrogeológico restrito, com vazão média em torno de 4m<sup>3</sup>/h. As áreas de maior potencialidade de águas subterrâneas na Paraíba estão localizadas nas bacias sedimentares Pernambuco-Paraíba e Rio do Peixe. Nessas bacias foram cadastrados 1.581 poços que suprem a necessidade hídrica de 925.644 habitantes (ABAS, 2003).

Segundo a CAGEPA (2012) dos 223 municípios existentes na Paraíba, 25 são abastecidos por águas subterrâneas. A cidade de João Pessoa possui 17% de seu abastecimento proveniente de poços.

Mesmo assim, a utilização da água subterrâneas na Paraíba vem aumentando vertiginosamente, principalmente nos locais de maior potencialidade e em função da necessidade de uma fonte de água para a região, impostas pelas suas condições climáticas. O reflexo disso é a contribuição da água subterrânea em parcelas significativas, tanto para o abastecimento público como para os usos diversos (CAGEPA, 2012).

## **2.2 Contaminações das Águas Subterrâneas**

O uso de águas subterrâneas como fonte de água potável para o consumo humano é preferível, devido a sua boa qualidade microbiana em estado natural. Essa característica das águas subterrâneas se deve à sua lenta circulação, a capacidade de adsorção dos terrenos e ao pequeno tamanho dos poros do solo. Uma contaminação pode levar muito tempo até manifestar-se claramente. Os solos de alguns aquíferos têm um alto poder de depuração em relação a alguns poluentes. Os aquíferos são menos vulneráveis à poluição do que às águas superficiais, porém, uma vez contaminados, a recuperação, dependendo do poluente, pode se tornar inviável economicamente (MANOEL FILHO, 2008).

Devido a sua importância, a água subterrânea é frequentemente utilizada, porém, geralmente mal protegida e raramente bem gerida (VOUDOURIS, 2010). As principais ameaças para a sustentabilidade das águas surgem pelo aumento constante da procura de água, provocado pela concentração demográfica, pela expansão econômica, pela crescente necessidade de irrigação e pela diversificação de produtos químicos, potencialmente contaminantes, sobretudo nas últimas três décadas (ROMIJN, 2002). As contaminações devido às causas naturais também contribuem, embora sejam muito localizadas e raras (MARTÍNEZ-BASTIDA et al., 2010).

Dores (2004) mostra que a degradação da água subterrânea depende da carga poluidora e do comportamento dos contaminantes, assim como dos fatores geológicos e hidrogeoquímicos que controlam o fluxo e a dispersão dessas substâncias. Entretanto, o entendimento do comportamento de contaminantes de interesse gerados pela poluição difusa (baixa concentração em extensas áreas) é de difícil compreensão e avaliação, como é o caso da contaminação originada pela atividade agrícola. As fontes de poluição pontuais são de pequenas escalas e facilmente identificáveis e, portanto, seu controle é mais eficiente e rápido.

Em relação à poluição de aquífero, Foster et al. (2006) destacam os principais fatores na degradação da qualidade das águas subterrâneas (Quadro 1).

Quadro 1 - Classificações dos problemas de qualidade da água subterrânea.

TIPO DE PROBLEMA	CAUSA SUBJACENTE	CONTAMINANTES PRINCIPAIS
<b>CONTAMINAÇÃO DO AQUIFERO</b>	Proteção inadequada de aquíferos vulneráveis contra emissões e lixiviados provenientes de atividades urbanas/industriais e intensificação do cultivo agrícola.	Microorganismos patógenos, nitrato ou amônio, cloreto, sulfato, boro, arsênio, metais pesados, carbono orgânico dissolvido, hidrocarbonetos aromáticos e halogenados, certos pesticidas.
<b>CONTAMINAÇÃO NO PRÓPRIO POÇO OU CAPTAÇÃO</b>	Poço ou captação cuja construção/projeto inadequado permite o ingresso direto de água superficial ou água subterrânea rasa poluída	Principalmente microorganismos patógenos
<b>INTRUSÃO SALINA</b>	Água subterrânea salina (e às vezes poluída) que, por excesso de extração, é induzida a fluir para o aquífero de água doce.	Principalmente cloreto de sódio, mas pode incluir também contaminantes persistentes produzidos antropicamente.
<b>CONTAMINAÇÃO INTRÍNSECA</b>	Relacionada com a evolução química da água subterrânea e a dissolução de minerais (pode ser agravada pela poluição ocasionada pela atividade humana e/ou extração excessiva)	Principalmente fluoreto e ferro solúvel, às vezes sulfato de magnésio, arsênio, manganês, selênio, cromo e outras espécies inorgânicas

Fonte: Foster et al. (2006).

A degradação da qualidade das águas subterrâneas requer uma maior atenção, sobretudo nas proximidades de grandes centros urbanos, devido ao aumento das práticas de disposição dos efluentes domésticos e industriais sobre os solos em larga escala (CUSTODIO et al., 1996).

No Brasil, o índice médio de domicílio com esgotamento sanitário é de 53,5%. Em relação ao tratamento dos esgotos, os resultados são ainda mais preocupantes, pois, o índice nacional médio de tratamento de esgoto gerado nas áreas urbanas é de apenas 37,9% (SNIS, 2010). Este quadro deficitário mostra os impactos não apenas sobre os rios, mas também os que influem diretamente sobre a qualidade da água subterrânea, especialmente nas áreas urbanas. A falta de saneamento representa um risco às águas subterrâneas pela infiltração por fossas negras e pelo vazamento de redes de esgoto. Este quadro é especialmente crítico nas cidades onde há uma elevada densidade populacional (MURADÁS, 2011).

Outro grande problema resultante do crescimento populacional é o chorume produzido a partir da decomposição do lixo que possui um alto potencial de poluição, com composição extremamente complexa e variável, principalmente em função das condições ambientais. Esse composto é um líquido negro e malcheiroso, fruto da decomposição bioquímica da matéria orgânica contida no lixo durante os processos de armazenamento, tratamento e deposição final em aterros (SANTOS, 2004).

Segundo Soares et al. (2005), as unidades de deposição de resíduos sólidos, expostas à ação da água, podem se constituir em fontes de contaminação do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Essa contaminação ocorre a partir da precipitação que atinge a superfície do aterro, onde parte da água escoar superficialmente ou acumula-se na superfície e parte infiltra-se, sofrendo posteriormente evaporação. Caso o aterro não tenha impermeabilização da base realmente efetiva, a água contaminada se infiltra no subsolo, contaminando as águas subterrâneas.

Os impactos do chorume sobre os aquíferos foram estudados em algumas áreas do país (COELHO et al., 2002; SANTOS, 2004). Esses estudos indicaram elevadas concentrações de metais e contaminação biológica nas águas subterrâneas, como nos estudos realizados em Cuiabá (SANTOS, 2008) e Manaus (COSTA, 2004). Outro estudo sobre a qualidade das águas subterrâneas foi realizado por Targino (2012) na bacia

hidrográfica do rio Gramame/PB, que mostrou, por meio de uma avaliação espaço-temporal, que a quantidade de Nitrato encontrado nos poços varia de acordo com o período do ano e uso do solo.

Outro fator preocupante quanto à poluição das águas subterrâneas no Brasil é a vinhaça, um subproduto da cultura da cana-de-açúcar, o principal fertilizante da indústria do álcool. A vinhaça possui altas concentrações de potássio, cloro, nitrogênio, fósforo total, cálcio, sulfato, concentração significativa de alguns metais e elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Sérios danos aos suprimentos de água subterrânea podem ser causados pelo uso da vinhaça na agricultura e pela sua disposição inadequada em valas de infiltração e áreas conhecidas como lagoas de vinhaça (FREIRE et al., 2000). Embora trabalhos da década de 90 identifiquem baixos riscos de poluição dos recursos hídricos subterrâneos, todos alertam para a necessidade de novos estudos voltados à avaliação ambiental de locais que receberam aplicações sucessivas de vinhaça por longos períodos.

Em relação aos agrotóxicos, o Brasil se destaca no cenário mundial como o maior consumidor na América Latina (consumindo 86% dos produtos totais da região). Em 2005, os estados que mais consumiram agrotóxicos foram: São Paulo (54.916 T), Mato Grosso (32.112 T) e Paraná (25.810 T). Já os que menos consumiram foram: Acre (40 T), Amazonas (31 T) e Amapá (4,6 T) (IBGE, 2010). Esses produtos quando aplicados podem contaminar o solo e os sistemas hídricos, culminando numa degradação ambiental que teria como consequência prejuízos à saúde e alterações significativas nos ecossistemas.

No Brasil, ainda são escassos os trabalhos que avaliam a presença de fertilizantes e agrotóxicos em áreas de agricultura e, em especial, nas áreas de recarga, onde os aquíferos tendem a serem mais vulneráveis (MACHADO, 2011). Por isso, as dimensões dos problemas na saúde das populações que utilizam as águas subterrâneas contaminadas por agrotóxicos para suprirem suas necessidades hídricas ainda não são conhecidas (MANOEL FILHO, 2008).

É necessário ressaltar, com relação ao gerenciamento ambiental envolvendo a qualidade da água subterrânea, que as práticas de utilização de agrotóxicos na agricultura realizadas atualmente, a produção de lixo e vinhaça, terão efeitos na qualidade dessas águas no futuro.

## 2.4 Conceitos de Vulnerabilidade e Risco

As primeiras tentativas para desenvolvimento de uma metodologia para avaliação do potencial à poluição das águas subterrâneas datam do final da década de 1960. Segundo Artuso et al. (2004), o conceito de vulnerabilidade de aquífero foi inicialmente utilizado por LeGrand (1964) nos EUA, e posteriormente por Albinet e Margat (1970) na França, e foi mais amplamente utilizado a partir da década de 1980 por vários outros autores (ALLER et al. 1987; FOSTER, 1988; LOBO FERREIRA et al. 1991). A evolução histórica do conceito de vulnerabilidade foi revisada por diversos estudiosos, que têm debatido se a vulnerabilidade deve ser determinada de maneira geral para todos os poluentes, ou específica para grupos de poluentes. O conceito de vulnerabilidade tem originado inúmeras definições na literatura sobre avaliação dos recursos hídricos subterrâneos (LOBO FERREIRA, 1999).

Custodio (1995) mostra que a vulnerabilidade à poluição expressa à incapacidade do sistema em absorver as alterações, tanto naturais como artificiais. Os processos naturais e artificiais aparecem como os principais geradores de alterações.

Lobo Ferreira e Cabral (1991) propuseram que o conceito de vulnerabilidade à poluição de aquíferos fosse definido como a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, em função apenas das características intrínsecas do aquífero, em acordo com as conclusões da Conferência Internacional (*Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants*) realizada em 1987.

Foster (1988) empregou o termo vulnerabilidade à poluição para representar a sensibilidade de um aquífero de ser afetado negativamente diante da imposição de uma carga de contaminante. Segundo este autor, a vulnerabilidade à poluição do aquífero em um determinado local pode ser expressa a partir das seguintes funções:

- Características intrínsecas que determinam a sensibilidade de um aquífero ser adversamente afetado por uma carga contaminante antrópica imposta;
- Classificação dos aquíferos baseada na importância do recurso hídrico que é ou será utilizado no presente e no futuro incluindo a possibilidade de ser substituído por outro recurso; e

- Classificação baseada na importância do aquífero em manter áreas ecológicas importantes.

Essas funções representam as características intrínsecas do aquífero. A avaliação do potencial de contaminação procedida desta maneira traduz a vulnerabilidade intrínseca ou natural do aquífero.

A vulnerabilidade intrínseca tem maior utilidade em trabalhos de planejamento do uso da água, da ocupação e uso do solo, principalmente no que se refere à preservação das águas subterrâneas. Estudos de vulnerabilidade são aplicados em locais onde não se realizam práticas de fertilização, aplicação de pesticidas, criação de gado concentrada, atividade doméstica e industrial, que por suas intensidades poderiam afetar a qualidade da água (HIRATA et al., 2008).

Nesse sentido, a análise da vulnerabilidade intrínseca serve como um instrumento para a avaliação de usos futuros do solo, mas também pode funcionar como um indicador de fontes poluidoras já existentes instaladas sobre aquíferos menos ou mais susceptíveis à poluição (MAIA, 2011).

É importante salientar a diferença entre vulnerabilidade e risco de poluição. O risco é causado não apenas pelas características intrínsecas do aquífero, em geral muito estáveis, mas também pela existência de atividades poluentes, fator dinâmico que em princípio pode ser controlado (LOBO FERREIRA et al., 2004).

Foster e Hirata (1988) aplicaram o termo risco à poluição das águas subterrâneas para avaliar a associação destes dois fatores naturais com elementos característicos da carga poluidora: (a) modo de disposição, e (b) mobilidade físico-química e à persistência do poluente. Os autores ressaltam que os termos vulnerabilidade e risco à contaminação das águas subterrâneas, embora sejam frequentemente empregados como sinônimos possuem significados distintos.

O risco à poluição do aquífero é traduzido de forma como o meio é afetado por uma carga contínua de contaminantes, introduzida na superfície por meio da ação antrópica. Dessa forma, o risco de poluição não depende só da vulnerabilidade, mas também da existência de substâncias poluentes que possam infiltrar no meio ambiente subterrâneo. No entanto, é possível existir nos aquíferos um alto índice de vulnerabilidade intrínseca, mas

sem risco de concentração de poluente; ou de haver um risco de poluição elevado apesar do índice de vulnerabilidade intrínseca ser reduzido.

## **2.6 Métodos de Mapeamento de Vulnerabilidade**

Os mapas de vulnerabilidade manipulados dentro do ambiente SIG têm fornecido informações úteis na proteção de águas subterrâneas, proporcionando uma melhoria na qualidade da água com as mudanças nas práticas agrícolas e no ordenamento do uso e cobertura do solo (BURKART; FEHER, 1996; RUPERT, 2001; CONNELL; DAELE, 2003; BABIKER et al., 2005). Além disso, esses mapas podem ser usados para o planejamento regional, uma vez que, fornecem uma indicação preliminar de possíveis riscos de contaminação (FOBE; GOOSSENS, 1990; WORRALL et al., 2002).

O mapa de vulnerabilidade de água subterrânea com o auxílio do SIG, deve mostrar de forma objetiva as regiões propensas à poluição, porém, deve sempre ser interpretado com precaução, já que não existe uma vulnerabilidade geral nem um poluente universal. Deve-se ressaltar que os mapas de vulnerabilidade não substituem os estudos de detalhes, mas é o primeiro passo na identificação dos maiores perigos ambiental em escalas municipal e estadual (LOBO FERREIRA et al., 1997; BURKART et al., 1996; HUDAK, 2003).

Segundo Aller et al. (1987), os fatores hidrogeológicos e morfológicos que influenciam no mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas são: a recarga, profundidade da zona não-saturada, topografia, geologia, solo, condutividade hidráulica e material do aquífero. Para Hirata e Foster (1988), esses fatores hidrogeológicos são o confinamento do aquífero, a litologia da zona não saturada e a profundidade da água subterrânea.

De acordo com Conrad et al. (2002), o mapa de contaminação das águas subterrâneas é determinado por meio de uma escala. A decisão sobre a escala determinará o que poderá ser representado ou não no mapa, que por sua vez, podem ser do tipo:

- Mapas regionais na escala menor de 1:500.000, são empregados em níveis de reconhecimento que abrange município, estado e país, variando de centenas de metro até milhões de km<sup>2</sup>. Os mapas regionais têm por objetivo abranger um

panorama geral sobre a vulnerabilidade da água subterrânea, a fim de contribuir no planejamento do uso sustentável de aquíferos de grandes extensões territoriais;

- Mapas semi-regionais na escala de 1:100.000 a 1:500.000 são utilizados para avaliar a vulnerabilidade em nível de ambiente de províncias hidrogeológicas;
- Mapas de semi-detalle na escala de 1:25.000 a 1:100.000 são utilizados para estudo de camadas hidrogeológicas e unidades de aquíferos individuais, quando a extensão não passa de alguns km<sup>2</sup>; e
- Os mapas de detalhe maior que 1:25.000 são utilizados para avaliação de ambientes específicos como zonas urbanas, regiões cultiváveis e regiões industriais, abrangendo algumas centenas de hectares, a centenas de km<sup>2</sup>.

Hirata (1993) explica ainda que, é conveniente comparar os mapas de vulnerabilidade com outros de uso corrente, como por exemplo, mapas de fluxo, mapas de profundidade, mapas de qualidade da água, a fim de compreender melhor as áreas que estão mais propícias à contaminação. Os mapas de vulnerabilidade também devem analisar as características das zonas não saturadas e saturadas que: a) modifiquem o tempo de chegada de contaminantes ao aquífero (geometria do aquífero: tipo de aquífero, recarga-descarga e distância do nível de água – advecção e retardação); e b) reduzam a concentração do contaminante (dispersão e degradação). Os contaminantes devem ser analisados segundo a sua persistência, mobilidade e toxicidade.

Não obstante, considera-se que um sistema de classificação e o mapeamento de aquíferos com base em um só índice de vulnerabilidade podem ser úteis em nível de reconhecimento. Sua validade técnica pode ser assumida desde que fique claro que o índice não se refere às poluições móveis e persistentes, e que sofrem retenção significativa ou transformação durante o transporte em superfície.

Para Hirata et al. (2008) existem duas questões fundamentais acerca da vulnerabilidade do aquífero à contaminação, que consistem em:

- Propor um índice de vulnerabilidade único e integrado, ou trabalhar com a vulnerabilidade específica a determinados contaminantes e condições de poluição;

- Fornecer um indicador absoluto da vulnerabilidade à contaminação como um todo, ou restringir-se aos índices de vulnerabilidade relativos, bem menos eficazes.

Os resultados do ponto de vista científico são mais consistentes quando se realiza uma avaliação da vulnerabilidade para cada contaminante. Sendo isso inviável, o mais indicado é fazer para cada classe de contaminante (nutrientes, patógenos, microorganismo, metais pesados etc.) ou cada grupo de atividades contaminantes (ausência de rede de esgoto sanitário, cultivo agrícola, lançamento de efluentes industriais), em separados (HIRATA et al., 2008).

Por essa razão, Anderson e Gosk (1987) sugeriram que o mapeamento de vulnerabilidade é mais eficaz se realizado com grupos de contaminantes isolados e em condições específicas de poluição. No entanto, isso gera uma infinidade de mapas para cada área, o que dificulta o uso na maior parte das aplicações.

Além disso, é difícil a disponibilização de dados técnicos adequados e/ou recursos humanos suficientes para se alcançar esse ideal. Necessita-se, portanto, de um sistema menos refinado e mais genérico para o mapeamento da vulnerabilidade do aquífero.

## **2.7 Métodos de Avaliação de Vulnerabilidade de Águas Subterrâneas**

A avaliação da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas tem sido objeto de intensa investigação nas últimas décadas. Uma variedade de métodos de mapeamento de vulnerabilidade de águas subterrâneas tem sido desenvolvida para identificar áreas contaminadas e vulneráveis à poluição. Segundo Almasri (2008), estes métodos classificam-se em:

- Métodos baseados em processo: requerem resolução analítica ou numérica da representação matemática de processos físicos para determinar índices que expressam a velocidade de propagação dos poluentes e a taxa de percolação para a zona saturada. Estes se diferenciam dos outros métodos porque preveem o transporte de contaminantes no espaço e no tempo;
- Métodos estatísticos ou probabilísticos: usam técnicas estatísticas para determinar as variáveis espaciais e a ocorrência de poluentes nas águas subterrâneas. Estes métodos são pouco aplicáveis em trabalhos de avaliação de vulnerabilidade devido a sua complexidade;

- Métodos de índice: são baseados na combinação de mapas com fatores hidrogeológicos do aquífero e outras variáveis, às quais é atribuído um valor numérico para cada atributo. Em uma forma mais qualitativa, eles empregam um sistema de valores numéricos e pesos aos atributos que constituem o aquífero, permitindo a obtenção de classes de vulnerabilidade. Essa metodologia permite uma avaliação primária da vulnerabilidade, mas não considera especificamente o processo que ocorre no ambiente de subsuperfície.

Para avaliar ou mapear a vulnerabilidade intrínseca de aquíferos quanto ao risco de contaminação, vários métodos são utilizados. A seguir, no Quadro 2, são apresentados os diferentes métodos de cartografia de vulnerabilidade de aquíferos. Nele, são descritos seus objetivos principais e os respectivos fatores de análises, de acordo com Hirata et al. (2008).

Quadro 2 - Principais métodos para a determinação da vulnerabilidade e perigo de poluição de aquíferos (adaptado de Hirata e Rebouças, 1999).

MÉTODO	AVALIAÇÃO DE:	FATORES ANALISADOS	REFERÊNCIAS
<i>Surface impoundment Assessment</i>	Sistema de disposição de águas servidas; vulnerabilidade específica.	Zona não-saturada; Importância do recurso; Qualidade das águas subterrâneas; Periculosidade do material.	Le Grand (1964)
<i>Landfill Site Ranking</i> (Método de Le Grand-Brown)	Aterros sanitários novos e em operação; vulnerabilidade específica.	Distância aterro e poços produtores; Profundidade do nível da água; Gradiente do aquífero; Permeabilidade e capacidade de atenuação.	Le Grand (1983)
<i>Site Ranking System</i>	Disposição de produtos químicos empreendimentos novos e em operação; vulnerabilidade específica.	Solo, características hidráulicas, sorção e tamponamento químico; Hidrodinâmica do aquífero; Ar; População próxima.	Hagerty et al. (1973)
Poluição dos Lençóis Aquíferos	Vulnerabilidade intrínseca	Geologia (litologia e estrutura)	Taltasse (1972)
<i>Waste-Soil Interaction Matrix</i>	Disposição de resíduos sólidos e líquidos e novas indústrias; vulnerabilidade específica.	Efeitos na saúde; Características do produto; Capacidade de atenuação do solo; Hidrogeologia; Característica do local.	Philips et al.(1977)
<i>Site Ranking Methodology</i>	Disposição de resíduos sólidos e líquidos e novas indústrias; vulnerabilidade específica.	Receptor-população; Uso da água; Uso Local; Degradação Ambiental; Caminhos, nível e tipo de contaminação; Profundidade do nível d'água; Pluviometria; Permeabilidade do solo; Característica do resíduo: toxicidade, persistência, prática de manejo (aspectos operacionais)	Kulfs et al. (1980)
TPE	Áreas de perigo de contaminação.	Velocidade da água subterrânea; Porcentagem de argila; Atividade potencialmente contaminante; Exploração de aquíferos.	Silva et al. (1980)
<i>Hazard Ranking System</i>	Áreas prioritárias para limpeza do aquífero.	Migração-característica do meio e resíduo; quantidade de produto; População próxima; Explosão e fogo.	Cadwell et al. (1981)

## Conclusão.

Mapa de Vulnerabilidade	Vulnerabilidade intrínseca	Característica litológica e Área de recarga e descarga.	Duarte (1980)
Brine Disposal Methodology	Águas de formação em campo de petróleo e gás; Vulnerabilidade específica	Método de disposição; Volume; Geologia; Densidade de poços de Petróleo; Proximidade de poços de água.	<i>Western Michigan University</i> (1981)
<i>Pesticide Index</i>	Pesticidas, uso normal; Vulnerabilidade específica.	Característica físico-química do pesticida; Clima; Perfil do solo; Cultura.	Rao et al. (1985)
DRASTIC	Vulnerabilidade intrínseca	D – profundidade da água subterrânea; R – recarga; A – aquífero; S – solo; T – topografia; I – impacto no aquífero; C – condutividade hidráulica.	Aller et al. (1987)
GOD	Vulnerabilidade intrínseca	G – tipo de aquífero; O – litológica zona não-saturada; D – profundidade da água.	Foster e Hirata (1988)
<i>Groundwater Vulnerability Map for Nitrate</i>	Potencial de lixiviação de nitrato; vulnerabilidade à contaminação específica.	Tipos de solo; Características hidráulicas e litológicas do aquífero.	Carter et al. (1987)
<i>Potencial Waster Site (Pwds)</i>	Disposição de resíduos sólidos; vulnerabilidade específica.	Vulnerabilidade; Confinamento do aquífero; Proximidade de fontes; Tipo e quantidade de contaminante; velocidade zona saturada; Percolação.	Sem Autoria (BGS)
(Sem Nome)	Vulnerabilidade geral, baseado na teoria do fluxo-pistão.	Condutividade hidráulica zona não saturada; profundidade da água subterrânea; Umidade do solo; Recarga real.	Morcolongo e Pretto (1987)
Sintacs	Vulnerabilidade intrínseca	Igual ao DRASTIC, com pesos diferentes.	Civita et al. (1990)
(Sem Nome)	Vulnerabilidade intrínseca	Característica litologia e de permeabilidade; Profundidade da água.	Adams e Foster (1992)
Perigo associado a Sistema de Saneamento <i>in situ</i>	Áreas de maior perigo por sistema de saneamento <i>in situ</i> .	Vulnerabilidade (GOD); Densidade de população; Análises indicadores físico-químicos (condutividade elétrica).	Ferreira e Hirata (1993)
Mapa de Vulnerabilidade de Aquíferos Fraturados	Vulnerabilidade intrínseca	Intensidade de fraturas; Profundidade do nível estáticos; Natureza da zona não saturada.	Fernandes e Hirata (sem preparação)

Fonte: Hirata (2008).

Os métodos citados no Quadro 2 empregam basicamente a combinação de mapas que correspondem aos fatores hidrogeológicos e naturais dos aquíferos, onde são atribuídos um valor numérico para cada atributo. De forma mais qualitativa eles empregam um sistema de valores numéricos e pesos aos atributos, o que permite a obtenção de classes de vulnerabilidade. Estes métodos avaliam a vulnerabilidade intrínseca das águas subterrâneas em levantamentos regionais, e fazem referências à vulnerabilidade no entorno da zona saturada (HIRATA, 2008).

Os diversos sistemas de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação, que usam fatores intrínsecos do aquífero, expressam o grau de vulnerabilidade na forma de índice. Geralmente, constituem a abordagem inicial para a condução dos programas de gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos. Daí serem empregados em países como EUA, Canadá, África do Sul e Portugal (LOBO FERREIRA, 1997).

Cada um dos métodos do Quadro 2 exige uma quantidade específica de fatores. O DRASTIC e o SINTACS, por exemplo, exigem sete fatores. Enquanto que o GOD e o EKV, apresentam somente dois e três, respectivamente. Nesse sentido, as aplicações dos métodos dependem da facilidade e da disponibilidade desses fatores. À medida que se reduz a quantidade de fatores utilizados, diminui-se também a precisão da avaliação (AUGE, 2004).

Artuso et al. (2004) apresentaram uma comparação entre seis diferentes métodos de avaliação de vulnerabilidade de aquífero, foram eles: EPPNA, DRASTIC, GOD, AVI, SINTACS e IS. Eles analisaram as vantagens e desvantagens de validação destes procedimentos, com o objetivo de produzir um método de avaliação de vulnerabilidade que seja aplicável em uma escala regional e que utilize informações disponíveis, tais como: fatores hidrológicos, morfológicos e físicos que constituem o aquífero.

Os seis métodos de avaliação de vulnerabilidade citados anteriormente foram aplicados no sistema aquífero de Évora-Montemor, em Portugal. As comparações realizadas por Artuso et al. (2004) permitiram concluir que:

- O índice AVI permite obter valores de vulnerabilidade claramente superiores aos dos outros métodos e por isso os seus resultados devem ser interpretados com precaução;
- Entre os métodos que usam poucos fatores, o GOD produz resultados comparáveis com os dos métodos mais complexos, como o DRASTIC. Sendo, contudo, diferente o intervalo de valores do índice de vulnerabilidade do aquífero;
- O índice de susceptibilidade IS parece ser o que melhor descreve condições hidrogeológicas complexas a escala intermediária;

- Todos os métodos requerem a existência de dados muito precisos – o índice AVI é caracterizado por apenas dois fatores particularmente relacionados com as características hidrogeológicas do aquífero;
- A recarga constitui um fator fundamental nos índices DRASTIC e SINTACS;
- Existe uma boa correlação entre os resultados da vulnerabilidade fornecidos pelos os índices DRASTIC, GOD e EPPNA, por um lado, e entre os índices SINTACS e IS, por outro.

Lobo Ferreira e Oliveira (2003) reclassificaram os métodos EPPNA, DRASTIC, GOD, AVI, SINTACS e IS, para uma classificação uniforme de classes de vulnerabilidade, de modo a fazer a comparação entre métodos, com a atenção de que as classes de vulnerabilidade definidas para cada método são diferentes entre si. Esta reclassificação é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1- Reclassificação dos diferentes métodos para se realizar a comparação dos resultados dos métodos de vulnerabilidade.

Vulnerabilidade	Classe	EPPNA	DRASTIC	GOD	AVI	SINTACS	SI
Muito Alta	A	V1, V3	>199	0,7 – 1	0-10	>210	85-100
Alta	B	V2, V4	160 – 199	0,5– 0,7	10-100	186-210	65-85
Intermediária	C	V5, V6	120 – 159	0,3-0,5	100-1000	105-186	45-65
Baixa	D	V7, V8	<120	0-0.3	>1000	<105	0-45

Fonte: Lobo Ferreira e Oliveira (2003).

Estes mesmos autores realizaram no sistema aquífero de Évora-Montemor, em Portugal, uma comparação entre os métodos citados na Tabela 1 e concluíram que:

- O índice AVI produziu resultados claramente afastados dos valores obtidos nos outros métodos; é o único método em que 100% da área caíram numa só classe e o único método que apresenta a classe A;
- Os métodos IS, SINTACS e EPPNA produziram resultados muito próximos (em 93-94% da área);
- O grupo IS, SINTACS e EPPNA apresentaram resultados diferentes dos do método DRASTIC (somente 1-6% da área se classifica da mesma forma). Contudo, esta situação deve-se à subjetividade da classificação, uma vez que a classe D do DRASTIC coincide 92-94% com a classe C dos métodos

IS, SINTACS e EPPNA. Neste sentido, pode-se dizer que os métodos IS, SINTACS, EPPNA e DRASTIC produziram resultados semelhantes;

- O índice GOD foi o método mais próximo do AVI, pois 90% das áreas com classe B no GOD são caracterizadas como classe A no AVI;
- O índice DRASTIC foi o que mais se distanciou do AVI (94% da área caracterizada pelo DRASTIC pertencem à classe D, enquanto o AVI corresponde à classe A).

Estudos como os de Gogu et al. (2000), Vias et al. (2005), Camponogara (2006) e Rueda et al., (2006), compararam as respectivas eficiências destes métodos e concluíram que o DRASTIC, por apresentar o maior número de fatores hidrogeológicos, morfológicos e físicos, produz o melhor mapa de vulnerabilidade.

Dentre os métodos mais utilizados, dois se destacam: o método GOD, que trata da vulnerabilidade geral (FOSTER; HIRATA, 1988), e o método DRASTIC (ALLER et al., 1987), que se constitui em um sistema padronizado de avaliação da vulnerabilidade intrínseca de aquíferos a partir de dados hidrológicos, morfológicos e físicos, e é um dos métodos de vulnerabilidade mais difundidos em todo mundo. Este método pode sofrer alterações, ou seja, podem ser feitas adaptações conforme as características específicas de cada área.

O DRASTIC mostra-se adequado para ser elaborado em um SIG. Os múltiplos planos de informações, correspondentes a cada um dos fatores, podem ser integrados em diferentes combinações. O SIG propicia, ainda, facilidade na execução de atualizações e aperfeiçoamentos no produto final, bastando que dados adicionais estejam disponíveis. A implementação do DRASTIC com o SIG foi realizada primeiramente por Merchant (1994).

Machado (2011), Muradás (2011) e Cutrim et al., (2010), relatam estudos demonstrativos da vulnerabilidade à poluição de aquíferos, nos quais são apresentados métodos espaciais usando múltiplos fatores para avaliar a vulnerabilidade das águas subterrâneas. Os estudos de Marquezan (2011), Souza (2009) e Camponogara (2006), apresentam conceitos derivados do DRASTIC, ou pelo menos, compartilham muitas características comuns como as variáveis consideradas e a abordagem geral da avaliação de risco à poluição desenvolvida dentro do ambiente do SIG.

Por motivo de discrepâncias, observadas em alguns casos, entre os mapas de vulnerabilidade intrínseca e os mapas de nitrato, modificações no DRASTIC têm sido propostas (Maia, 2011; STIGTER et al., 2006; RUPERT, 2001; ROSEN, 1994). As mudanças dizem essencialmente respeito à adição de novos fatores, como a cobertura do solo, uso do solo e outros elementos (ANATONAKOS; LAMBRAKIS, 2007; DENNY et al., 2007).

As modificações no DRASTIC, aplicadas em mapeamento de risco de contaminação de águas subterrâneas, foram realizadas por Secunda et al. (1998) na região de Sharon em Israel, e por Eimers et al., (2000) na Carolina do Norte, EUA. Estes autores usaram o DRASTIC mais os fatores cobertura do solo e uso do solo para determinar as áreas de maior risco de contaminação. Os produtos obtidos em tais trabalhos mostram eficiência nos seus resultados.

Estudos realizados por Bastida et al. (2009) mostram que o DRASTIC sem modificação é deficiente em relação a correlação entre os mapas de vulnerabilidade intrínseca e as áreas que apresentam contaminação por pesticidas e nitrato. Entretanto, a modificação realizada no DRASTIC, com a adição dos fatores cobertura do solo e uso do solo, resultou numa forte correlação entre o mapa de risco de contaminação e as áreas contaminadas.

## **2.8 Estudos de Caso**

A seguir serão abordados alguns estudos de caso que utilizaram o método DRASTIC:

Jamrah et al. (2007) utilizaram o método DRASTIC para estudar a evolução temporal de nitrato, cloreto e coliformes fecais totais, e correlacionaram com a evolução urbana da região de Barka, em Oman, entre os anos de 1995 e 2004. Os mapas gerados indicaram que parte do Norte de Barka é mais vulnerável a poluição do que as porções sul e central. Além disso, as mudanças ocorridas no nível d'água subterrânea na região Sul foram devido à concentração de poços e a extração de água subterrânea, refletida no mapa de vulnerabilidade. Áreas que eram consideradas de vulnerabilidade moderada em 1995, passaram a ser consideradas como de baixa vulnerabilidade em 2004. Os mapas de distribuição espacial de nitratos, cloreto, coliformes fecais e totais, tiveram correlação satisfatória com o mapa de vulnerabilidade durante as comparações.

Rueda e Betancur (2006) mostraram que os mapas de vulnerabilidade do aquífero constituem uma das principais ferramentas na tomada de decisão para a proteção e o manejo dos recursos hídricos. Os autores realizaram um estudo de caso na Bolívia, onde as águas subterrâneas representam a única fonte de abastecimento para a população. Nesse estudo foram utilizadas cinco metodologias de índice de sobreposição para avaliar a vulnerabilidade das águas subterrâneas. Para validar a metodologia, os resultados dos mapas foram confrontados com os resultados da qualidade de água subterrânea. Mostrou-se que o grupo da metodologia DRASTIC, Ekv, DRASTIC-P, GOD e SINTACS, refletiram de maneira adequada à susceptibilidade do sistema e os impactos naturais e humanos, sendo o DRASTIC o de melhor resultado.

Melo Júnior (2002) realizou um trabalho na Área de Disposição de Resíduos Sólidos (ADRS) da Indústria Alumínio Brasileiro S. A. (ALBRAS), no município de Barcarena, no Pará, para determinar as principais características físicas do aquífero livre e a sua vulnerabilidade intrínseca à contaminação. Foram utilizados neste estudo os métodos GOD e DRASTIC, fundamentados em diversos fatores, como: profundidade da água, tipo de aquífero, características litológicas da zona não saturada, condutividade hidráulica dos sedimentos, recarga do aquífero e topografia. O estudo mostrou que a vulnerabilidade do aquífero livre, determinada por meio do método GOD, variou entre moderada e alta; enquanto que, pelo modelo DRASTIC, foram obtidos índices de vulnerabilidade entre 128 a 151. Pode-se considerar que a vulnerabilidade intrínseca do aquífero estudado pelo DRASTIC também apresentou valores que variaram de moderada à alta. O estudo determinou que a vulnerabilidade intrínseca do aquífero livre em áreas de pequena extensão, como a investigada, teve melhor exequibilidade pelo método GOD por utilizar um menor número de fatores.

Camponogara (2006) estudou a vulnerabilidade intrínseca do Sistema Aquífero Guarani e analisou fatores físico-químicos das águas subterrâneas em Quaraí (Brasil) e Artigas (Uruguai), utilizando o método DRASTIC para estudar a vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos. O estudo mostrou, a respeito desse método, que é importante ressaltar a dificuldade de se conseguir os sete fatores, pois alguns deles necessitavam de muita pesquisa de campo, e qualquer suplementação aos dados analisados demandaria maior custo e tempo de pesquisa. Como resultado constatado, pode-se destacar, em relação à vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos da área, a identificação de três dessas classes: vulnerável, muito vulnerável e extremamente vulnerável.

Meneses (2007) utilizou o DRASTIC para elaborar o mapa de vulnerabilidade do aquífero superior presentes no município de João Pessoa/PB. Este autor observou que em João Pessoa, as classes de vulnerabilidade baixa e moderada são predominantes, devido à influência da superfície dos tabuleiros, que se apresenta como um compartimento quase que homogêneo em relação às variáveis como tipo de solo, litologia e declividade. Foi mostrado que as áreas mais vulneráveis são aquelas onde predominaram condições de forte infiltração, devido, principalmente, à textura dos solos que, sendo mais arenosos, apresentaram maior quantidade de vazios. Essas áreas se localizam quase que totalmente na planície marinha e nos aluviões às margens dos cursos d'água. Outra característica apresentada é que as áreas de maior vulnerabilidade têm seus níveis freáticos próximos à superfície do terreno, o que torna o aquífero altamente propício à contaminação.

### **2.8.1 Estudo de casos que realizaram modificações no DRASTIC**

Fritch et al. (2000) usaram um SIG combinado com uma equação modificada no DRASTIC visando avaliar a vulnerabilidade das águas subterrâneas no aquífero Paluxy, no Centro-Norte do Texas, EUA. Eles argumentaram que o uso da metodologia permitiu uma investigação do potencial de contaminação das águas subterrâneas em uma base local específica. O estudo produziu um mapa do potencial de poluição para a área e classificou 47% como potencial de poluição baixo, 26% como potencial de poluição moderada, 22% como elevado potencial de poluição, e 5% como potencial de poluição muito elevado.

Denny et al. (2007) realizaram a modificação no índice DRASTIC para mapear a vulnerabilidade de um aquífero fraturado no Sul do Golfo da Islândia, no Sudoeste da Colúmbia Britânica, no Canadá. O método desenvolvido usou os mesmos valores e fatores hidrogeológicos utilizados no DRASTIC original. No entanto, a extensão espacial as características do sistema fraturado e os fatores hidrogeológicos do Golfo da Islândia foram representados nesta modificação do DRASTIC. Nesse estudo, o DRASTIC foi modificado para incluir um fator adicional que leva em conta mais três valores da rede de fraturas: orientação, comprimento e densidade da fratura. A metodologia modificada tem sido denominada de DRASTIC – Fm. Após a realização da modificação do DRASTIC, foi concluído que o aquífero do Golfo da Islândia apresentou um sistema de falhas e fraturas que tende aumentar a vulnerabilidade do aquífero próxima a essas estruturas.

A vulnerabilidade das águas subterrâneas e avaliação do mapeamento de risco com base em uma abordagem de fonte-caminho-receptor, também foi apresentado por Nobre et al. (2007) para o aquífero livre da cidade de Maceió/AL. Uma versão modificada do DRASTIC, por meio da integração da metodologia de hierarquia *fuzzy* e a modelagem numérica, foram utilizadas para mostrar as áreas de maior risco de contaminação das águas subterrâneas. Os autores concluíram que essa metodologia contribui para uma visão sistêmica da questão da vulnerabilidade no contexto hídrico regional, o que possibilitou a avaliação do perímetro de proteção de poços com base não apenas no conceito tradicional de tempo de trânsito, mas também na existência de fonte de contaminação.

Marquezan et al., (2011) realizaram a modificação no DRASTIC incorporado-o a um SIG e a modelagem numérica, para compor um estratégia de proteção das águas subterrâneas no trajeto de dutos do ORSUL II, que interliga a REFAP à COPESUL/RS. A metodologia DRASTIC integrada neste estudo possibilitou a definição do potencial de vulnerabilidade intrínseca á contaminação das áreas no trajeto do oleoduto. Estes autores concluíram que o conjunto de procedimentos apresentados pode ser disponibilizado para o operador do sistema, constituindo-se em importante ferramenta para auxiliar no gerenciamento ambiental do oleoduto.

### 3 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Gramame possui uma área de drenagem de aproximadamente 589,1 km<sup>2</sup> e está localizada entre as coordenadas de 7°11' e 7°24' de Latitude Sul e 34°48' e 35°10' de Longitude Oeste (Figura 1). Esta bacia abrange os municípios de Pedras de Fogo, Santa Rita, Alhandra, Conde, São Miguel de Taipu, Cruz do Espírito Santo e a capital do Estado, João Pessoa.

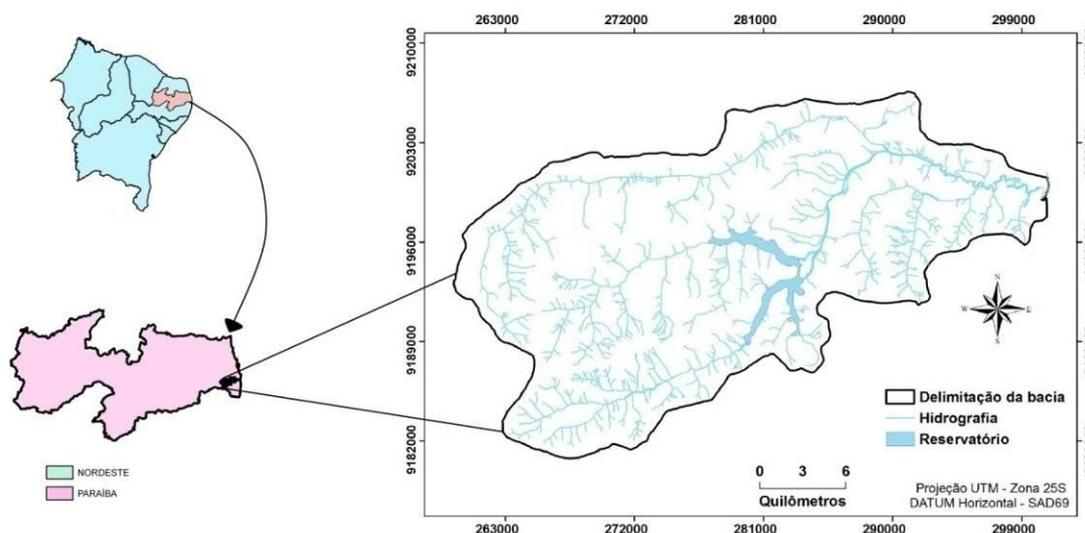


Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Gramame (BHRG).

A bacia hidrográfica do rio Gramame é considerada de grande importância para parte da região metropolitana de João Pessoa, devido a sua contribuição para o abastecimento d'água de cerca de 1/4 da população do Estado da Paraíba, inseridos, além da capital, nos municípios de Cabedelo, Santa Rita, *Bayeux* e Conde. O abastecimento é realizado por meio do açude Gramame-Mamuaba, com capacidade de armazenamento na ordem de 56 milhões de m<sup>3</sup> (PARAÍBA, 2000).

#### 3.1 Geologia e hidrogeologia

A bacia do rio Gramame encontra-se inserida na Bacia Sedimentar Paraíba. Esta bacia sedimentar marginal se encontra limitada ao sul pela Zona de Cisalhamento de Pernambuco (ZCPE) e ao norte pela falha de Mamanguape, que representa uma ramificação da Zona de Cisalhamento de Patos (ZCPA) (BARBOSA et al., 2007).

A Bacia Sedimentar Paraíba é subdividida em três sub-bacias, compartimentadas, respectivamente, no sentido Norte-Sul em: Miriri, Alhandra e Olinda. A BHRG encontra-se inserida na Sub-Bacia Alhandra, limitada ao sul pela falha de Goiana e ao norte pela falha de Itabaiana, como mostra a Figura 2.

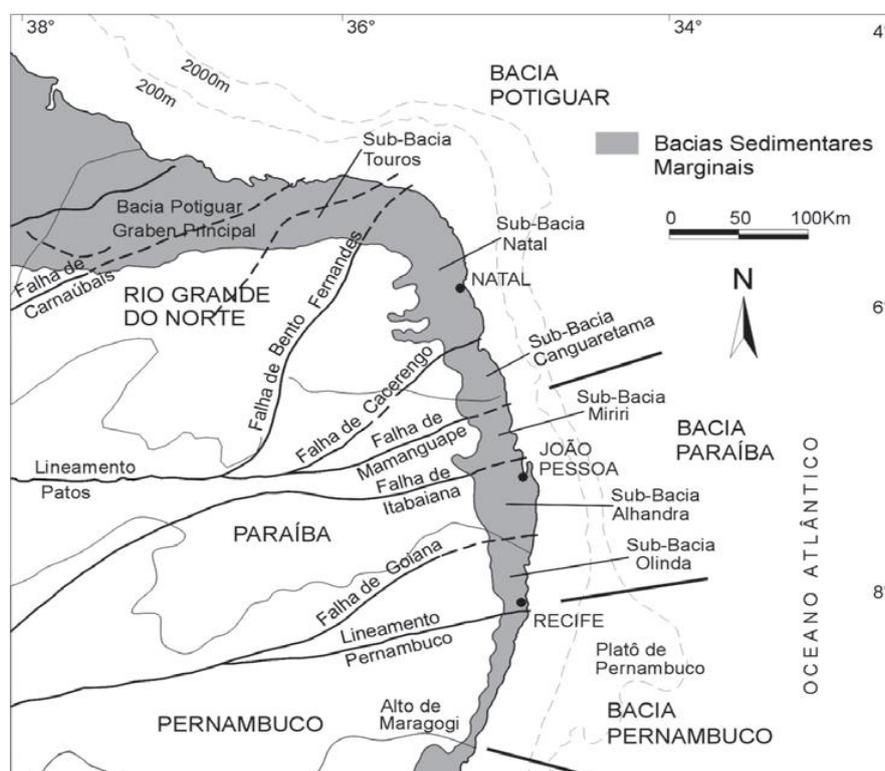


Figura 2 - Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba. Fonte: Barbosa (2004).

A Bacia Sedimentar Paraíba possui quatro unidades litoestratigráficas, depositadas em períodos geológicos distintos. A unidade litoestratigráfica basal é denominada de Formação Beberibe, representada por um espesso pacote de arenitos com granulação variável e espessuras médias de 230 a 280 m. Acima da Formação Beberibe, repousa de forma concordante a Formação Gramame, de ambiente marinho raso, espessura média inferior a 55 m e predominância de calcários argilosos cinzentos.

A continuação da sequência calcária da Formação Gramame, diferenciada apenas pelo conteúdo fóssil, cuja espessura máxima é de 30m, é denominada de Formação Maria Farinha. Essa formação recobre de forma discordante o embasamento cristalino pré-cambriano e as rochas sedimentares da bacia sedimentar Paraíba, onde se encontram os sedimentos areno-argilosos da Formação Barreiras (FURRIER et al., 2006), conforme apresentado na Figura 3. Na Paraíba, os sedimentos da Formação Barreiras são



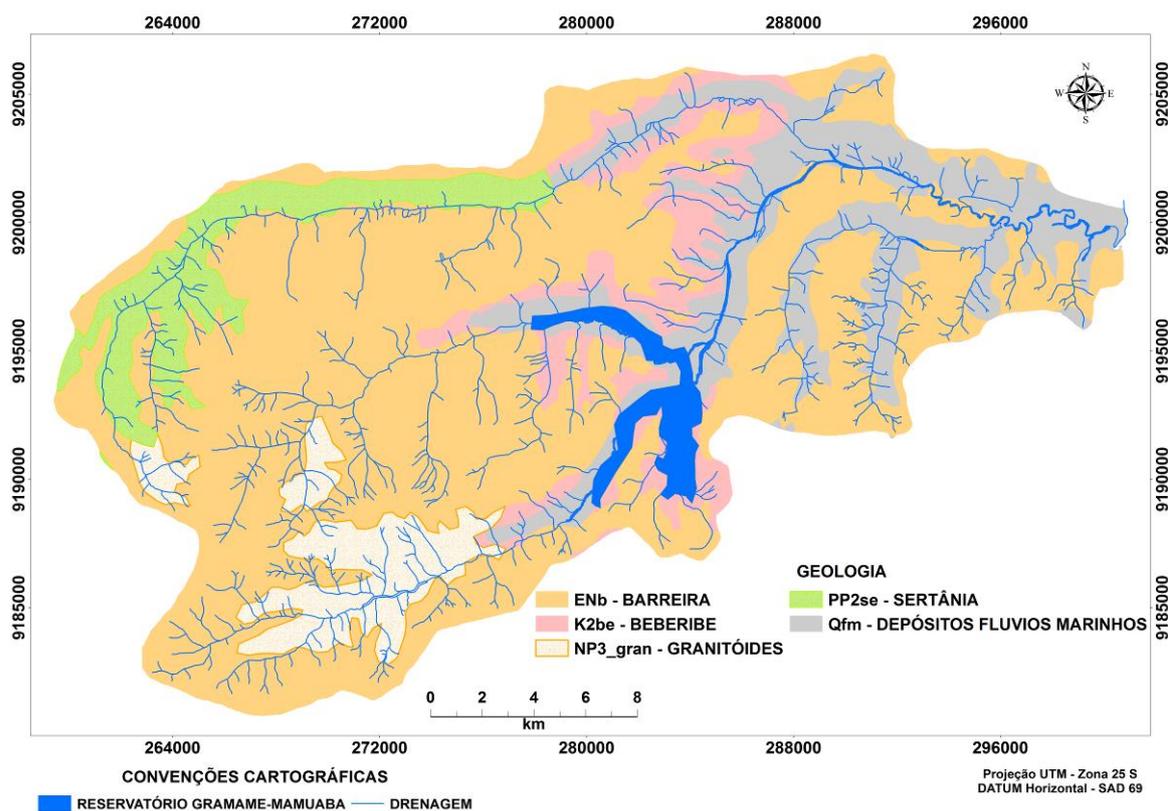


Figura 4 - Mapa geológico da BHRG. Fonte: CPRM (2002).

A Bacia Sedimentar Paraíba está inserida na Província Hidrogeológica Costeira, que abrange a extensa faixa litorânea do país, estendendo-se desde o Amapá até o Rio Grande do Sul, sendo que em alguns trechos ela apresenta penetrações para o interior. Os aquíferos mais promissores e bem distribuídos da província correspondem aos clásticos não consolidados a fracamente consolidados de idade cenozóica.

A geologia da área na qual está contida a bacia hidrográfica do rio Gramame possui rochas do embasamento cristalino, caracterizadas pelas Formações Granitóides e Sertânia, compostas por litotipos do complexo Gnáissico-Migamatítico, e vertente aflorantes ou recobertas discordantemente por sedimentos meso-cenozóicos, que por sua vez são cobertos pela a Formação Barreiras e outras unidades não consolidadas.

### 3.2 Relevo e Geomorfologia

A representação gráfica do relevo da BHRG é apresentada na Figura 5, por meio da curva hipsométrica, obtida por meio da planimetria das áreas de curvas de nível com equidistância de 10 m, acumuladas e expressas em porcentagem da área total da bacia. A partir da curva hipsométrica pode-se definir a altitude mediana e a média, que são de 82 e 80 metros, respectivamente.

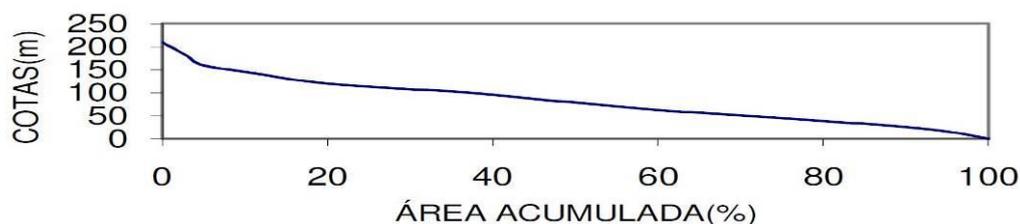


Figura 5 - Curva hipsométrica da bacia do rio Gramame. Fonte: Paraíba (2000).

Essa região apresenta três grandes compartimentos geomorfológicos, são eles: (a) a baixada litorânea, que corta o Estado da Paraíba paralelamente ao litoral, formada por terrenos sedimentares, geralmente quaternários, a partir de processos marinhos, flúvio-marinhos e eólicos, (b) os tabuleiros costeiros, que se estendem por toda faixa litorânea do Nordeste Oriental, representados por baixos planaltos sedimentares que cortam a baixada litorânea no sentido oeste-leste, e formado de material areno-argiloso, pouco consolidado, de coloração vermelho-amarelado da Formação Barreiras, e (c) as planícies aluviais, formadas pelo depósito de sedimentos deixados pelas redes hidrográficas (CARVALHO, 1988).

### 3.3 Clima e vegetação

A bacia hidrográfica do rio Gramame está inserida na região litorânea, que possui média anual de precipitação pluviométrica variando entre 1400-1800 mm. Os ventos predominantes são os alísios de Sudeste, com velocidade moderada. A classificação climática de acordo com Köppen indica um clima tropical chuvoso do tipo As', quente e úmido, sem períodos frios e com chuva predominante de outono a inverno. A proximidade da região com a linha do Equador determina as altas temperaturas durante o ano inteiro, com média superior aos 26°C, sendo que a média das máximas atinge 30°C (janeiro-abril) e a média das mínimas é de 23°C (junho-agosto) (HECKENDORFF; LIMA, 1985).

A BHRG possui uma grande diversidade no quadro vegetal, o qual as unidades fitogeográficas são determinadas, além das condições climáticas, pelas condições variadas dos compartimentos morfológicos e pedológicos presentes na região, com destaque para a Mata Atlântica, os Cerrados, os Manguezais e os Campos de Várzea. Contudo, a bacia possui um elevado índice de devastação da vegetação nativa, como consequência das diversas atividades exploratórias desordenadas na região, principalmente para o cultivo da monocultura da cana-de-açúcar e do abacaxi, indústrias de mineração, instalação de loteamentos, estruturas viárias e construção do açude Gramame-Mumbaba (SANTOS, 2009).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

Nesta seção, apresenta-se inicialmente o método DRASTIC, que foi utilizado para determinação da vulnerabilidade intrínseca. Em seguida, descreve-se a modificação realizada neste método para determinação do risco à poluição das águas subterrâneas da área de estudo.

### 4.1 Método DRASTIC

O método de avaliação da vulnerabilidade de aquífero, denominado DRASTIC, foi desenvolvido por Aller et al. (1987) para a Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (USEPA). Este método calcula o índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas a partir dos fatores hidrogeológicos, morfológicos, físicos e de parametrização das características dos aquíferos. O DRASTIC, segundo Aller et al. (1987), foi desenvolvido a partir dos seguintes pressupostos:

- O contaminante é introduzido à superfície do terreno;
- O contaminante é transportado verticalmente até o aquífero pela água de infiltração;
- O contaminante possui a mesma mobilidade da água;
- A área mínima avaliada pelo DRASTIC é de 0,4 km<sup>2</sup>.

O DRASTIC emprega fatores que incorporam características importantes no controle do potencial da poluição das águas subterrâneas. As iniciais de cada um dos fatores formam, na língua inglesa, o acrônimo DRASTIC. Estes fatores correspondem ao somatório ponderado de 7 valores, que representam os indicadores hidrogeológicos, morfológicos e físicos que constituem o sistema aquífero. Estes fatores são:

- **D** – Profundidade do topo do aquífero (*Depth to water*);
- **R** – Recarga do aquífero (*Net Recharge*);
- **A** – Material do aquífero (*Aquifer media*);
- **S** – Tipos de solos (*Soil media*);
- **T** – Topografia (*Topography*);
- **I** – Impacto da zona não saturada (*Impactor of the unsaturated media*);
- **C** – Condutividade hidráulica do aquífero (*Hydraulic Conductivity of the Aquifer*).

Cada um dos fatores DRASTIC é avaliado em relação aos outros, para determinar sua importância relativa na vulnerabilidade. Os mais significantes recebem o peso 5 e os

menos importantes o peso 1. Cada um desses fatores é dividido em intervalos ou classes de feições significativas, que exercem algum impacto no potencial de poluição. A estes são atribuídos valores que variam de 1 para pesos menos insignificantes e 10 para os pesos mais significantes. A Tabela 2 relaciona os pesos atribuídos a cada fator DRASTIC e suas descrições.

Tabela 2 - Variáveis físicas, hidrogeológicas e morfológicas do DRASTIC e suas descrições.

VARIÁVEIS FÍSICAS, HIDROGEOLÓGICAS E MORFOLÓGICAS	PESO	DESCRIÇÃO
Profundidade da zona não-saturada do solo ( <i>Depth to the water table</i> )	5	Profundidade do nível freático sob a superfície do terreno (numérica). Influi no tempo de trânsito.
Recarga ( <i>NetRecharge</i> )	4	Recarga que recebe o aquífero (numérico). Influi no tempo de trânsito.
Material do aquífero ( <i>Aquifer material</i> )	3	Litotipo e estrutura do material do aquífero (por categoria). Influi na renovação de água no aquífero.
Tipo de solo ( <i>Soiltype</i> )	2	Tipo de solo (por categoria). Influi no transporte de massa de contaminantes não conservativos.
Topografia ( <i>Topography</i> )	1	Inclinação do terreno (numérico para categoria). Influi na evacuação da água com contaminante por escoamento superficial e subsuperficial.
Impacto da zona não-saturada ( <i>Impact of the unsaturated zone</i> )	5	Natureza da zona não saturada (por categoria). Influi no transporte de contaminantes relativos.
Condutividade hidráulica ( <i>Hydraulic Conductivity</i> )	3	Condutividade hidráulica (permeabilidade). Influi na renovação da água no aquífero.

Fonte Aller et al. (1987).

Para obtenção dos pesos e dos fatores do DRASTIC, Aller (1987) utilizou o método *Delphi*. Segundo Wriugh et al. (2000), o método *Delphi* consulta um grupo de especialistas a respeito de eventos futuros por meio de um questionário, que é repassado continuadas vezes até que seja obtida uma convergência das repostas, um consenso que representa uma consolidação do julgamento intuitivo do grupo. Pressupõe-se que o julgamento coletivo, ao ser bem organizado, é melhor do que a opinião de um só indivíduo. O anonimato dos pesquisadores, a representação estatística da distribuição dos resultados, e o retorno das respostas do grupo para reavaliação nas rodadas subsequentes, são as principais características deste método.

Assim, na sua formulação original, o *Delphi* é uma técnica para a busca de um consenso de opinião de um grupo de especialistas a respeito de eventos.

O DRASTIC é representado por um índice de potencial de vulnerabilidade obtido pela a multiplicação dos produtos dos fatores por seus pesos, e o somatório de todos esses fatores, por uma equação linear simples, permite a determinação dos valores numéricos

para os contextos hidrogeológicos e morfológicos, que representam o sistema aquífero. O índice de vulnerabilidade DRASTIC é obtido pela equação 1:

$$\text{DRASTIC} = D_r \times D_w + R_r \times R_w + A_r \times A_w + S_r \times S_w + T_r \times T_w + I_r \times I_w + C_r \times C_w \quad (1)$$

sendo:

$D_r \times D_w$ : produto entre o peso relativo ( $D_r$ ) e a classe ( $D_w$ ) estabelecidos para o fator profundidade da zona não-saturada do solo;

$R_r \times R_w$ : produto entre o peso relativo ( $R_r$ ) e a classe ( $R_w$ ) estabelecidos para o fator recarga profunda de aquíferos;

$A_r \times A_w$ : produto entre o peso relativo ( $A_r$ ) e a classe ( $A_w$ ) estabelecidos para o fator material do aquífero;

$S_r \times S_w$ : produto entre o peso relativo ( $S_r$ ) e a classe ( $S_w$ ) estabelecidos para o fator tipo de solo;

$T_r \times T_w$ : produto entre o peso relativo ( $T_r$ ) e a classe ( $T_w$ ) estabelecidos para o fator topografia;

$I_r \times I_w$ : produto entre o peso relativo ( $I_r$ ) e a classe ( $I_w$ ) estabelecidos para o fator material da zona não-saturada;

$C_r \times C_w$ : produto entre o peso relativo ( $C_r$ ) e a classe ( $C_w$ ) estabelecidos para o fator condutividade hidráulica.

O valor mínimo do índice DRASTIC é 23 e o valor máximo é 226. Esses valores variam de acordo com as características físicas da área estudada, assim tornando possível a identificação de áreas mais sujeita à contaminação do aquífero. Quanto maior for o índice DRASTIC, maior será o potencial à poluição (vulnerabilidade) das águas subterrâneas. Segundo Lobo Ferreira et al. (1993), os valores mais comuns situam-se, geralmente, entre 50 e 200.

Com base em diversos autores (ALLER et al., 1987; LOBOFERREIRA; OLIVEIRA, 1993; PARALTA; FRANCÉS, 2000), neste trabalho, foram adotados os intervalos e classes de vulnerabilidade apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores correspondentes ao índice de vulnerabilidade DRASTIC e seus respectivos intervalos.

INTERVALO DE VALORES DO ÍNDICE DRASTIC	CLASSIFICAÇÃO DA VULNERABILIDADE
<120	Vulnerabilidade baixa
121-159	Vulnerabilidade moderada
160-179	Vulnerabilidade alta
180-199	Vulnerabilidade muito alta
>200	Vulnerabilidade extrema

Fonte: Lobo Ferreira (1993)

O índice do potencial de poluição DRASTIC é representado na forma de mapa, que permite a classificação entre áreas mais ou menos sujeita à contaminação das águas subterrâneas.

O método DRASTIC proposto por Aller et al. (1987), apesar de utilizar um elevado número de fatores, apresenta maior confiabilidade aos índices de vulnerabilidade finais obtidos, o que é relatado por diversos autores que aplicaram o método, como Melo Junior (2002), Lobo Ferreira e Oliveira (2004), Babiker et al., (2005) e Nobre (2007). Para obtenção de um valor final correspondente ao índice DRASTIC, devem ser seguidas as seguintes fases:

#### 4.1.1 Levantamento da Profundidade do Topo do Aquífero (D)

A profundidade do topo do aquífero, no caso de um aquífero livre, constitui um fator importante na avaliação da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas, uma vez que, determina a espessura do material que um poluente terá que atravessar até atingir o aquífero. De um modo geral, existirá uma maior probabilidade de atenuação dos poluentes à medida que a profundidade ao nível freático aumenta, ou seja, num período de transporte mais longo por meio da zona não saturada do aquífero. Aller et al. (1987) consideram os seguintes intervalos de valores para a profundidade do topo do aquífero e respectivas classes (Tabela 4).

Tabela 4 - Intervalos de profundidade do topo do aquífero e respectivas classes.

D – PROFUNDIDADE DO TOPO DO AQUIFERO (m)	CLASSES
< 1,5	10
1,5 – 4,6	9
4,6 – 9,1	7
9,1 – 15,2	5
15,2 – 22,9	3
22,9 – 30,5	2
> 30,5	1

Fonte: Aller et al. (1987).

Para a obtenção dos níveis estáticos do aquífero livre da BHRG foram utilizados dados dos 27 poços cadastrados por Coelho (2011). A distribuição espacial dos poços monitorados pode ser visualizada na Figura 6.

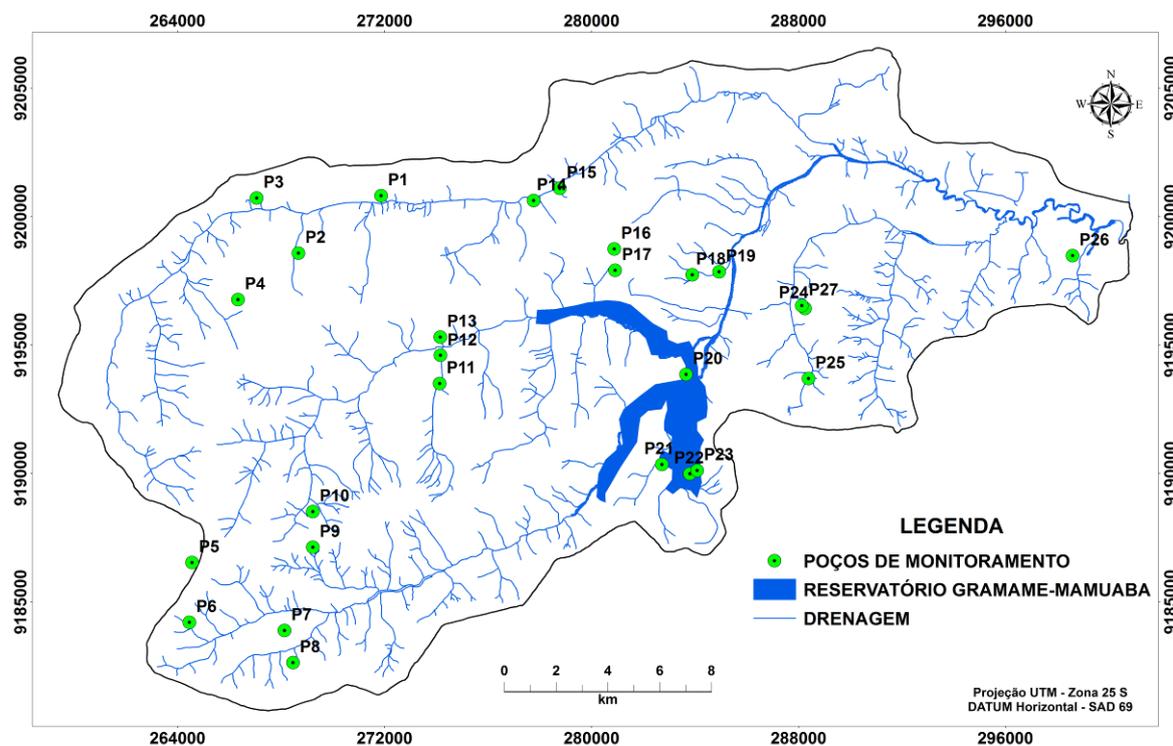


Figura 6 - Distribuição espacial dos poços de monitoramento. Elaboração: Franklin Linhares (2011).

Os trabalhos de campo para o monitoramento da variação dos níveis estáticos do aquífero livre BHRG são correspondentes ao período de um ano hidrológico, e foram realizados de novembro de 2010 até outubro de 2011. A frequência de obtenção destes dados variou de acordo com a distribuição temporal da precipitação na região. No período de estiagem foi adotada uma frequência mensal na coleta. Nos meses de maio, junho e julho, quando as precipitações são mais frequentes e intensas na região, o intervalo da medição foi quinzenal.

Para obtenção dos níveis estáticos dos poços foi utilizado um medidor manual de nível d'água da marca *Brasbailer*, com dispositivo de contato elétrico. O nível do lençol freático foi determinado a partir da diferença entre a parte superior do poço e a posição da água no momento da medição, por meio da graduação métrica do cabo do medidor, que possui extensão de 100 m.

#### 4.1.2 Determinação da Recarga do Aquífero (R)

A recarga do aquífero representa o volume de água por unidade de área que se infiltra no meio subterrâneo e acaba por atingir o nível freático. A recarga pode dispersar, diluir e transportar um poluente verticalmente por meio da zona não saturada até ao nível freático, e depois horizontalmente na zona saturada. De um modo geral, quanto maior é a recarga, maior será o potencial de poluição das águas subterrâneas. Contudo, um grande volume de recarga permite uma maior diluição das substâncias poluentes, o que favorece a diminuição dessas substâncias. A Tabela 6 mostra os seguintes intervalos de recarga e suas respectivas classes de acordo com Aller et al. (1987).

Tabela 5 - Intervalos de recarga e respectivas classes.

R – RECARGA DO AQUÍFERO (mm/ano)	CLASSES
< 51	1
51 – 102	3
102 – 178	6
178 – 254	8
>254	9

Fonte: Aller et al. (1987).

Os dados de recarga da bacia do rio Gramame utilizados nesta pesquisa foram obtidos por Coelho (2011) e Coelho et al. (2012), que determinaram a taxa de recarga do aquífero livre da BHRG a partir do método de Flutuação da Superfície Livre WTF (*Water Table Fluctuation*), baseado na análise da variação temporal do nível freático. Esse método de determinação da recarga também foi utilizado por diversos outros autores, entre eles: Wendland et al. (2007) que realizaram estudos na bacia hidrográfica de Ribeirão da Onça, inserido no Sistema Aquífero Guarani; e Gomes (2008) que o utilizou para estimar a recarga direta e profunda na mesma área.

O método da Flutuação da Superfície Livre é bastante utilizado para estimar a recarga de um aquífero em regiões úmidas, devido ao pequeno número de fatores necessários para sua aplicação. Esse método usa a flutuação dos níveis d'água subterrânea ao longo do tempo para estimar a recarga, e só é aplicável aos aquíferos livres. Além do conhecimento dos níveis d'água subterrânea, este método necessita do conhecimento do rendimento específico do solo, que pode ser determinado a partir de técnicas de campo, laboratório ou pela literatura (HEALY; COOK, 2002; SCANLON et al., 2002).

### 4.1.3 Determinação do Material do Aquífero (A)

O material do aquífero corresponde à unidade litológica que serve de base à constituição do aquífero e que, por sua vez, condiciona a sua capacidade para atenuar os efeitos dos poluentes. Alguns fatores como a porosidade efetiva, a dimensão das partículas, o teor de argila e a espessura saturada, são algumas das principais características da zona saturada que controlam a disseminação e o transporte de poluentes. Além disso, o meio geológico governa o sistema de escoamento da água subterrânea dentro do aquífero, que em conjunto com a condutividade hidráulica e o gradiente hidráulico, determinam o tempo disponível para a ocorrência dos processos de atenuação.

A Tabela 7 mostra, de acordo com Aller et al. (1987), uma lista dos materiais do aquífero face à importância para atenuação do potencial de poluição. Cada material que compõe o aquífero apresenta os intervalos de classes de ponderação, sejam eles geológicos ou hidrogeológico. A escolha das classes usuais deve ser usada caso não exista maiores informações sobre o material. Estes intervalos devem ser utilizados com base em informações específicas sobre o material estudado. O mapa geológico da BHRG utilizado neste trabalho foi elaborado pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM), na escala de 1:200.000.

Tabela 6 - Tipos do material do aquífero com suas respectivas classes.

<b>A - MATERIAL DO AQUÍFERO</b>	<b>CLASSES</b>	<b>CLASSES USUAIS</b>
Xistos argilosos, argilito	1 – 3	2
Rochas metamórficas/ígneas	2 – 5	3
Rocha metamórfica/ ígnea intemperizada	3 – 5	4
Arenito, calcário e argilitos estratificados	5 – 9	6
Arenito maciço	4 – 9	6
Calcário maciço	4 – 9	6
Areia e balastro	4 – 9	8
Basalto	2 – 10	9
Calcário carsificado	2 – 10	10

Fonte: Aller et al. (1987).

### 4.1.4 Determinação do Tipo de Solo (S)

O solo refere-se ao material da zona alterada da superfície terrestre, com uma espessura normalmente inferior a 2 m. O tipo de solo tem um significado impactante na quantidade de recarga, mas é, sobretudo, pelo seu potencial atenuador da poluição que é considerado no índice DRASTIC. Espessura, textura e teor de matéria orgânica são algumas das propriedades do solo que condicionam o potencial de poluição. Em função

dessas propriedades, Aller *et al.* (1987) definiram 11 tipos diferentes de solos aos quais atribuíram valores de avaliação, entre 1 e 10 (Tabela 8).

Tabela 7 - Tipos de solos com suas respectivas classes.

S – TIPOS DE SOLOS	CLASSES
Fino ou ausente	10
Balastro	10
Areia	9
Turfa	8
Argila agregada e/ou expansível	7
Franco arenoso	6
Franco	5
Franco siltoso	4
Franco argiloso	3
<i>Nuck</i> (solo predominante orgânico)	2
Argila não agregada e não expansível	1

Fonte: Aller et al. (1987).

O mapa de solo da BHRG utilizado neste estudo foi o do Plano Diretor da Bacia do Rio Gramame (2000), na escala de 1:500.000. O mapa foi atualizado para o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solo da EMBRAPA (2006).

#### 4.1.5 Caracterização Topografia (T)

Este fator condiciona a probabilidade de um poluente escoar superficialmente ou permanecer na superfície durante o tempo suficiente para se infiltrar. A topografia pode ainda fornecer informação acerca do gradiente hidráulico das águas subterrâneas e da sua velocidade. A Tabela 9 apresenta os cinco intervalos da declividade definidas por Aller et al. (1987) com suas respectivas classes.

Tabela 8 - Intervalos da declividade e respectivas classes.

T – TOPOGRAFIA (DECLIVIDADE EM %)	CLASSES
< 2	10
2 – 6	9
6 – 12	5
12 – 18	3
>18	1

Fonte: Aller et al. (1987).

Para a elaboração do mapa de declividade foram utilizadas as cartas topográficas de Jacumã (folha SB.25-Y-C-III-3-NE), Santa Rita (folha SB.25-Y-C-III-1-SO), Nossa Senhora da Penha (folha SB.25-yc-III-1-SE), Conde (folha SB.25-y-c-III3-NO) e Cruz do Espírito Santo (folha SB.25-y-c-II-2-SE), todas na escala de 1:25.000, com equidistância entre as curvas de nível de 10 m. Após a escanização das cartas, as mesmas foram georeferenciadas utilizando SIG. As curvas de nível foram vetorizadas, e foram atribuídos

os respectivos valores de altitude, que foram posteriormente reagrupadas, gerando assim um arquivo de isolinhas, apresentado como mapa de declividade.

Logo após o Modelo Digital do Terreno (MDT) foram criadas as curva de nível. Para tanto, foi utilizado o método de interpolação por Rede de Triangulação – TIN. Nesse método, a superfície é representada como uma série de triângulos irregulares, gerados pela interpolação de temas de linhas e vértices, espaçados irregularmente, com valores das coordenadas de latitude e longitude, além da altimetria.

A partir do MDT foi gerado o mapa de declividade com os intervalos de classes proposto por Aller et al. (1987) para ser utilizado no DRASTIC.

#### **4.1.6 Determinação da Influência da Camada não saturada (I)**

A camada não saturada se refere à zona acima do nível freático que possui interstícios ocupados parcialmente por água e ar. O tipo do meio da zona não saturada determina a atenuação característica do material, incluindo o horizonte típico do solo e a rocha acima do nível freático. Normalmente, em se tratando de aquíferos livres, a camada não saturada é constituída litologicamente pelo mesmo material do aquífero (REBOUÇAS, 2006). Nos casos de aquíferos semi confinados ou confinados, é formada pelo material rochoso e/ou argiloso que aflora em subsuperfície.

O tipo de material que domina nesta zona minimiza o potencial de poluição em função do tempo de contato com o contaminante, favorecendo a ocorrência de diversos processos como: biodegradação, filtração mecânica, reações químicas, volatilização e dispersão. A Tabela 10 mostra, de acordo com Aller et al. (1987), os tipos de materiais da zona vadosa que possuem importância nos processos de atenuação do potencial de poluição dos contaminantes. Os critérios de escolha, com relação ao intervalo de valores referentes a cada material da zona vadosa das classes usuais, se baseiam nas mesmas condições adotadas para o fator material do aquífero (A) descrito anteriormente.

Tabela 9 - Material da zona vadosa com respectivas classes.

I – INFLUÊNCIA DA ZONA VADOSA	CLASSES	CLASSES USUAIS
Camada confinante	1	1
Argila/ silte	2 – 6	3
Xisto argiloso, argilito	2 – 5	3
Calcário	2 – 7	6
Arenito	4 – 6	6
Arenito, calcário e argilito estratificados	4 – 6	6
Areia e cascalho com percentagem significativa de argila e silte	4 – 6	6
Rocha metamórfica/ ígnea	2 – 8	4
Areia e cascalho	6 – 9	8
Basalto	2 – 10	9
Calcário carsificado	2 – 10	10

Fonte: Aller et al. (1987).

A representação cartográfica da hidrogeologia da BHRG adotada neste estudo foi elaborada pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM), dentro do Projeto SIAGAS (Sistema de Informação de Águas Subterrâneas), na escala de 1:200.000.

#### 4.1.7 Determinação da Condutividade Hidráulica (C)

A condutividade hidráulica refere-se à capacidade que um meio possui para transmitir um fluido sob a influência de um gradiente hidráulico da umidade. Em se tratando de águas subterrâneas, o transporte de um poluente na zona saturada depende do fluxo de subsuperfície. Sendo assim, quanto maior a condutividade hidráulica do aquífero, maior será a taxa de transporte de substâncias poluidoras. Aller et al. (1987) consideram seis intervalos de condutividade hidráulica com sendo importantes para a atenuação do potencial de poluição e suas respectivas classes. Essas classes foram utilizadas neste trabalho e são apresentadas na Tabela 11.

Tabela 10 - Intervalos de valores de condutividade hidráulica e respectivas classes.

C – CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DO AQUÍFERO (m/d)	CLASSES
< 4,1	1
4,1 – 12,2	2
12,2 – 28,5	4
28,5 – 40,7	6
40,7 – 81,5	8
> 81,5	10

Fonte: Aller et al. (1987).

Os dados de condutividade hidráulica foram obtidos por meio do trabalho de Coelho (2011), que utilizou o método de *Beerkan* para determinar a condutividade hidráulica da BHRG. Esse método foi desenvolvido por Haverkamp et al. (1999) e vem sendo testado para diferentes tipos de solos em bacias nordestinas. Silva et al. (2009), por exemplo, utilizou o método de *Beerkan* na microbacia do riacho Guaraíra, inserida na

bacia do rio Gramame, para a obtenção da curva granulométrica e da curva de infiltração em pontos distintos da bacia, a fim de utilizá-los para determinação da condutividade hidráulica dos solos. Sousa (2008) utilizou essa metodologia para o conhecimento das propriedades hidráulicas do solo, tais como as curvas de retenção da água no solo  $q(h)$  e da condutividade hidráulica  $K(q)$ , é indispensável para a modelagem do transporte de água e de poluentes em sistemas agrícolas.

#### 4.2 Modificação do Método DRASTIC

O método utilizado para avaliar e mapear o risco de contaminação do aquífero livre da BHRG foi o DRASTIC modificado, desenvolvido por Eimers et al. (2000). Este método inclui, além sete fatores já citados na metodologia do DRASTIC, mais dois fatores que são:

- **LC** – Cobertura do Solo (*Land Cover*);
- **LU** – Uso do Solo (*Land Use*).

O risco de contaminação das águas subterrâneas surge como um conceito que permite integrar vários fatores naturais e antrópicos que constituem o aquífero. Cada um desses fatores no DRASTIC modificado foi dividido em classes significativas que condicionam o risco de contaminação do aquífero. A cada uma dessas classes atribuiu-se um valor que variou entre 1 e 10, que se relacionaram diretamente com o risco de contaminação.

A cada um dos fatores considerados por este método foi atribuído um valor em função das diferentes ações antrópicas. Além disso, para cada valor de cada fator foi aplicado um índice de ponderação, que variou entre 2 para a cobertura do solo e 3 para o uso do solo, quantificando, assim, a importância relativa entre eles. Ou seja, quanto maior o valor maior a importância do fator avaliado. O risco de contaminação foi obtido por meio do somatório do produto entre as classes de ponderação e os fatores considerados, como apresentado na equação 2:

Índice DRASTIC modificado =

$$D_r \times R_w + R_r \times R_w + A_r \times A_w + S_r \times S_w + T_r \times T_w + I_r \times I_w + C_r \times C_w + LC_r \times LC_w + LU_r \times LU_w \quad (2)$$

sendo:

$LC_r \times LC_w$ : produto entre o peso relativo ( $LC_r$ ) e a classe ( $LC_w$ ) estabelecido para fator cobertura do solo;

$LU_r \times LU_w$ : produto entre o peso relativo ( $LU_r$ ) e a classe ( $LU_w$ ) estabelecido para o fator uso do solo.

Os demais fatores, ou seja, as sete primeiras parcelas do lado direito da equação (2) são os mesmos da equação (1). Para a aplicação do método, definiram-se algumas etapas, sintetizadas em seguida:

#### 4.2.1 Avaliação da Cobertura do Solo (LC)

A cobertura do solo constitui o elemento de proteção para as águas subterrâneas, sendo, portanto um atenuador dos efeitos das precipitações que carrega os contaminantes para aquífero. As classes, os fatores e as descrições para a cobertura do solo utilizados neste trabalho são mostrados na Tabela 12.

Tabela 11 - Cobertura do solo sua descrição e respectivos índices.

COBERTURA DO SOLO (LC)	DESCRIÇÃO GERAL	CLASSES
Comercial/industrial	Solo utilizado para a manufatura ou venda de bens	1
Água	Áreas cobertas de água, com menos de 25% de cobertura vegetal	2
Áreas úmidas com lenhosas	Áreas com florestas ou arbustos onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	2
Áreas úmidas com vegetação emergente	Áreas com vegetação herbáceas perene, onde solo ou substrato é periodicamente saturado	2
Residencial de alta densidade	Áreas residências densas, em que a vegetação ocupa menos de 20% da área e a construção entre 80 e 100%	2
Residencial de baixa densidade	Principalmente áreas suburbanas, em que a construção cobre cerca de 30 a 80 % da área	4
Transição	Áreas com alteração dinâmica na sua cobertura	5
Pedreiras/minas a céu aberto/saibreiras	Áreas de indústrias mineiras extrativa, com exposição significativa do solo	6
Agricultura	Áreas dominadas por vegetação plantada e/ou utilizada para produção	6
Solo esquelético	Rochas exposta, areia, gravilha ou outro material semelhante com pouca ou nenhuma vegetação	7
Outras herbáceas	Vegetação plantada para fins estéticos, lúdicos ou de controle de erosão	8
Pastagem/feno	Áreas dominadas por vegetação plantada e destinada à alimentação humana (legumes) ou gado	8
Floresta de folha caduca	Áreas onde 75% ou mais das árvores perdem a folhagem simultaneamente	10
Floresta mista	Áreas cujas árvores não são em 75% ou mais caducas nem perenes	10
Floresta perene	Áreas onde 75% ou mais das árvores mantêm a folhagem todo o ano	10

Fonte: Eimers et al. (2000).

#### 4.2.2 Avaliação do Uso do Solo (LU)

O uso do solo descreve as atividades que ocorrem na superfície terrestre e que podem gerar contaminação. Por exemplo, as concentrações de nutrientes que se infiltram nas áreas não agrícolas são mais elevadas do que as que se infiltram em áreas não desenvolvidas. Para este estudo as classes de uso do solo utilizam a mesma fonte de informação que as classes de cobertura do solo, mas têm objetivos e classes diferentes. As classes, os fatores e as descrições para o uso do solo são mostrados na Tabela 13.

Tabela 12 - Descrição do uso do solo com suas respectivas classes.

COBERTURA DO SOLO (LC)	DESCRIÇÃO GERAL	CLASSES
Comercial/industrial	Solo utilizado para a manufatura ou venda de bens	10
Água	Áreas cobertas de água, com menos de 25% de cobertura vegetal	1
Zonas úmidas arborizadas	Áreas com floressas ou arbustos onde o solo ou substrato é periodicamente saturado	1
Áreas úmidas com vegetação emergente	Áreas com vegetação herbáceas perene, onde solo ou substrato é periodicamente saturado	1
Residencial de alta densidade	Áreas residências densas, em que a vegetação ocupa menos de 20% da área e a construção entre 80 e 100%	8
Residencial de baixa densidade	Principalmente áreas suburbanas, em que a construção cobre cerca de 30 a 80 % da área	7
Transição	Áreas com alteração dinâmica na sua cobertura	7
Pedreiras/minas a céu aberto/saibreiras	Áreas de indústrias mineiras extrativa, com exposição significativa do solo	5
Agricultura	Áreas dominadas por vegetação plantada e/ou utilizada para produção	7
Solo esquelético	Rochas exposta, areia, gravilha ou outro material semelhante com pouca ou nenhuma vegetação	2
Outras herbáceas	Vegetação plantada para fins estéticos, lúdicos ou de controle de erosão	6
Pastagem/feno	Áreas dominadas por vegetação plantada e destinada à alimentação humana (legumes) ou gado	5
Floresta de folha caduca	Áreas onde 75% ou mais das árvores perdem a folhagem simultaneamente	3
Floresta mista	Áreas cujas árvores não são em 75% ou mais caducas nem perenes	3
Floresta perene	Áreas onde 75% ou mais das árvores mantêm a folhagem todo o ano	3

Fonte: Eimers et al. (2000).

O mapa de cobertura e uso do solo foi elaborado em meio digital, com base na imagem do satélite LANDSAT – 5 TM (*Thematic Mapper*), na órbita 214/65 datada de 26/08/2006, com composição colorida R3G4B5 e com resolução espacial de 30 m. Essas bandas foram escolhidas por discriminar de maneira clara os limites entre solo, água, vegetação e áreas urbanas. Imagens mais recentes deste e de outros satélites disponibilizados pelo INPE não foram utilizadas devido à grande cobertura de nuvens na

área de estudo. Outra fonte de auxílio para a elaboração desses mapas foram as imagens do Google Earth versão 5.0.1.

As imagens mais recentes do *Google Earth* utilizadas foram do ano de 2009, devido à grande extensão da área de estudo. Embora forneçam as informações espaciais, as imagens de satélite disponibilizadas para a região não possuem uma boa qualidade, sendo necessárias visitas a campo com a utilização de um GPS do tipo GARMIM (Gpsmap76csx) para diminuir qualquer dúvida gerada pela má qualidade das imagens. De posse das informações das imagens e das idas a campo, as classes dos usos do solo foram então agrupadas em polígonos e finalizadas em ambiente SIG.

Para a classificação das imagens optou-se pela classificação supervisionada, utilizando o classificador conhecido como Máxima Verossimilhança, a partir da classificação *pixel a pixel*.

#### **4.3 Estruturação da Base de Dados Espaciais**

Para a estruturação da base de dados georreferenciados da BHRG foi utilizado o programa *ArcGis* 9.3, composto de um sistema gerenciador de banco de dados (SGBD) que possibilitou a manipulação simultânea de dados vetoriais e matriciais, por meio de aplicativos (extensões) que permitiram a modelagem e a extração de informações dos dados espaciais e/ou tabulares.

Dentre diferentes métodos existentes de interpolação, o método utilizado neste trabalho foi o método determinístico do Inverso da Distância ao Quadrado – IDW, que considerou os valores dos pontos de amostras e a distância, separando-os da célula estimada. Esse método de interpolação serviu para encontrar valores de uma sucessão entre dois valores consecutivos conhecidos, e estimar valores de um atributo em locais não amostrados a partir de pontos amostrados na mesma área de estudo. Os pontos de amostra mais próximos da célula têm uma influência maior no valor estimado da célula do que pontos de amostra que estão distantes. Esse método não realiza estimativas acima dos valores de amostras máximas ou abaixo das mínimas. Para a confecção dos mapas de profundidade do topo do aquífero, recarga e condutividade hidráulica, foram realizadas as seguintes etapas:

- Tabulação dos dados obtidos, com suas respectivas coordenadas geográficas no Excel;

- Conversão dos dados gerados no *Excel* para o formato *geodatabase* (GDB), por meio do aplicativo *ArcCatalog* do *ArcGis* 9.3, que auxiliou na organização e gerenciamento dos dados georeferenciados;
- Adição dos valores obtidos por meio de suas coordenadas no *ArcMap*. Após configurar os dados pôde-se então iniciar a interpolação por meio da *Spatial Analyst*;
- Após o processamento de interpolação foi gerada a imagem matricial dos dados obtidos. Estes dados foram reclassificados de acordo com os índices do DRASTIC.

Para a execução dos mapas vetoriais do material do aquífero, solo, influência da camada não saturada, cobertura e uso do solo, foram realizadas algumas etapas, tais como:

- Transformação dos mapas de vetor para *raster*;
- Reclassificação dos dados de acordo com os índices do DRASTIC.

Depois que todos os mapas temáticos necessários à geração do índice DRASTIC e do DRASTIC modificado foram criados, a etapa seguinte para iniciar a criação do índice foi realizar a sobreposição dos vários temas (*overlays*) e a operação algébrica de soma dos mapas.

Para gerar os mapas de vulnerabilidade intrínseca e de risco de contaminação no ArcGIS foi necessário habilitar o processador *Raster Calculator* e criar a expressão algébrica de soma. Após a criação desses mapas foi utilizado a opção *Reclassify*, na qual cada valor numérico encontrado passou a ter uma classe nominal. O próximo passo utilizado foi converter a imagem *raster* em arquivo vetorial do tipo *shapefile*.

Com o arquivo *shapefile*, foi possível simplificar as classes por meio do procedimento *<Dissolve>*, que permitiu agrupar os temas utilizando as classes de vulnerabilidade. Depois que as classes foram agrupadas e simplificadas, foi possível calcular a área para cada classe de vulnerabilidade utilizando o *<Calculate Geometry>*, bem como as áreas das classes dos mapas temáticos.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados da pesquisa. Inicialmente, para tanto, são apresentados os mapas relativos a cada fator do DRASTIC, e depois são exibidos os mapas de vulnerabilidade intrínseca, para os períodos chuvoso e de estiagem.

### 5.1 Mapas de Vulnerabilidade Intrínseca

O período chuvoso na BHRG corresponde aos meses entre abril e agosto. Como esperado, nesse período foram constatadas as menores profundidades do topo do aquífero. Os dados de níveis estáticos dos poços nestes meses foram agrupados para representar a média mensal do período chuvoso. Já o período denominado de estiagem refere-se aos meses entre setembro e março. Neste período foram constatadas as maiores profundidades do topo do aquífero. Os dados de níveis estáticos dos poços nestes meses foram agrupados para representar a média mensal do período de estiagem.

Os dados de variação dos níveis estáticos entre o período chuvoso e de estiagem serviram de informações para realizar um comparativo das áreas mais vulneráveis entre esses dois períodos, e determinar se a BHRG é mais vulnerável no período chuvoso ou de estiagem.

A Tabela 13 mostra as informações obtidas dos poços de monitoramento, tais como: identificação, localização, altitude e as profundidades médias dos níveis estáticos observadas durante o ano hidrológico, divididas entre período chuvoso e de estiagem.

Tabela 13 - Informações dos poços monitorados na BHRG de novembro de 2010 até outubro de 2011.

Identificação	Localização (UTM - Zona 25S)		Altitude (m)	Média dos níveis estáticos no período chuvoso (m)	Média dos níveis estáticos no período de estiagem (m)
	Longitude (m)	Latitude (m)			
P1	271868	9200823	63	3,13	6,50
P2	268670	9198581	78	2,00	6,67
P3	267056	9200729	75	3,03	6,10
P4	266336	9196776	149	12,31	20,50
P5	264560	9186535	190	4,80	10,81
P6	264458	9184209	150	4,17	7,40
P7	268132	9183893	140	10,12	19,40
P8	268467	9182638	125	1,26	5,70
P9	269231	9187134	130	6,93	10,32
P10	269233	9188520	127	1,63	8,09
P11	274134	9193506	62	2,10	6,40
P12	274162	9194609	64	1,82	5,20

						Conclusão.
P13	274161	9195314	73	3,10	4,20	
P14	277764	9200633	42	1,61	4,30	
P15	278777	9201104	44	4,36	6,55	
P16	280884	9198748	85	4,10	10,10	
P17	280916	9197918	83	3,20	9,50	
P18	283894	9197739	34	4,30	9,80	
P19	284935	9197858	32	0,93	2,29	
P20	283658	9193864	39	4,35	6,16	
P21	284935	9197858	48	1,32	4,50	
P22	283802	9189991	65	8,87	15,32	
P23	284086	9190123	86	20,50	31,00	
P24	288857	9196434	63	8,58	19,40	
P25	288390	9193703	45	5,70	9,30	
P26	298595	9198478	30	9,53	16,78	
P27	288130	9196544	58	2,33	6,27	

O primeiro conjunto de resultados advém da análise realizada referente ao período chuvoso, para o fator profundidade do topo do aquífero (D). O fator D observado nos 27 poços de monitoramento na BHRG variou entre 0,9 a 20,5 m (Figura 7). Com esses dados foram gerados cinco (5) intervalos de profundidade do topo do aquífero para área de estudo de acordo com o DRASTIC. Foram obtidos, dessa forma, os intervalos <1,5 m, 1,5 – 4,6 m, 4,6 – 9,1 m, 9,1 – 15,2 m e 15,2 – 20,5 m (Tabela 14).

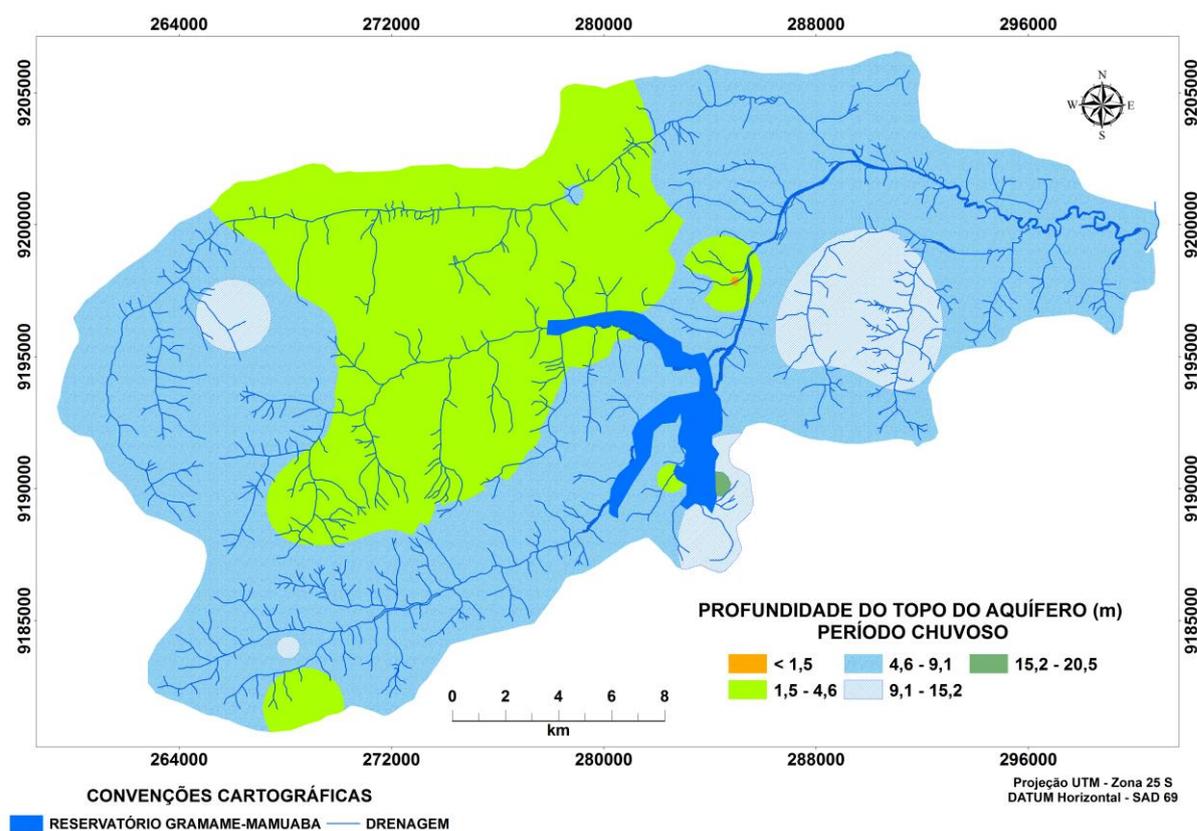


Figura 7 - Mapa da profundidade do topo do aquífero da BHRG no período chuvoso, segundo os intervalos do DRASTIC. Elaboração: Franklin Linhares (2012).

Tabela 14 - Profundidade do topo do aquífero da BHRG com seus intervalos, pesos e áreas no período chuvoso.

INTERVALOS DA PROFUNDIDADE DO TOPO DO AQUIFERO (m)	Dr*	Dr × Dw(5)**	Área	
			(km <sup>2</sup> )	(%)
< 1,5	10	50	0,09	0,01
1,5 – 4,6	9	45	179,58	30,48
4,6 – 9,1	7	35	363,48	61,69
9,1 – 15,2	5	25	45,34	7,69
15,2 – 20,5	3	15	0,63	0,11

\*Dr – Classe do parâmetro profundidade do NE.

\*\*Dr × Dw – Classe da vulnerabilidade referente ao atributo profundidade do nível estático no período chuvoso.

De acordo com a Figura 7 e a Tabela 14 pode-se verificar que 61,7% da BHRG estão inseridas no intervalo de profundidade do topo do aquífero entre 4,6 – 9,1 m. As águas subterrâneas que se encontram neste intervalo apresentam vulnerabilidade intrínseca moderada. Constata-se, ainda, que 30,5% da área estão inseridas no intervalo de 1,5 m – 4,6 m, o que favorece uma maior vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas devido à proximidade do lençol freático com a superfície.

Verificou-se que apenas 7,8% da área total da bacia estudada apresentou uma melhor proteção para as águas subterrâneas, devido à profundidade ser maior que 9,1 m, que de certa forma, protege o aquífero contra contaminantes provenientes de atividades antrópicas desenvolvidas na superfície.

Com relação ao período de estiagem, a profundidade do topo do aquífero (D) encontrada nos 27 poços variou entre 2,3 a 30 m. Nesse período, o aquífero livre encontrava-se mais protegido, devido à grande profundidade dos níveis estáticos, em relação à superfície. Com esses dados foram gerados cinco intervalos de profundidade do topo do aquífero. Obtiveram-se assim, os intervalos de 1,5 – 4,6 m, 4,6 – 9,1 m, 9,1 – 15,2 m, 15,2 – 22,9 m e 22,9 – 30 m (Figura 8).

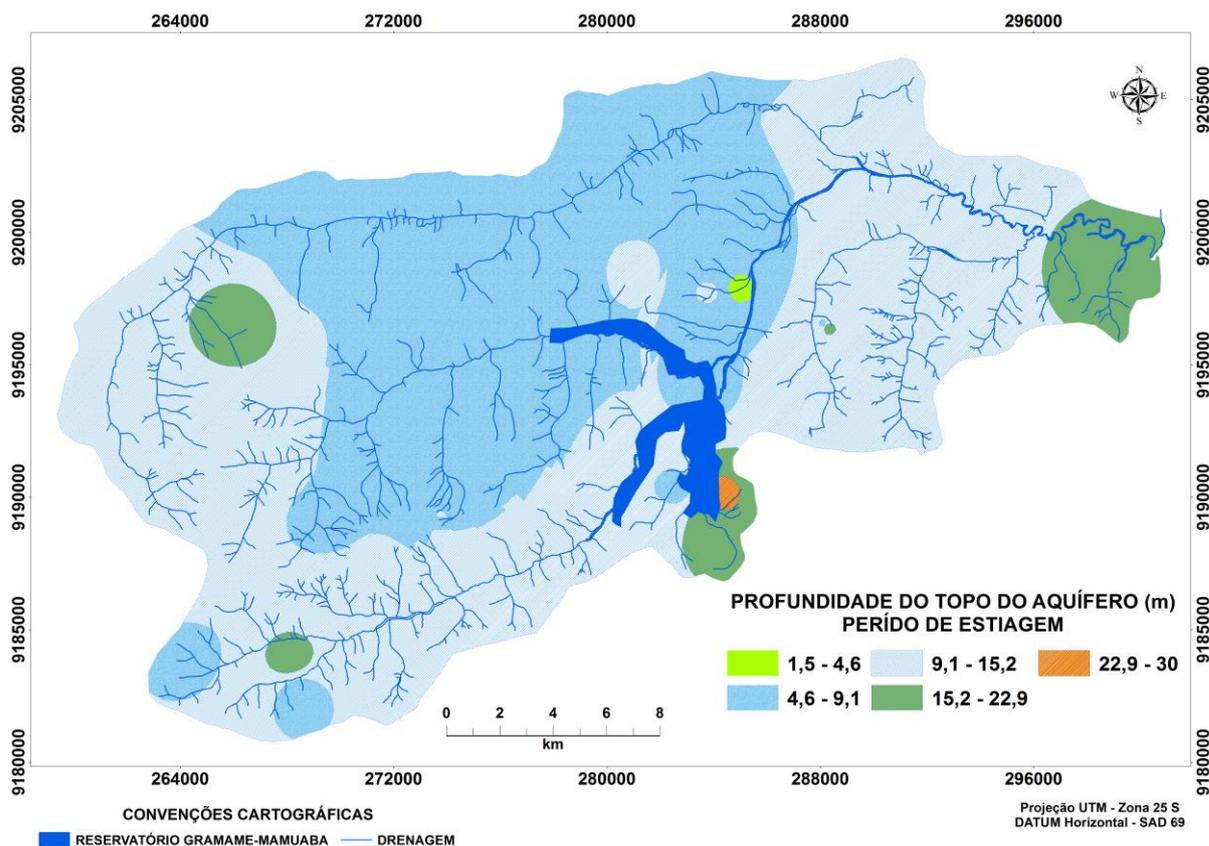


Figura 8 - Mapa da profundidade do topo do aquífero da BHRG no período de estiagem, segundo os intervalos do DRASTIC. Elaboração: Franklin Linhares (2012).

Tabela 15 - Profundidade do topo do aquífero da BHRG com seus intervalos, pesos e áreas no período de estiagem.

INTERVALOS DA PROFUNDIDADE DO TOPO DO AQUIFERO (m)	Dr*	Dr × Dw(5)**	Área	
			(km <sup>2</sup> )	(%)
1,5 - 4,6	9	45	0,76	0,13
4,6 - 9,1	7	35	237,7	40,27
9,1 - 15,2	5	25	313,7	53,24
15,2 - 22,9	3	15	36,29	6,16
22,9 - 30,5	2	10	1,12	0,19

\*Dr - Classe do parâmetro profundidade do NE.

\*\*Dr × Dw - Classe e da vulnerabilidade referente ao atributo profundidade do NE no período de estiagem.

Conforme mostra a Figura 8 e a Tabela 15, a BHRG possui 59,6% de seu aquífero livre com a profundidade do topo do aquífero maior que 9,1 m. As águas subterrâneas que se encontram nas camadas de solo acima desse valor estão mais protegidas, devido à grande espessura do material que constitui a zona não saturada, o que retarda ou até impede que uma possível carga de contaminantes gerada na superfície chegue à zona saturada.

Por outro lado, verifica-se que 40,4% das águas subterrâneas estão na profundidade do topo do aquífero menor que 9,1 m. Diante disto, e considerando que o material que constitui a zona saturada apresenta uma pequena espessura nessas áreas, e que as águas estão mais próximas à superfície, pode-se afirmar que existe uma maior vulnerabilidade à contaminação.

O segundo fator do DRASTIC, correspondente a recarga (R) da BHRG, está relacionada com a quantidade de água que atinge a zona saturada, ou seja, condiciona o transporte dos contaminantes que, possivelmente, poderão atingir o aquífero livre da bacia.

Constatou-se que na BHRG existem áreas em que a recarga é menor que 50 mm/ano e outras com recargas de até 190 mm/ano. A partir destes dados foram definidos quatro intervalos de recarga, distribuídos entre <51 mm/ano, 51 – 102 mm/ano, 102 - 178 mm/ano e de 178 – 190 mm/ano. Com a definição destes intervalos foi obtidos o mapa (Figura 9) e quantificadas as áreas na Tabela 16.

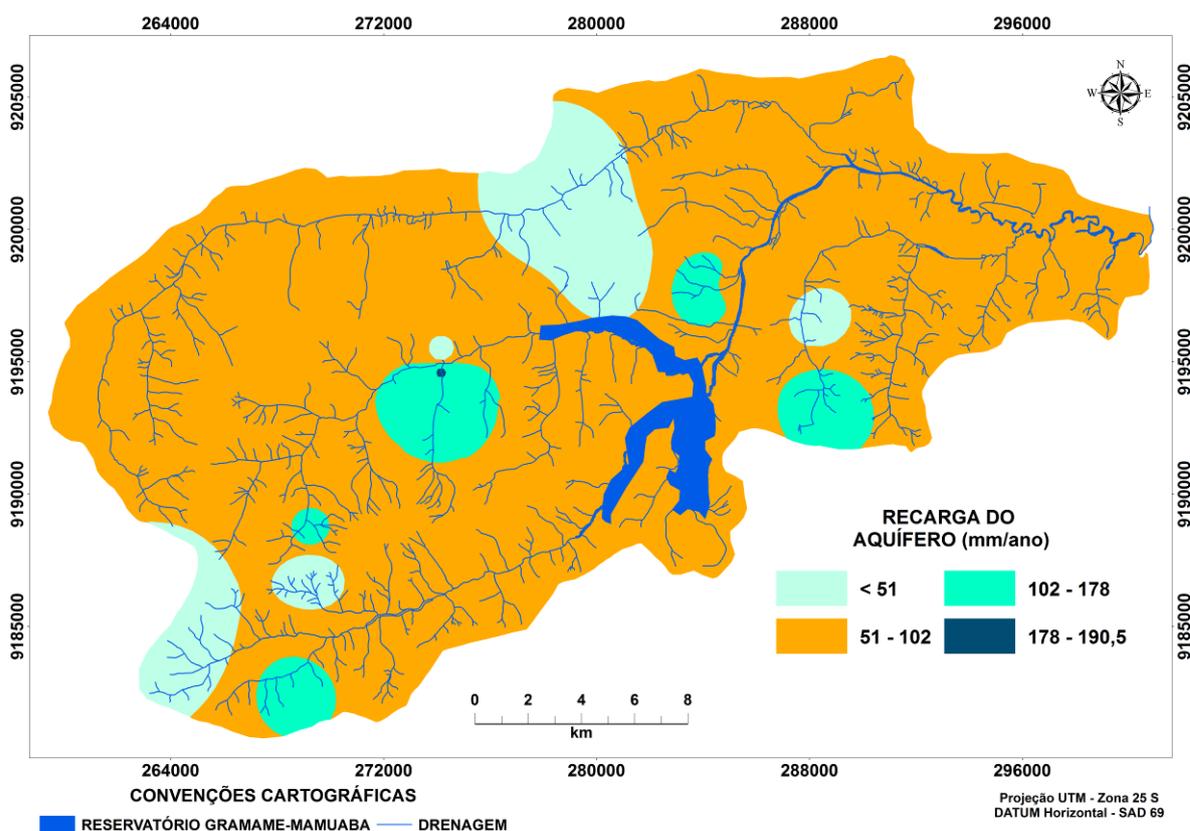


Figura 9 - Mapa de Recarga da BHRG, segundo os intervalos do DRASTIC. Elaboração: Franklin Linhares (2012). Fonte: Coelho (2011).

Tabela 16 - Recarga da BHRG com seus intervalos, pesos e áreas.

INTERVALOS DE RECARGA (mm/ano)	Rr*	Rr × Rw(4)**	Área	
			(km <sup>2</sup> )	(%)
< 51	1	4	57,55	9,77
51 – 102	3	12	495,71	84,14
102 – 178	6	24	35,78	6,07
178 – 190,5	8	32	0,09	0,02

\*Rr – Classe do parâmetro Recarga.

\*\*Rr × Rw – Classe da vulnerabilidade referente ao atributo Recarga.

Observa-se na Figura 9 e Tabela 16, que a BHRG tem 93,9% de sua área valores de recarga menores que 102 mm/ano. As águas subterrâneas que estão nesses intervalos apresentam baixa vulnerabilidade e estão localizadas em regiões de tabuleiros, pois essas regiões têm suas constituições litológicas de baixa permeabilidade, com terrenos argilosos, o que dificulta a infiltração de contaminantes.

Pode-se verificar que a região central e a região sudoeste da bacia são as que apresentaram maior recarga. Esse fato pode ser atribuído a influência da constituição litológica dessas regiões, compostas por terrenos arenosos bem drenados, que proporciona a infiltração das águas de chuva e de contaminantes. Essas áreas estão localizadas entre os intervalos de recarga 102 – 178 mm/ano e 178 – 190,5 mm/ano, o que representou 6,1% da área estudada.

O terceiro fator do DRASTIC é o material que constitui o aquífero (A) da BHRG, que de acordo com sua formação hidrogeológica pode proteger melhor as águas subterrâneas que estão nessas áreas ou até mesmo facilitar a infiltração de contaminantes. Nessa região existem cinco Formações Geológicas: Barreiras, Beberibe, Granitóides, Sertânia e os Depósitos Fluvio-Marinhas, conforme se observa na Figura 10.

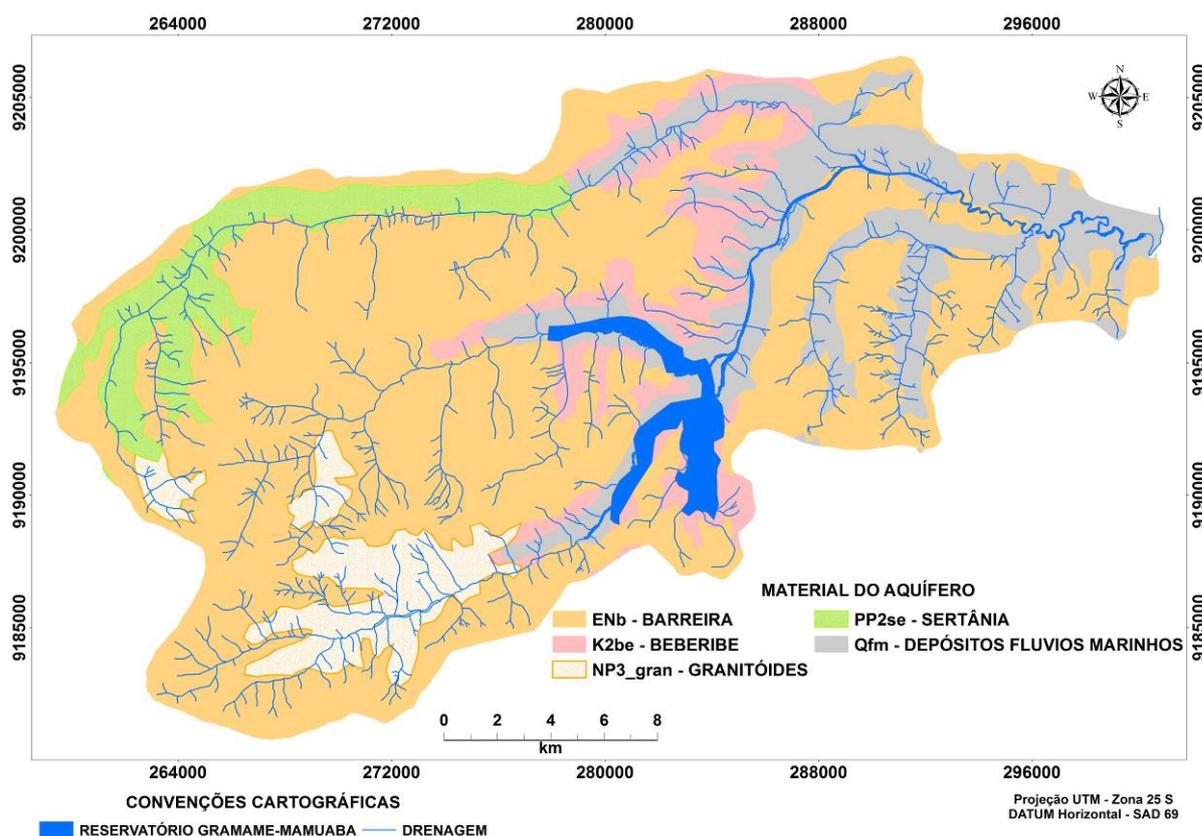


Figura 10 - Mapa hidrogeológico da BHRG segundo os intervalos do DRASTIC.  
Elaboração: Franklin Linhares (2012). Fonte: CPRM (2002).

De acordo com a Tabela 17, 13,2% das águas subterrâneas da BHRG estão inseridas nas Formações Granitóides e Sertânia, que apresentam menor vulnerabilidade, devido à presença de rochas cristalinas e metassedimentos vulcânicos nessas formações. Conforme Barbosa (2007) e Mente (2008), esses materiais possuem baixa permeabilidade, sendo, portanto, aquíferos de baixa produção e de exploração improdutivo.

Tabela 17 - Formação Hidrogeologica da BHRG com seus pesos e áreas.

FORMAÇÕES HIDROGEOLÓGICAS	Ar*	Ar × Aw(3)*	Área	
			(km <sup>2</sup> )	(%)
DEPÓSITO FLUVIO MARINHO	9	27	107,48	18,24
BARREIRAS	7	21	358,11	60,78
BEBERIBE	5	15	45,52	7,73
SERTÂNIA	3	9	39,5	6,7
GRANITÓIDES	3	9	38,45	6,53

\*Ar – Classe do parâmetro Material do Aquífero.

\*\*Ar × Aw – Classe da vulnerabilidade referente ao atributo Material do Aquífero.

As áreas com águas subterrâneas correspondentes à Formação Barreiras (60,8%) apresentam maior vulnerabilidade devido à alta permeabilidade e porosidade, principalmente, por serem constituídas de sedimentos areno-argilosos mal selecionados. A constituição areno-argiloso dessa Formação propicia o acúmulo de água na subsuperfície e

nos espaços vazios entre os grãos. Portanto, a inexistência de camadas impermeáveis favorece uma maior vulnerabilidade intrínseca.

As águas subterrâneas que estão inseridas nos Depósitos Flúvio Marinhos representam 18,2% da bacia. Nessas áreas existe maior possibilidade de contaminação, pois são constituídas por areias siltsosas, com características de boa porosidade e permeabilidade, o que gera a possibilidade de infiltração de água e de outros compostos.

O material que constitui a Formação Beberibe (7,7% da área da bacia) apresenta uma maior proteção às águas subterrâneas da BHRG. Esse material é constituído por rochas carbonáticas, de ambiente marinho raso, dos quais mais de dois terços são representados por calcários argilosos cinzentos (BARBOSA, 2007). Apresenta, ainda, baixa permeabilidade, o que dificulta a percolação de contaminantes.

Quanto aos solos (S), quarto fator do DRASTIC, identificados na BHRG, constatou-se uma alta variabilidade em seus índices de vulnerabilidade devido a sua composição litológica. De modo geral, quanto mais argiloso o solo, menos vulnerável será em relação à percolação de materiais contaminantes. Os solos identificados na área de estudo foram: Latossolos, Neossolos Distróficos/Aluviais, Gleissolos Hidromórficos/Distróficos, Luvisolos Vermelho Amarelo Eutrófico, Argissolos Vermelho Amarelo e os Organossolos Turfosos. A Figura 11 mostra a distribuição espacial dos solos na BHRG.

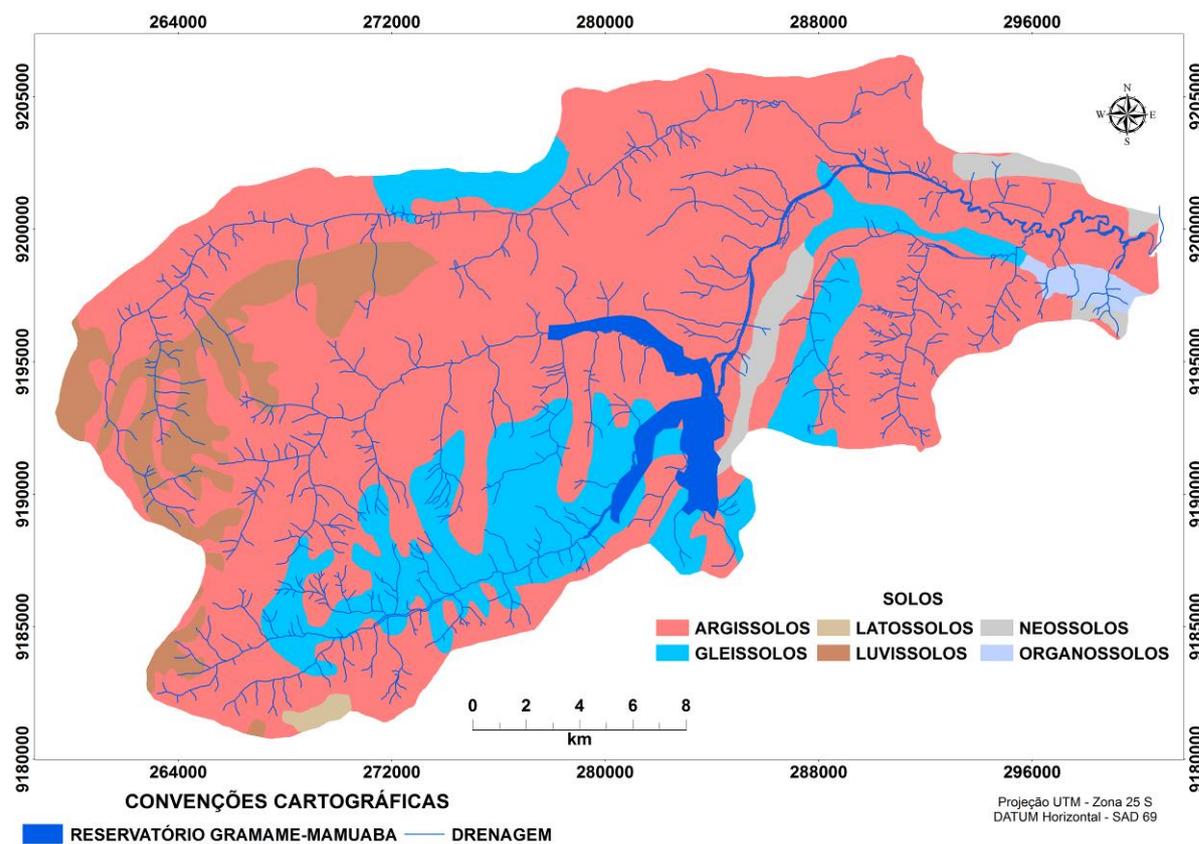


Figura 11 - Mapa de Solos da BHRG segundo os intervalos do DRASTIC.  
Elaboração: Franklin Linhares (2012).

Na Tabela 18 encontram-se os tipos de solos da área de estudo, com os respectivos valores, pesos e áreas. Pode-se verificar ainda que, as águas subterrâneas da BHRG, que estão nos Neossolos (2,4%), estão mais propícias à contaminação. Isso se deve a esses solos serem pouco desenvolvidos e que, portanto, não têm um horizonte B definido. Nesses solos, o horizonte A encontra-se sobre o horizonte C ou diretamente sobre a rocha. A área que corresponde a estes solos na BHRG é de 13,91 km<sup>2</sup>, ou seja, 2,36% da área total.

Tabela 18 - Solos da BHRG com seus pesos e áreas.

SOLOS	Sr*	Sr × Sw(2)**	Área	
			(km <sup>2</sup> )	(%)
NEOSSOLOS	10	20	13,91	2,36
GLEISSOLOS	7	14	95,69	16,24
LUVISSOLOS	5	10	45,82	7,78
LATOSSOLOS	3	6	1,97	0,38
ARGISSOLOS	3	6	426,57	72,4
ORGANOSSOLOS	2	4	4,86	0,82

\*Sr – Classe do parâmetro Solo.

\*\*Sr × Sw – Classe da vulnerabilidade referente ao atributo Solo.

Nota-se que, 16,2% das águas subterrâneas que se encontram nos Gleissolos apresentam uma moderada vulnerabilidade, devido a esses solos serem considerados jovens, com presença de horizonte *glei*, caracterizado pelo excesso de água. Raramente apresentam o horizonte B e, quando ocorrem, são pouco espessos. Na BHRG desenvolvem-se sedimentos recentes, próximos a cursos de água e em materiais colúvio-aluviais sob condições de hidromorfia, podendo ser encontrado em áreas de relevo plano de terraços fluviais, em ambientes de deposição lacustres ou marinhos e em depósitos em depressões.

Os luvisolos, por serem solos eutróficos com saturação por base e com argila de alta atividade, apresentam uma alta proteção para as águas subterrâneas da BHRG. Esses solos apresentam rápida infiltração no horizonte A e lenta no horizonte B, em decorrência da maior quantidade de argila. A área correspondente a estes solos na BHRG é de 45,82km<sup>2</sup>, ou seja, 7,78% da área total da bacia.

As águas subterrâneas que estão nos latossolos (0,4%), por serem solos com horizonte B e com características bastante evoluídas e de grande profundidade, estão menos vulneráveis à contaminação.

As águas subterrâneas que estão inseridas nos argissolos apresentam baixa vulnerabilidade, devido a sua formação ser constituída de solos mais evoluídos com horizonte B textural e argila de atividade baixa. Na BHRG ocupa as áreas de tabuleiros. Estes solos correspondem a 72,4% de toda área de estudo.

Os organossolos são solos orgânicos pouco evoluídos, de coloração preta, cinzenta escura ou marrom e com elevados teores de carbono e orgânico. São solos ácidos, com baixa saturação em bases. Por essas características, as águas subterrâneas que se encontram nestes solos estão mais protegidas do que qualquer outro solo encontrado na BHRG.

O fator topográfico (T), quinto fator do DRASTIC, é apresentado na Figura 12 e na Tabela 19. Para a bacia em estudo, foram determinados cinco intervalos de declividade em porcentagem. Verifica-se que grande parte da bacia apresenta declividade baixa, ou seja, inferior a 6%.

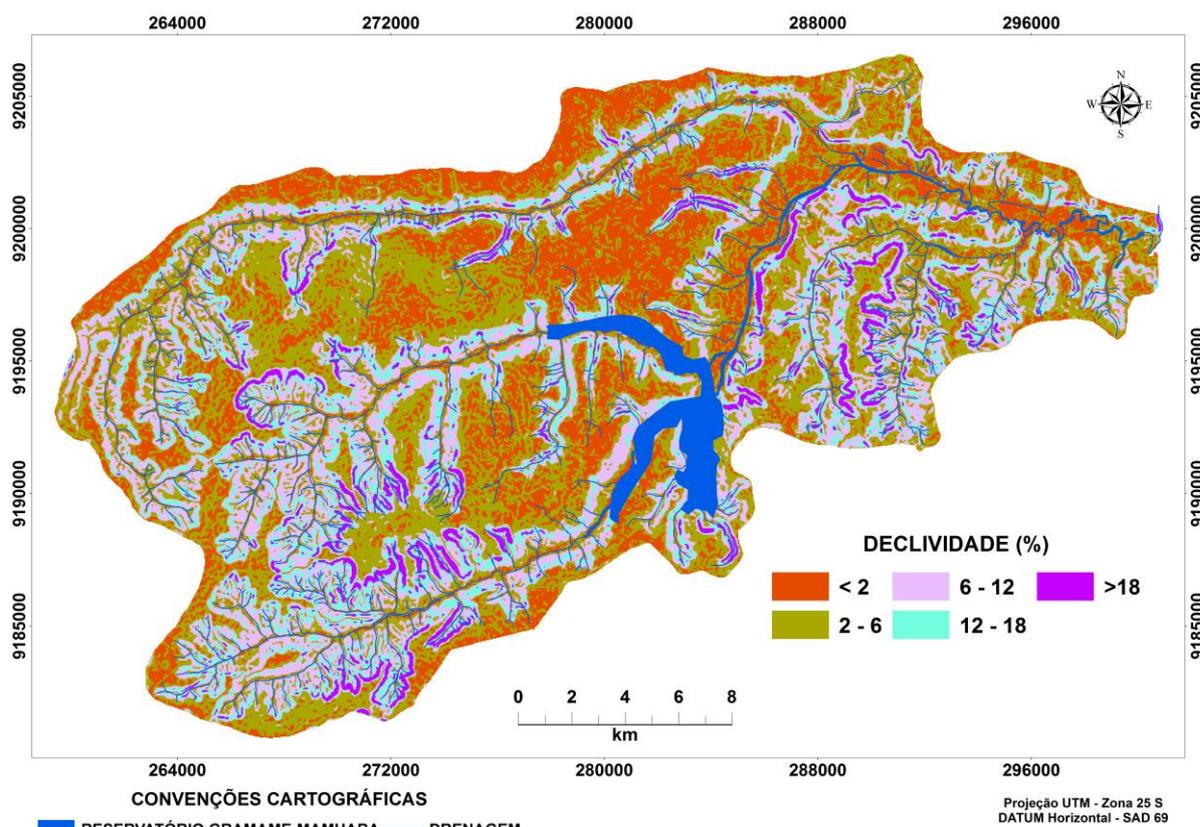


Figura 12 - Mapa de declividade da BHRG, segundo os intervalos do DRASTIC.  
Elaboração: Franklin Linhares (2012).

Tabela 19 - Declividade da BHRG com seus respectivos intervalos, pesos e áreas.

INTERVALOS DE DECLIVIDADE (%)	Tr*	Tr × Tw(1)**	Área	
			(km <sup>2</sup> )	(%)
>18	1	1	26,65	4,52
12 - 18	3	3	64,75	11,0
6 - 12	5	5	144,41	24,5
2 - 6	9	9	221,37	37,5
<2	10	10	131,94	22,9

\*Tr – Classe do parâmetro Topografia.

\*\*Tr × Tw – Classe da vulnerabilidade referente ao atributo Topografia.

Observa na Figura 12 e na Tabela 19 que os intervalos de declividades menores que 2% no intervalo 2 - 6% representam 59,9% da área total da BHRG. Nessa declividade há uma predominância de relevo plano e/ou suavemente ondulado. A vulnerabilidade à contaminação do aquífero nessas áreas é alta, devido à redução do escoamento superficial da água, o que favorece a infiltração do contaminante para a zona saturada.

Os dados apresentados na Tabela 19 mostram que 24,5% da área de estudo estão situados entre o intervalo de declividade de 6 - 12%. A vulnerabilidade nessa área é baixa,

devido o aumento da declividade que diminui a possibilidade de infiltração de contaminantes que são carregados junto com a água escoada.

As superfícies mais íngremes, representadas pelos intervalos de 12 – 18% e maiores que 18 %, correspondem a 15,5% da área da BHRG. Nessas áreas as águas subterrâneas estão mais protegidas, devido ao relevo ser fortemente ondulado, limitando a possibilidade de infiltração de contaminantes.

O fator influência da zona vadosa (I), sexto parâmetro do DRASTIC, baseia-se nas mesmas condições adotadas para o fator material do aquífero (A). Como não existe diferença na constituição geológica e hidrogeológica da área de estudo, particularmente no material que constitui o aquífero em análise, não será apresentada uma nova discussão.

O último fator do DRASTIC, a condutividade hidráulica (C) do aquífero livre da BHRG, variou entre 0,35 e 64, 2 m/dia. Dessa forma, cinco classes de condutividade hidráulica foram consideradas neste estudo. Esses intervalos estão espacializados na Figura 13 e listados na Tabela 20.

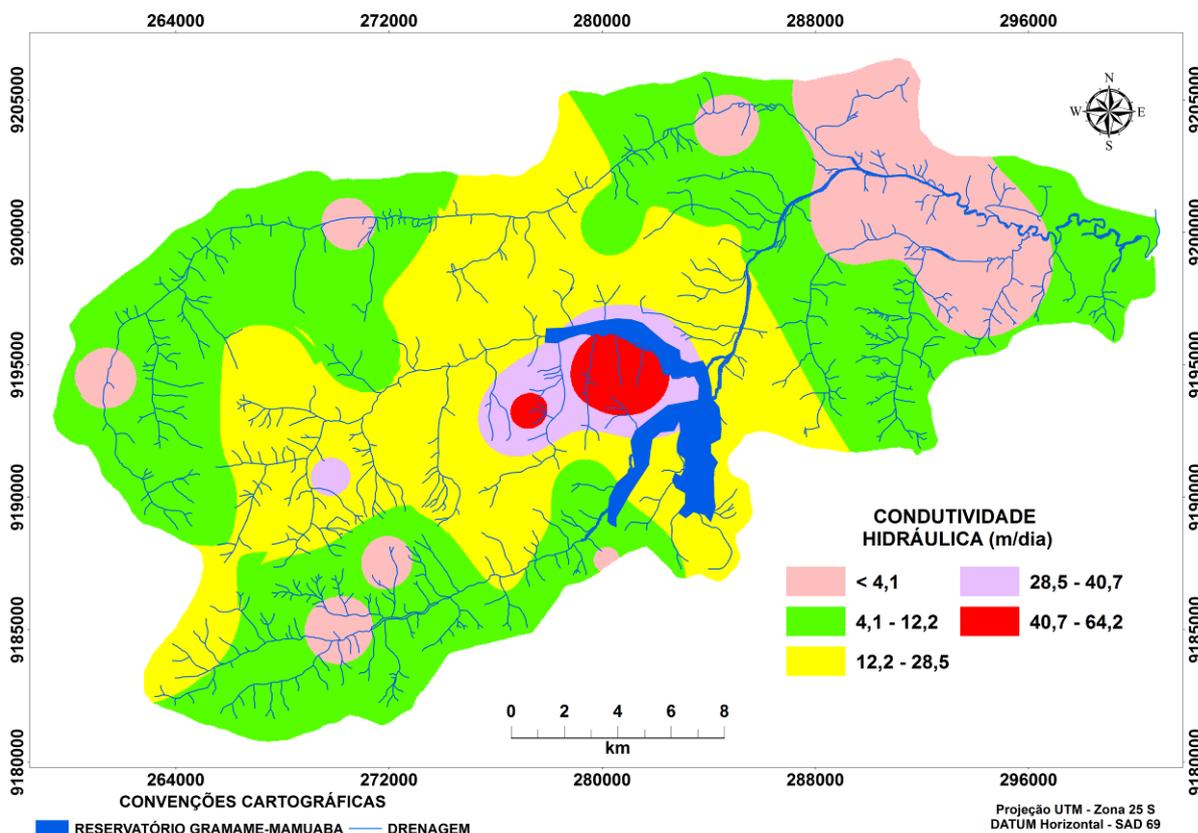


Figura 13 - Mapa de condutividade hidráulica da BHRG segundo os intervalos do DRASTIC. Elaboração: Franklin Linhares (2012). Fonte: Coelho (2011).

Tabela 20 - Condutividade Hidráulica da BHRG com seus intervalos, pesos e áreas.

INTERVALOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (m/dia)	Cr*	Cr × Cw(3)**	Área	
			(km <sup>2</sup> )	(%)
<4,1	1	3	79,66	13,52
4,1 – 12,2	2	6	277,99	47,18
12,2 – 28,5	4	12	196,25	33,31
28,5 – 40,7	6	18	23,96	4,07
40,7 – 64,2	8	24	11,29	1,92

\*Cr – Classe do parâmetro Condutividade Hidráulica.

\*\*Cr × Cw – Classe da vulnerabilidade referente ao fator Condutividade Hidráulica.

Como pode ser visualizada na Figura 13 a região central da BHRG foi a que apresentou a maior condutividade hidráulica. Esta característica deve-se a sua constituição litológica arenosa que facilita a infiltração. As regiões leste e nordeste foram as que apresentaram menor condutividade hidráulica, isso se deve às formações argilosas que as constituem.

Os dados apresentados na Tabela 20 indicam que 47,2% da área da BHRG possui condutividade hidráulica variando entre 4,1 – 12,2 m/dia. As águas subterrâneas inseridas nessas áreas estão menos vulneráveis devido à baixa condutividade hidráulica existente, que dificulta a infiltração de contaminantes. No entanto, as águas subterrâneas que estão no intervalo de condutividade hidráulica acima de 28,5 m/dia são mais vulneráveis, decorrente da maior velocidade de infiltração de contaminantes.

A partir dos resultados obtidos por meio dos sete fatores analisados na aplicação da metodologia DRASTIC, foi possível elaborar o mapa de vulnerabilidade intrínseca do aquífero livre da área estudada (Figura 14). Inicialmente, apresenta-se o mapa para o período chuvoso e depois para o período de estiagem.

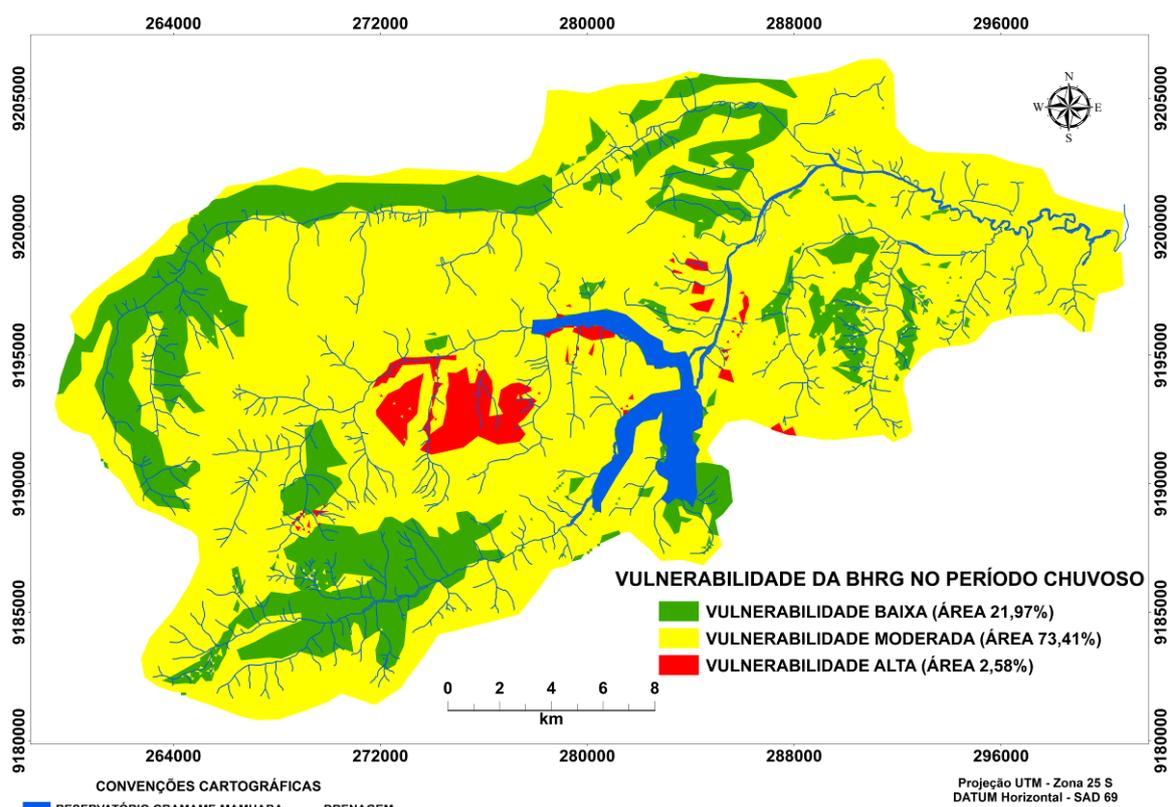


Figura 14 - Mapa de vulnerabilidade do aquífero livre da BHRG no período chuvoso. Elaboração: Franklin Linhares (2012).

Para o período chuvoso, os valores dos índices de vulnerabilidade intrínseca do aquífero livre da BHRG variaram entre 46 (valor mínimo) e 179 (valor máximo), permanecendo dentro dos limites apresentados pelo DRASTIC, que variam entre 23 - 226. Com esses dados foram definidas três classes de vulnerabilidade: baixa, moderada e alta. Observa-se na Figura 14 que a vulnerabilidade moderada corresponde a maior parte da área de estudo. As águas subterrâneas que se encontram nessas áreas apresentam moderada vulnerabilidade devido à formação geológica constituída de argilas e outros materiais que dificultam a infiltração de contaminantes. Outro fator responsável por essa vulnerabilidade é a alta profundidade do topo do aquífero.

As regiões que apresentaram baixa vulnerabilidade do aquífero estão inseridas nas Formações Sertânia e Granitóides, constituídas de rochas cristalinas. Essas Formações servem como uma barreira natural contra os contaminantes provenientes da superfície. As águas subterrâneas que se encontram nessas regiões apresentam os níveis estáticos profundos em relação ao solo.

As áreas que apresentaram alta vulnerabilidade estão localizadas no centro da bacia. Elas são constituídas de solos arenosos com alta condutividade hidráulica e níveis estáticos próximos à superfície, o que facilita a infiltração de contaminantes.

Conforme a Tabela 21, 73,41% da área estudada apresenta vulnerabilidade à contaminação moderada, ou seja, com índice DRASTIC variando entre 121 - 159. As áreas de baixa vulnerabilidade correspondem a 21,97 % e a de alta a 2,58 %.

Tabela 21 - Vulnerabilidade da BHRG no período chuvoso.

ÍNDICE DRASTIC	VULNERABILIDADE	Área	
		(km <sup>2</sup> )	(%)
46 – 120	BAIXA	129,3	21,97
121 – 159	MODERADA	443,73	73,41
160 – 179	ALTA	15,08	2,58

Elaboração: Franklin Linhares (2012).

No período de estiagem, a vulnerabilidade intrínseca do aquífero livre da BHRG encontrava-se entre o valor 38 (mínimo) e 161 (máximo). Nesse mesmo período a área estudada apresentou apenas duas classes de vulnerabilidade, baixa e moderada, as quais podem ser visualizadas na Figura 15.

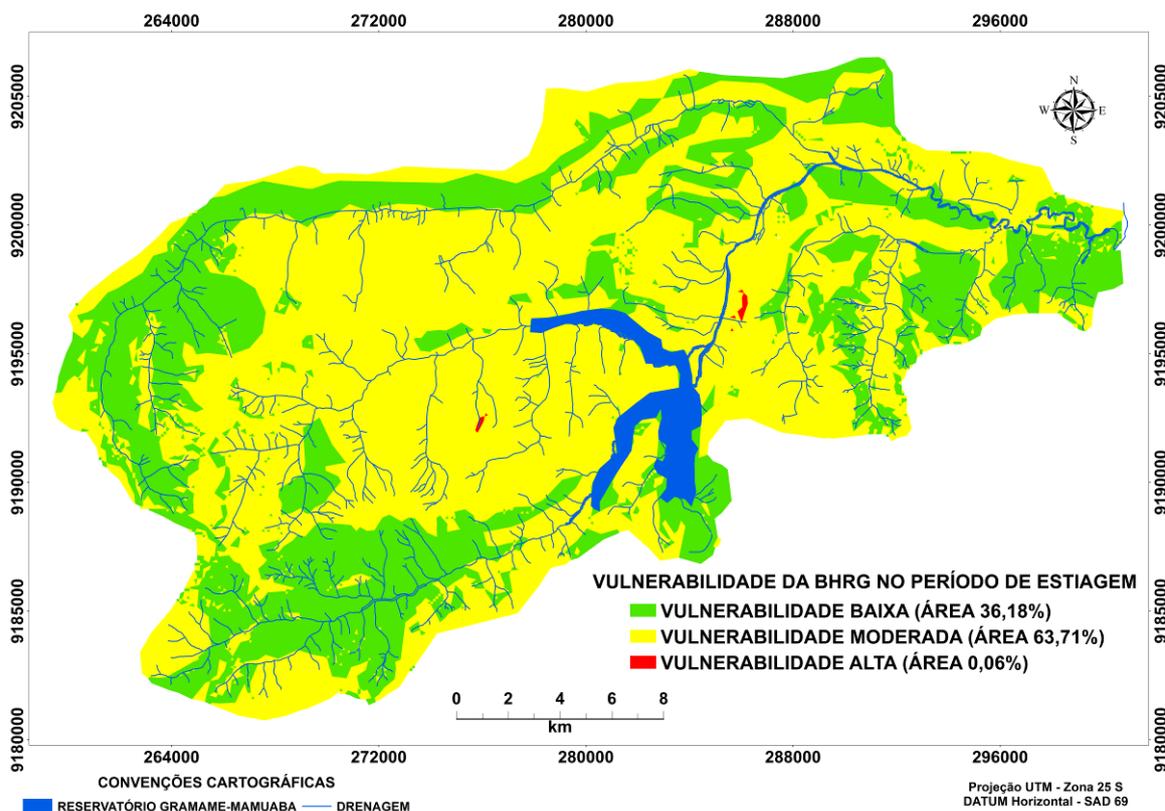


Figura 15 - Mapa de vulnerabilidade do aquífero livre da BHRG no período de estiagem. Elaboração: Franklin Linhares (2012).

De acordo com os resultados obtidos, percebe-se que a BHRG possui 22% de sua área classificada como de vulnerabilidade baixa. Nesta classe encontram-se as Formações Sertânia e Granitóides e os níveis estáticos mais profundos com materiais constituídos de areia, silte, argila e rochas fraturadas. Diante disso, a espessura e os tipos de materiais que condicionam a baixa infiltração de água para a subsuperfície, dificultam a movimentação de contaminantes.

Como se observa na Tabela 22, 63,71% da área apresenta vulnerabilidade à poluição/contaminação moderada, ou seja, com índice DRASTIC variando entre 121 a 159 de acordo com o índice DRASTIC, enquanto que 36,18% foram identificados como área de vulnerabilidade baixa, com índice DRASTIC variando entre 40 e 120 índice DRASTIC. Apenas 0,06% da área foram consideradas como de vulnerabilidade alta.

Tabela 22 - Vulnerabilidade da BHRG no período de estiagem.

ÍNDICE DRASTIC	VULNERABILIDADE	Área	
		(km <sup>2</sup> )	(%)
40 – 120	BAIXA	212,89	36,18
121 – 159	MODERADA	374,85	63,71
160– 165	ALTA	0,34	0,06

Elaboração: Franklin Linhares (2012).

A Tabela 23 mostra a comparação entre os resultados obtidos da vulnerabilidade intrínseca do período chuvoso e do período de estiagem. Pode-se observar que a BHRG é mais vulnerável no período chuvoso do que no período de estiagem. Este fato é devido à baixa profundidade do topo do aquífero.

Tabela 23 - Comparação da vulnerabilidade da BHRG no período chuvoso e no período de estiagem.

DRASTIC CHUVOSO	DRASTIC ESTIAGEM	VULNERABILIDADE	Área (km <sup>2</sup> )		Área (%)	
			Chuvoso	Estiagem	Chuvoso	Estiagem
46 – 120	40 – 120	BAIXA	129,3	212,89	21,97	36,18
121 - 159	121 – 159	MODERADA	443,73	374,85	73,41	63,71
160 – 179	160– 165	ALTA	15,08	0,34	2,58	0,06

Elaboração: Franklin Linhares (2012).

No período chuvoso, a BHRG tem 2,9% de sua área considerada como de alta vulnerabilidade. Já no período de estiagem essa área correspondeu a 0,06%. A vulnerabilidade moderada no período chuvoso representou 73,4%, e no período de estiagem representou 63,71%. A área de vulnerabilidade baixa foi de 36,9% do total da

área de estudo. Já no período chuvoso essa área foi menor, correspondente a 22% da área total da bacia.

## **5.2 Mapa de Risco de Contaminação**

Considerando as intervenções antrópicas nas condições ambientais na BHRG, os impactos no aquífero livre decorrentes do uso e ocupação do solo, da aplicação de agroquímicos, da construção de fossas sépticas, dentre outros fatores, podem aumentar o risco de poluição/contaminação das águas subterrâneas. Estes fatores são potencializados pela baixa profundidade do nível estático, pela recarga direta, material pouco consolidado e alta permeabilidade.

Observam-se na área diversas formas de ocupação do solo, que são potencialmente fontes de contaminação. Práticas agrícolas que utilizam fertilizantes com fontes nitrogenadas, e na área urbana constata-se a existência de fossas sépticas e cemitério que podem contaminar o lençol freático devido à infiltração do necrochorume. Outra fonte de poluição é precária e em alguns casos a inexistência de rede coletora e de tratamento de esgoto das cidades que estão inseridas dentro da BHRG.

Vale salientar que as mudanças no uso do solo na região são constantes, devido ao rodízio de culturas realizadas pelos agricultores locais, principalmente, a alternância entre as culturas da cana-de-açúcar e do abacaxi; além da ocupação de áreas com solos parcialmente descobertos e pastos. A Figura 16 mostra a distribuição espacial da cobertura e uso do solo da BHRG, que foi elaborado a partir do satélite LANDSAT – 5 TM (*Thematic Mapper*).

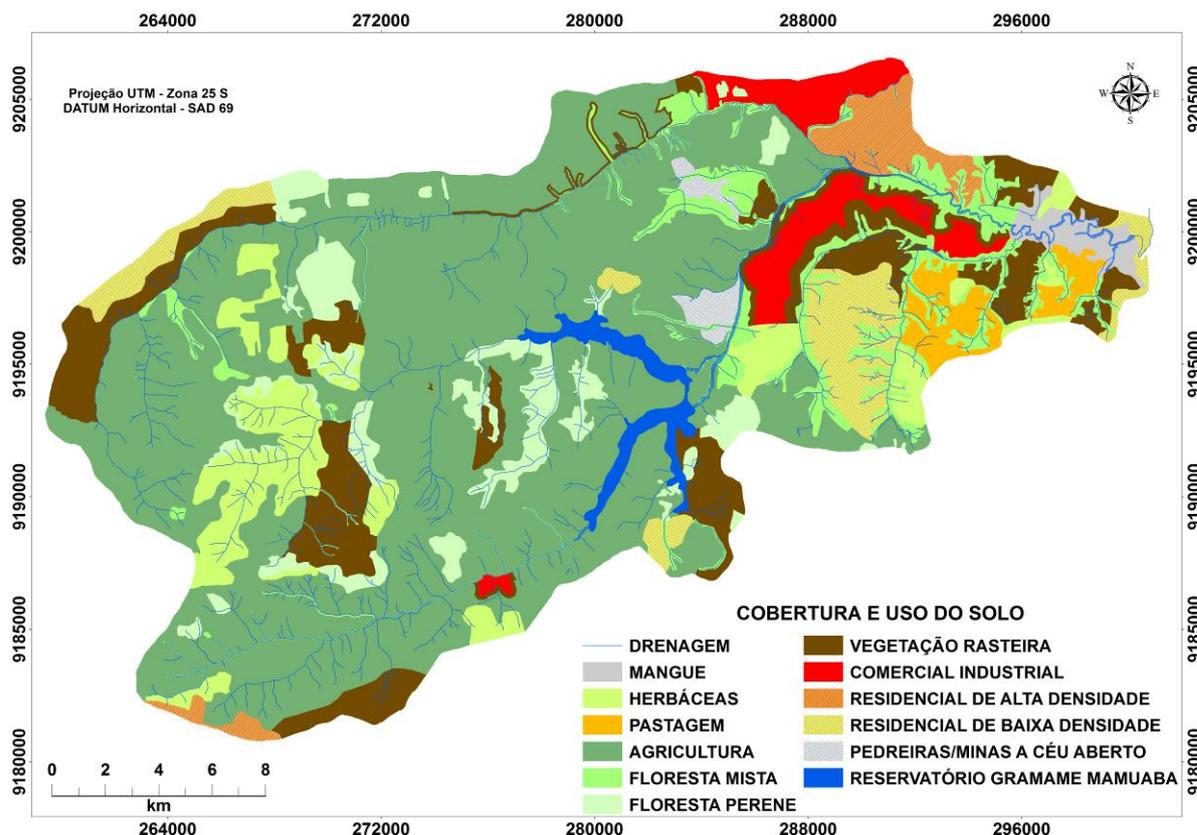


Figura 16 - Mapa de Cobertura e Uso do solo da Bacia hidrográfica do Rio Gramame. Elaborado: Franklin Linhares, 2012. Fonte: Coelho (2011).

A Tabela 24 apresenta os valores considerados no estudo para a cobertura e o uso do solo da BHRG, com as respectivas classes e áreas. Nota-se que a agricultura corresponde a 51,74% de toda área da BHRG. Essas áreas apresentam grande risco de contaminação para o aquífero estudado, pois as culturas existentes necessitam de nutrientes para o seu desenvolvimento, os quais são à base de nitrogênio, fósforo e potássio.

Tabela 24 – Cobertura Uso do Solo com respectivos pesos e índices.

COBERTURA DO SOLO/USO DO SOLO	LCr*	LCr × LCw(2)**	LUR**	LUR × LUw(3)****	Área	
					(km <sup>2</sup> )	(%)
Pastagem	8	16	5	15	11,55	1,95
Comercial Industrial	1	2	10	30	22,52	3,81
Floresta Mista	10	20	3	9	44,92	7,6
Floresta Perene	10	20	3	9	36,36	6,15
Herbáceas	8	16	6	16	41,29	6,98
Agricultura	6	12	7	21	305,89	51,74
Pedreira/Minas a Céu Aberto/Sobreira	6	12	5	15	4,84	0,82
Residencial de Alta Densidade	2	4	8	24	13,65	2,31
Residencial de Baixa Densidade	4	8	7	21	26,42	4,47
Vegetação Rasteira	5	10	7	21	67,39	11,4
Mangue	1	2	1	3	7,17	1,21
Água	2	4	1	3	9,33	1,58

\*LCr – Classe do fator Cobertura do Solo.

\*\*LCr × LCw – Classe da vulnerabilidade referente ao fator Cobertura do Solo.

\*\*\*LUR - Classe do fator Uso do Solo.

\*\*\*\*LUR × LUw - Classe da vulnerabilidade referente ao fator Uso do Solo.

As áreas comerciais, industriais e residenciais com alta e baixa densidade representam 11% da área total da bacia. Essas regiões são consideradas de alto risco de contaminação, pois o sistema de rede de esgoto é relativamente recente, ou até mesmo, inexistente. As cargas contaminantes geradas pelo lançamento *in natura* no solo podem atingir, por percolação, o lençol freático. As cargas de nitrato e outros compostos químicos também podem comprometer a qualidade das águas subterrâneas por meio de processos de lixiviação.

Para gerar o mapa de risco de contaminação foi utilizada a profundidade do topo do aquífero do período chuvoso, por este ter apresentado uma maior vulnerabilidade intrínseca.

Com o resultado da modificação do DRASTIC, considerando a cobertura e uso do solo, pôde-se identificar cinco classes de maior risco de contaminação do aquífero livre da BHRG, são elas: risco baixo, risco moderado, risco alto, risco muito alto e risco extremo. A distribuição espacial dessas classes pode ser visualizada na Figura 17.

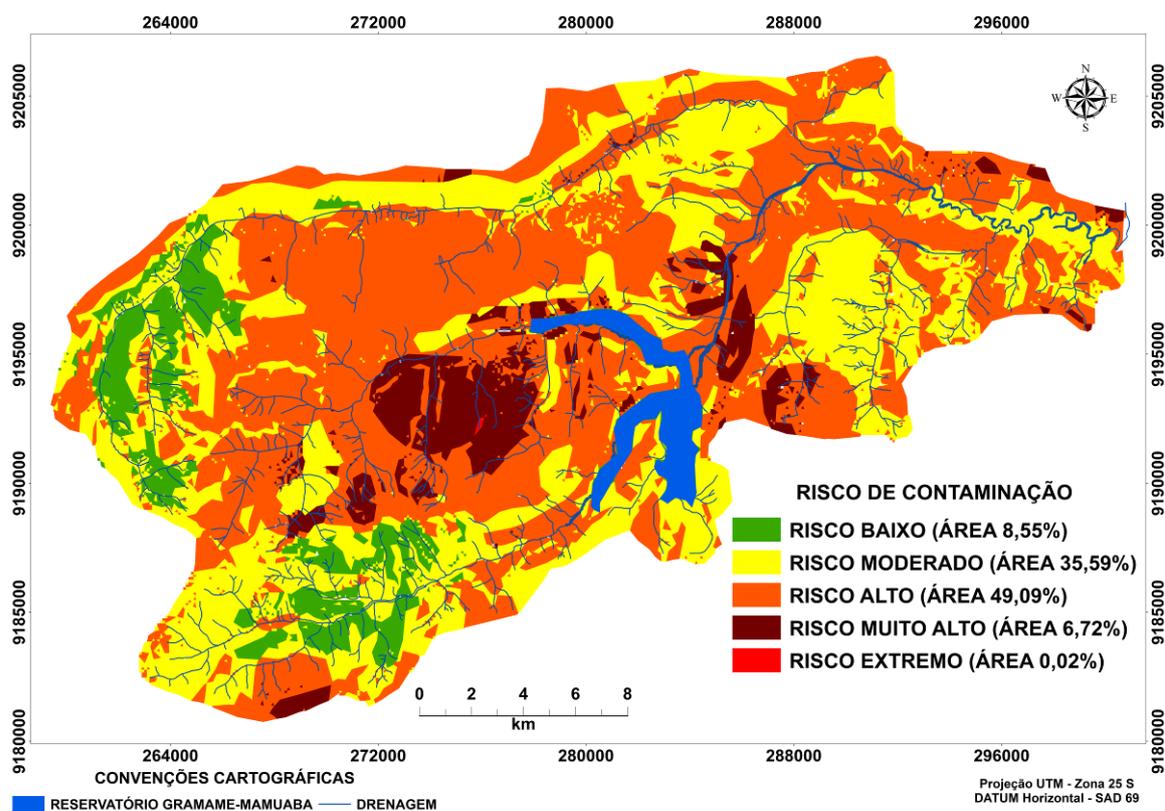


Figura 17 – Mapa de Risco de Contaminação da BHRG. Elaborado: Franklin Linhares (2012).

Observa-se na Figura 17 que a região central, a região sudoeste e a região leste da BHRG apresentaram risco de contaminação de alto a muito alto, devido à ação antrópica. Isso pode ser atribuído ao cultivo da monocultura da cana-de-açúcar. Os fatores naturais (geologia, profundidade do nível estático e condutividade hidráulica) também contribuem para que o aquífero venha a ser muito vulnerável. A classe de risco alto corresponde a segunda maior na bacia estudada. A Tabela 25 mostra as áreas de risco de contaminação da BHRG.

Tabela 25 - Áreas de risco de contaminação do aquífero livre da BHRG.

ÍNDICE DRASTIC MODIFICADO	RISCO DE CONTAMINAÇÃO	Área	
		(km <sup>2</sup> )	(%)
65 – 120	BAIXO	50,23	8,55
121 – 159	MODERADO	209,08	35,59
160 – 179	ALTO	288,36	49,09
180 – 199	MUITO ALTO	39,48	6,72
200 – 206	EXTREMO	0,11	0,02

Elaborado: Franklin Linhares, 2012.

Pode-se observar na Tabela 25 que 55,8% da BHRG apresenta risco de contaminação alto, muito alto e extremo. Nessas áreas estão localizados: o Distrito Industrial e alguns bairros de João Pessoa; a cidade do Conde com seu distrito industrial; a cidade de Pedras de Fogo; e as agrovilas e áreas agrícolas com o desenvolvimento da cana-de-açúcar e abacaxi.

Quanto ao risco moderado (35,6%), essas áreas estão situadas nas regiões de aluviões, onde os níveis estáticos estão muito próximos à superfície. São áreas também compostos por Neossolos, que não apresentam barreiras naturais contra os contaminantes. Essas áreas encontram-se normalmente em regiões planas, o que facilita a infiltração.

O risco baixo de contaminação das águas subterrâneas corresponde a 8,6% da área de estudo. Essas áreas de baixo risco se localizam nas Formações Sertânia e Granitóides. Essas Formações apresentam baixa permeabilidade devido à constituição geológica, o que dificulta a infiltração de contaminantes para as águas subterrâneas.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com a finalidade de determinar áreas mais susceptíveis à poluição das águas subterrâneas na bacia do rio Gramame, foram coletados e analisados dados sobre as características hidrogeológicas e naturais da área, para determinação da vulnerabilidade natural e o risco de contaminação utilizando o método DRASTIC e o método DRASTIC modificado.

A área é constituída por três sistemas aquíferos com interações hídricas variáveis entre si, quais sejam: Sistema Aquífero Barreira, Sistema aquífero Beberibe e Sistema Aquífero Cristalino. A recarga direta da BHRG ocorre em toda a extensão da formação Barreira que vem contribuir para a recarga do demais sistema por meio de falhas e fraturas.

As áreas de descarga, assim como as planícies de inundação, têm vulnerabilidade baixa e moderada no período chuvoso e de estiagem. Isso ocorre principalmente pela baixa profundidade de água subterrânea, a qual conecta-se aos corpos hídricos superficiais. Nestas áreas, os contaminantes podem ser transferidos para as águas superficiais, ou dependendo de suas características físico-químicas, como os compostos mais densos, podem se infiltrar e permanecer tanto na zona vadosa quanto na própria água subterrânea.

Constatou-se que o aquífero livre da BHRG é mais vulnerável no período chuvoso do que no período de estiagem. Essa ocorrência é devido a um maior potencial de recarga das águas subterrâneas registrada nesse período, o que influenciou no aumento do nível estático do aquífero. No DRASTIC, quanto menor a profundidade do topo do aquífero maior será a vulnerabilidade da área.

Desta forma, pode-se afirmar que as áreas da bacia que apresentam maior vulnerabilidade no período chuvoso estão localizadas na região central, que corresponde ao entorno do riacho Guaraíra, devido à predominância de solo arenoso, topografia plana e um maior potencial de recarga do aquífero.

Observou-se também que com a aplicação do DRASTIC modificado, as áreas que apresentaram risco de contaminação muito baixo correspondem às regiões das formações Sertânia e Granitóide, as quais não sofreram variações de vulnerabilidade no período chuvoso e no período de estiagem. Isso se deve às características hidrogeológicas dessas rochas, que são constituídas por rochas cristalinas de baixa permeabilidade, o que diminui

a infiltração das águas e a recarga no aquífero, bem como favorece a resistência à contaminação.

Com a modificação do DRASTIC, por meio da inserção da cobertura do solo e uso do solo, foi possível identificar as áreas de maiores riscos de contaminação da BHRG. Identificou-se, de maneira geral, que a área de vulnerabilidade natural alta passou para o risco de muito alta, e as áreas que tinham sua vulnerabilidade moderada passaram para o a classe de risco de contaminação alta.

Diante disso, pode-se afirmar que esse aumento da vulnerabilidade é resultante principalmente da dinâmica no processo agrícola e a consequente modificação no uso do solo, devido às práticas agrícolas desenvolvidas nessas áreas.

Percebe-se, então, que a aplicação do DRASTIC modificado mostrou-se mais adequado para determinar as áreas de maior risco de contaminação do aquífero livre da BHRG, diante da degradação antrópica constatada, o que aumenta a segurança ambiental.

Com a aplicação do DRASTIC e do DRASTIC modificado associados a um Sistema de Informações Geográficas (SIG), foi possível identificar e espacializar as áreas mais susceptíveis à contaminação, demonstrando ser ela uma ferramenta de fácil compreensão e manipulação.

Os mapas temáticos gerados pelo SIG podem ser usados para delimitar e direcionar recursos para as áreas que necessitam de proteção. Este estudo pode fornecer subsídios aos órgãos gerenciadores para tomada de decisão, elaboração de medidas, ações, projetos e programas que possam assegurar a qualidade ambiental das águas subterrâneas e por consequência das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Gramame.

Os resultados obtidos permitem que sejam feitas algumas recomendações para trabalhos subsequentes, e para um melhor gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos da bacia estudada, são elas:

- Cadastramento de novos poços, para uma melhor distribuição espacial dentro da área. O mais recomendado seria a perfuração de piezômetros em locais estratégicos da bacia para que não haja interferência que possa comprometer a qualidade dos dados.

- Preservação e ampliação da área de mata nativa a fim de equilibrar a recarga do aquífero e evitar o escoamento facilitado (runoff) e erosão hídrica, assim como a exposição direta do aquífero;
- Controle da qualidade das águas subterrâneas nas áreas adjacentes ao aterro sanitário e aos demais locais de deposição de resíduos;
- Determinação da condutividade hidráulica dos poços e a realização de teste de aquífero para obtenção da real situação na qual se encontram as águas subterrâneas.
- Definição do coeficiente de rendimento específico dos poços monitorados, por meio da coleta de amostras indeformadas do solo, nas profundidades que compreendem as faixas de variação do nível do aquífero freático.
- Elaboração de um mapa de fluxo subterrâneo.
- Realização do estudo e a avaliação do risco a poluição das águas subterrâneas, mediante o desenvolvimento de pesquisas mais detalhadas sobre as fontes potenciais de poluição, destacando as atividades agrícolas, industriais, postos de combustível, disposições inadequadas de resíduos sólidos e cemitérios.

As águas subterrâneas devem ser incluídas no plano de gestão ambiental municipal porque exibem conexão como os corpos hídricos superficiais através da descarga, auxiliam no fluxo superficial em período de estiagem e, demandam importância como alternativa de abastecimento rural e urbano-industrial, o qual requer controle quantitativo e qualitativo.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) **Disponibilidade e Demandas de Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília, 2005b. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/sprtew/recursoshidricos.asp>> Acesso em: 15 de janeiro de 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) **Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no Brasil**. Brasília, 2005a. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/sprtew/recursoshidricos.asp>> Acesso em: 15 de janeiro 2012.

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

ALBINET, M.; MARGAT, J. **Cartographie de la Vulnérabilité à la Pollution des Mappas d'aue Souterraine**. Bulletin du BHRGM, 2<sup>ème</sup>. Série, Orléans, v. 3, n. 4, 1970, p. 13-22.

ALHEIROS, M. M.; LIMA FILHO, M. F.; MONTEIRO, F. A. J.; OLIVEIRA FILHO, J. S. **Sistemas deposicionais na Formação Barreiras no Nordeste Oriental**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, v. 2, 1988, p.753-760.

ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R. J. **DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings**. USEPA-600/2-85/018, 1987.

ALMASRI, M. N. **Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine**. *Journal of Environmental Management*. v. 88, 2008, p. 577–593

ANTONAKOS, A. K.; LAMBRAKIS, N. J. **Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model: an example from NE Korinthia, Greece**. *Journal of Hydrology*. v. 333, 2007, p. 288–304.

ARTUSO, E.; OLIVEIRA, M. M.; LOBO FERREIRA, J. P. C. **Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição das Águas Subterrâneas no setor de Évora do Sistema Aquífero de Évora – Montemor – Cuba**. In: **Água Subterrânea: Aquíferos Costeiros e aluviões, Vulnerabilidade e Aproveitamento**. Org. por Cabral, J. J. S. P.; Lobo Ferreira, J. P. C.; Montenegro, S. M. G. L.; Costa, W. D. Editora Universitária da UFPE, p. 277 – 331, v.4, 2004, p. 446.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS - ABAS. **Águas Subterrâneas**. 2003. Disponível em: <[http://www.abas.org/index.php?PG=aguas\\_subterraneas&SPG=aguas\\_subteraneas\\_as#1](http://www.abas.org/index.php?PG=aguas_subterraneas&SPG=aguas_subteraneas_as#1)>. Acesso em: 28 nov 2011.

AUGE, M. **Vulnerabilidade de Aquíferos**. *Revista Latino-Americana de Hidrogeologia*, v. 4, 2004, p.85-103.

ANDRESEN, L. J.; GOSK, E. **Applicability of Vulnerability Maps. In: Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollution.** Org. por Duijvanbooden, W. V.; Waegeningh H. G. The international Conference held in the Netherlands, 1987. Comittee on Hydrological Research.

BABIKER, I. S.; MOHAMED, M. A. A.; HIYAMA, T.; KATO, K. **A GIS based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, Central Japan.** Science of the Total Environment, v. 345, 2005, p. 127–140.

BARBOSA, J. A.; NEUMANN, V. H.; LIMA FILHO, M. F.; SOUZA, E. M. de.; MORAES, M. A. de. **Estratigrafia da Faixa Costeira Recife-Natal (Bacia da Paraíba e Plataforma de Natal), NE Brasil.** Estudos Geológicos, v.17, 2007, p.3-30.

BARBOSA, J. A.; SOUZA, E. M. de.; LIMA FILHO, M. F.; NEUMANN, V. H. **A Estratigrafia da Bacia Paraíba: uma Reconsideração.** Estudos Geológicos, v.13, 2003, p.89-108.

BASTIDA, J. J. M.; ARAUZO, M.; VALLADOLID, M. **Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in central Spain: the risk of nitrate pollution.** Hydrogeology Journal, 2009, 18: 681-698.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Lei 9.433/1997: Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, 1997.** Disponível em: <[HTTP://www.mma.gov.br/estruturas/srh/\\_arquivo/lei9433.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/srh/_arquivo/lei9433.pdf)>. Acesso maio de 2012.

BRASIL. República Federativa. **Resolução Conama nº 396/2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências, 2008.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano.cfm?codlegitipo=3>>. Acesso: 10 mai de 2012.

BURKART, M. R.; FEHER, J. **Regional estimation of ground water vulnerability to nonpoint sources of agricultural chemicals.** Water Science and Technology, v. 33, 1996, p. 241–247.

CAMPONOGARA, I. **Vulnerabilidade Natural do Sistema Aquífero Guarani, em Santana do Livramento, RS, com o Uso de Geotecnologia.** Trabalho de Pós-Graduação. Rio Grande do Sul: Universidade Federal de Santa Maria, 2006.

CARBONELL, A. **Groundwater Vulnerability Assessment: Predicting Relative Contamination Potential Under Conditions of Uncertainty.** National Research Council. National Academy. Washington DC, 1993, p.1-204.

CARVALHO, M. G. F. **Classificação Geomorfológica do Estado da Paraíba.** João Pessoa: Editora Universitária/UFPB, 1988.

CASTANY, G. **Tratado Práctico de las Águas Subterrâneas.** Barcelona. Ediciones Omega, 1971, 665p.

COELHO, V. H. R. **Monitoramento e Análise da Variação do Nível de Água para Estimativa de Recarga do aquífero Livres da Bacia do Rio Gramame-PB.** Trabalho de Pós-Graduação. João Pessoa: Centro de Tecnologia da UFPB, 2011.

COELHO, V. H. R. ALMEIDA, C.N.; SILANS, A. M. B. P. **Análise da Flutuação do Nível D'água para Estimativa da Recarga Subterrânea da Bacia Representativa do Rio Gramame no Nordeste Brasileiro.** RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 17 n.2 - Abr/Jun 2012, 241-252.

COELHO, G. M.; LIMA, S. C.; MARAGNO, A. L. F.; ALBUQUERQUE, Y. T. **Contaminação das Águas do Lençol Freático por Disposição Inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos em Uberlândia-MG/Brasil.** In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL. Cancun: AIDIS, 2002. p. 1-8.

CONNELL, L. D.; DAELE, G. **A Quantitative Approach to Aquifer Vulnerability Mapping.** Journal of Hydrology, v. 276, 2003, p. 71-88.

CONRAD, J.; HUGHES S.; WEAVER J. **Map Production.** In: Groundwater Contamination Inventory. ZAPOROZEC, A. Unesco, 2002, p. 161-180.

CORWIN, D. L.; VAUGHAN, P. J.; LOAGUE, K. Modeling nonpoint source pollutants in the vadose zone with GIS. **Environmental Science and Technology.** v. 31, 1997, p. 205–217.

COSTA, A. M. R.; WAICHMAN, A.; APARÍCIO DOS SANTOS; E. E. **Uso e qualidade da água subterrânea na cidade de Manaus.** In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Cuiabá, Anais., 2004. CD-ROM.

CUSTODIO, E. **Consideraciones Sobre el Concepto de Vulnerabilidad de los Acuíferos a La Polución.** II SEMINARIO HISPANO-ARGENTINO SOBRE TEMAS ACTUALES DE HIDROLOGÍA SUBTERRÂNEA. Serie Correlación Geológica. San Miguel de Tucumán, v. 11, 1995, p. 99-122.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. **Contaminación de las Águas Subterrâneas.** In: Hidrologia Subterrânea. 2. ed. Barcelona: Ediciones Omega, 1996, p.1905.

CUTRIM, A. O.; CAMPOS, J. E. G.; **Aplicação dos Métodos Drastic e Posh para a Determinação da Vulnerabilidade e Perigo à Contaminação do Aquífero Furnas na Cidade de Rondonópolis-MT.** RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 15 n.2 Abr/Jun 2010, 127-142.

DENNY, S. C.; ALLEN, D. M.; JOURNEYAY, J. M. **DRASTIC-Fm: a modified vulnerability mapping method for structurally controlled aquifers in the southern Gulf Islands, British Columbia, Canada.** Hydrogeology Journal. v. 15, 2007, p. 483–493.

DORES, E. F. G. C. **Contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em Primavera do Leste, Mato Grosso.** Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, São Paulo: Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2004.

EIMERS, J. L.; WEAVER, J. C.; TEEZUIOTTI, S.; MIDGETTE, R. W. **Methods of rating unsaturated zone and watershed characteristics of public water supplies in North Carolina**, U.S'. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report, 99-4283, 2000, p. 31.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Reconhecimento de solos do Nordeste. Levantamento exploratório – Reconhecimentos de solos do Estado da Paraíba**. Recife: Embrapa Solos/UEP, 1972. Disponível em: <<http://www.uep.cnps.embrapa.br/solos/index.php?link=pb>>. Acesso em: 25 mai 2011.

FOBE, B.; GOOSSENS, M. **The groundwater vulnerability map for the Flemish region: its principles and uses**. Engineering Geology, v. 29, 1990, p. 355–363.

FOSTER, S. S. D.; CHILTON, P. J.; M. E. STUART. Mechanisms of groundwater pollution by pesticides. **Journal of Institution of Water and Environmental Management**, v. 5, 1991, p. 186–193.

FOSTER, S.; HIRATA, R. Riscos de poluição de águas subterrâneas: uma proposta metodológica de avaliação regional. In: **V CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. ABAS, Anais...**, 1988, p. 175-185.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'EDLIA, M.; PARIS, M. **Groundwater Quality Protection: a guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies**. The word Bank, The International Bank for Recontruction and Development, 2002.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. **Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais**. Groundwater Management Advisory Team em parceria com a Global Water Partnership copatrocínio da OMs-OPAS- CEPIS & UNESCO ROSTLAS – PHI, World Bank Group, Washington DC., Edição Brasileira Sevmar – Serviços Técnicos Ambientais LTDA, 2006, 114 pp.

FOSTER, S.; VENTURA, M.; HIRATA, R. **Poluição das águas subterrâneas. Um documento executivo da situação da América Latina e Caribe com relação ao abastecimento de água potável**. São Paulo: Instituto de Geologia, 1993.

FREIRE, W.J.; CORTEZ, L.A.B. **Vinhaça de cana-de-açúcar**. Guaíba: Agropecuária, 2000.

FRITCH, T. G.; MCKNIGHT, C. L.; YELDERMAN, J. C.; ARNOLD, J. G. **An aquifer vulnerability assessment of the Paluxy aquifer, central Texas, USA, using GIS and a modified DRASTIC approach**. Environ Manage, v. 25, 2000, p. 337–345.

FUEST, S.; BERLEKAMP, J.; KLEIN, M.; MATTHIES, M. **Risk hazard mapping of groundwater contamination using long-term monitoring data of shallow drinking water wells**. Journal of Hazardous Materials. v. 61, 1998, p. 197–202.

FURRIER, M.; ARAÚJO, M. E.; MENESES, L. F. **Geomorfologia e Tectônica da Formação Barreiras no Estado da Paraíba**. Geologia USP Série Científica, v.6, 2006, p.61-70.

GOGU, R. C.; DASSARGUES, A. **Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods.** Environmental Geology, v. 39, 2000, p. 549-559.

GOMES, F. E. M. **Geoprocessamento em Ambiente SIG aplicação à Hidrogeologia.** In: **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** Org. por Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J.; Feitosa, E. C.; Demetrio, J. G. A., CPRM: LABHID, Rio de Janeiro – RJ, 2008, p.405-424.

GOODCHILD, M. F.; PARKS, B.; STEYAERT, L. T. **Environmental Modeling and GIS.** New York: Oxford University Press, 1993, p. 620.

HAMERLINCK, J. D.; AMESON, C. S. **Wyoming ground water vulnerability assessment handbook.** University of Wyoming, Laramie, Wyoming, Spatial Data Visualization Center, Report SDVC 98-01, v.2, 1998.

HEALY, R. W.; COOK, P. G. **Using groundwater levels to estimate recharge.** Hydrogeology Journal, v.10, 2002, p.91-109.

HIRATA, R. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto Geológico, CETESB, 2v, 1997.

HIRATA, R. **Os Recursos Hídricos Subterrâneos e as Novas Exigências Ambientais.** Revista do Instituto Geológico, São Paulo, v 14, n. 1, 1993, p. 36-62.

HIRATA, R.; FERNANDES, A. J. **Vulnerabilidade à Poluição de Aquífero.** In: **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** Org. por Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J.; Feitosa, E. C.; Demetrio, J. G. A., CPRM: LABHID, Rio de Janeiro – RJ, 2008, p.405-424.

HIRATA, R.; REBOUÇAS, A. **La protección de los recursos hídricos subterráneos: Una visión integrada, basada en perímetro de protección de pozos y vulnerabilidade de acuíferos.** Boletín Geológico y Minero. Instituto Tecnológico GeoMinero de España, v.110, 1999, p. 79-92.

HIRATA, R.C.A.; FOSTER, S.S.D. **Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data.** Lima: World Health Organization, Pan American Health Organization, Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences, 1988. Technical Report.

HOWARD, G.; BARTRAM, J.; PEDLEY, S.; SCHMOLL, O.; CHORUS, I.; BERGER, P. (2006). Groundwater and public health. In: **Protecting Groundwater for Health.** Org. por Oliver Scmoll, Guy Haward, John Chilton e Ingrid Chorus: Londres, 676p.

IBGE (2000). **CD BIM - Base de Informações Municipais,** Rio de Janeiro.

IG/CETESB/DAEE. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** IG; CETESB, 1997, p. 129.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Índice de Desenvolvimento Social. 2010.** Disponível em <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1703&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1703&id_pagina=1)>. Acesso em: 18 mar 2012.

JAMRAH, A.; AL-FUTAISI, A.; RAJMOHAN, N.; AL-YAROUBI, S. **Assessment of groundwater vulnerability in the coastal region of Oman using DRASTIC index method in GIS environment.** Hydrogeology Journal, v.18, 2007, p.126-138.

KAUR, R.; MINHAS, P. S.; JAIN, P.C., SINGH, P. AND DUBEY, D. S. **Geo-spatial analysis of land-water resource degradation in two economically contrasting agricultural regions adjoining national capital territory (Delhi).** Springer Science, v. 154, 2008 p. 65-83.

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

LEGRAND, H. E. **System for evaluating contamination potential of some waster sites.** Journal American Warks Association. New York, v. 56, n. 8, 1964, p. 959-974.

LOBO FERREIRA, J. P.; LEITÃO, T. E.; OLIVEIRA, M. M.; ROCHA, J. S.; BARBOSA, A. E. **Proteção das Origens Superficiais e Subterrâneas nos Sistemas de Abastecimento de Água.** Instituto Regulador de Águas e Resíduos. Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Portugal, 2009, p.198.

LOBO FERREIRA, J. P. C.; OLIVEIRA, M. M. **Cartografia da Vulnerabilidade à Poluição das Águas Subterrâneas do Conselho de Montemor-O-Novo Utilizando o DRASTIC.** In: Água Subterrânea: Aquíferos Costeiros e aluviões, Vulnerabilidade e Aproveitamento. Org. por Cabral, J. J. S. P.; Lobo Ferreira, J. P. C.; Montenegro, S. M. G. L.; Costa, W. D. Editora Universitária da UFPE, p. 277 – 331, v..4, 2004, p. 446.

LOBO FERREIRA J. P. C.; OLIVEIRA, M. M. **On experience of Groundwater vulnerability Assessment in Portugal. International Workshop AVR03 – aquífer Vulnerability and Risk.** Salamanca, Mexico, 2003. Disponível em: <<http://www.dha.lenec.pt>>. Acesso em: 18 ago 2011.

LOBO FERREIRA, J. P. C. **Vulnerabilidade à Poluição de Águas Subterrâneas: Fundamentos e Conceitos para uma Melhor Gestão e Protecção dos Aquíferos de Portugal.** In: IV CONGRESSO DA ÁGUA. Anais..., 1998, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Lisboa.

LOBO FERREIRA J. P. C.; OLIVEIRA, M. M. **Cartografia Automática da vulnerabilidade de Aquíferos com Base na Aplicação do Método DRASTIC.** Relatório final. Lisboa 1997, LNEC.

LOBO FERREIRA, J. P. C.; CABRAL, M. **Proposal for an Operational Definition of Vulverability for the European Community's Atlas of Groundwater Resources.** In: Meeting of the European Institute for Water, Groundwater Woorck Group Brussels, 1991.

LOBO FERREIRA, J. P.; OLIVEIRA, M. M. **Desenvolvimento de um inventário das águas subterrâneas de Portugal:** Caracterização dos recursos hídricos subterrâneos e mapeamento DRASTIC da vulnerabilidade dos aquíferos de Portugal. Lisboa, Labotatório Nacional de Engenharia Civil, 1993 (Relatório 179/93).

MACHADO, D. A. **Caracterização Hidrogeológica e Vulnerabilidade Natural das Águas Subterrâneas no Entorno do Centro Nacional de Pesquisa Milho e Sorgo - Sete Lagoas/MG**. Trabalho de Pós-Graduação. Minas Gerais: UFMG, 2011.

MAIA, P. H. P. **Um Novo Método para Avaliar a Vulnerabilidade dos Aquíferos**. Trabalho de Pós-Graduação. Universidade Federal da Bahia – BA, 2011.

MARTÍNEZ-BASTIDA, J. J.; ARAUZO, M.; VALLADOLID, M. **Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in central Spain: the risk of nitrate pollution**. Hydrogeology Journal, v. 18, 2010, p. 681–698.

MANOEL FILHO, J. **Contaminação das Águas Subterrâneas In: Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Org. por Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J.; Feitosa, E. C.; Demetrio, J. G. A., CPRM: LABHID, Rio de Janeiro – RJ, 2008, p. 381-403.

MARQUES, M. N. **Avaliação do Impacto de Agrotóxico em Áreas de Proteção Ambiental, Pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo: Uma Contribuição à Análise Crítica da Legislação Sobre o Padrão de Potabilidade**. 218 f. Tese (Doutorado), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

MARQUEZAN, R. G.; CAICEDO, O. L.; BASTO NETO, A. C.; AZAMBUJA FILHO, N. C. **Análise da Vulnerabilidade do Lençol Freático à Contaminação por Hidrocarbonetos em Cenário de Vazamentos na Área do Oleoduto Orsul II, Refap-Copesul, RS**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Volume 15 n. 1 Jan/Mar, 2010. 101-109.

MENTE, A. **A Água Subterrânea no Brasil**. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. Org. por Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J.; Feitosa, E. C.; Demetrio, J. G. A., CPRM: LABHID, Rio de Janeiro – RJ, 2008, p. 31 – 48.

MENESES, L. F. **Avaliação da Vulnerabilidade dos Aquíferos Livres no Município de João Pessoa/ PB, Por meio do Modelo Drastic**. Trabalho de Pós-Graduação. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2007.

MELO JUNIOR, H. R. **Mapeamento da vulnerabilidade e análise de risco de contaminação como instrumentos de proteção das águas subterrâneas em áreas industriais: Caso da ALBRAS, Barcarena - PA**. Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências. Dissertação de Mestrado, 2002.

MERCHANT, J. W. **GIS-Based Groundwater Pollution Hazard Assessment: A Critical Review of the DRASTIC Model**. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 60, 1994, Nº 9, set, pp. 1117-1127.

MURADÁS, K. **Análises de Parâmetros para Mapeamento de Vulnerabilidade de Contaminação das Águas Subterrâneas do Aquífero Guarani nos Municípios de Portão e Estância Velha/RS**. Trabalho de Pós-Graduação. Universidade Vale do Rio dos Sinos. Rio Grande do Sul, 2011.

NOBRE, R. C. M.; ROTUNNO, O. C.; MANSUR, W. J.; NOBRE, M. M. M.; COSENZA, C. A. N. **Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool**. J Contam Hydrol, v. 94, 2007, p. 277– 292.

OLIVEIRA, M.M. LOBO FERREIRA, J.P.C. **Cartografia da Vulnerabilidade à Poluição das Águas Subterrâneas do Concelho de Montemor-o-Novo Utilizando o Método DRASTIC**. In: *Água Subterrânea: Aquíferos Costeiros e Aluviões, Vulnerabilidade e Aproveitamento* CABRAL, J.J.S.P.; LOBO FERREIRA, J.P.C.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; COSTA, W.D. Recife. Editora Universitária - UFPE. v. 1. 447p. 2004.

PARAÍBA - Secretaria da Educação. **Atlas geográfico do Estado da Paraíba**. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, GRAFSET, 1985.

PDRH. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Gramame**. SEMARH/SCIENTEC, 2000.

PARALTA, E.; FRANCÉS, A. **Caracterização hidrogeológica e avaliação da vulnerabilidade à poluição do complexo gabro-diorítico de Serpa-Brinches (sector oriental do sistema aquífero dos Gabros de Beja)**. GeoNovas. Revista da Associação Portuguesa de Geólogos, nº 14, 2000, p 27-35.

PISCOPO, G. **Groundwater vulnerability map explanatory notes: MacIntyre Catchment**. NSW Department of Land and water Conservation, Sydney, 2001, p. 13.

RAHMAN, A. A. **GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India**. Applied Geography, v. 48, 2007, p. 88-102.

REBOUÇAS, A. C. **Águas Subterrâneas**. In: **Águas Doces no Brasil** 3. ed. Org por REBOUÇAS A. C.; BRAGA B; TUNDISI J. G. São Paulo: Escrituras Editora, 2006, p. 111-144.

REBOUÇAS, A. C. **Importância da Água Subterrânea**. In: *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Org. por Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J.; Feitosa, E. C.; Demetrio, J. G. A., CPRM: LABHID, Rio de Janeiro – RJ, 2008, p.13-29.

RIGHETTO, A. M. (1998). **Hidrologia e recursos hídricos**. Projeto REENGE. São Carlos: EESC/USP, 1998, p. 840.

RIBEIRO, D. M.; ROCHA, W. F.; GARCIA, A. J. V. **Vulnerabilidade Natural à Contaminação dos Aquíferos da sub-bacia do Rio Siriri, Sergipe**. *Águas Subterrâneas*, v.25, n.1, p.91-102, 2011.

ROCHA, M. B. B.; SEER, H. J. **Fisiografia e uso da terra no município de Araxá, Minas Gerais**. Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. Campus de Araxá - Laboratório de Geoprocessamento. Revista Brasileira de Cartografia N°. 60/02, 2008.

ROMIJN, E. Groundwater quality and contamination. In: ZAPOROZEC, A. (Org.) **Groundwater contamination inventory**. IHP-VI, SERIES ON GROUNDWATER N° 2. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization – UNESCO, 2002, p.17-21.

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

RUEDA, O. M.; BETANCUR, T. V. **Evaluación de la vulnerabilidad del Agua subterránea em el Bajo Caucaantioqueño.** Avances em Recursos Hidráulicos -, Medellin, v. 13, 2006, p 71-87.

RUPERT, M.G., **Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method.** Ground Water, V. 39, 2001, p. 630–635.

SANTOS, R. B. **Avaliação de intervenções hidráulicas na bacia do rio Gramame-PB com uso das técnicas de análise multiobjetivo e multicriterial.** Tese (Doutorado em Recursos Naturais), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009, 184p.

SANTOS, A. A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influencia do aterro sanitário de Cuiabá-MT.** Trabalho de Pós-Graduação. Instituto de Ciências Exatas e da Terra. Universidade Federal do Mato Grosso, 2008.

SOARES, P.S.M.; YOKOYAMA, L.; FREIRE, D.D.C. **Transporte de metais pesados no solo no contexto da disposição de resíduos sólidos.** Série Tecnologia Ambiental. CETEM / MCT, 2005. 43p.

SANTOS, C. B.; LEAL, L. R. B.; LUZ, J. A. G.; MELLO, J. C. **Caracterização do impacto na qualidade das águas subterrâneas causado pela disposição dos resíduos sólidos urbanos no aterro municipal da cidade de Feira de Santana – BA.** In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, Cuiabá, Anais... 2004. CD-ROM.

SCANLON, B. R.; HEALY, R. W.; COOK, P. G. **Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge.** Hydrogeology Journal, v.10, 2002, p.18-39.

SECUNDA, S.; COLLIN, M. L.; MELLOUL, A. J. **Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region.** Jornal Environ Manage, v. 54, 1998, p. 39–57.

SILVA, P. C. F.; VEDOVELLO, R.; FERREIRA, C.; CRIPPS, J. C.; BROLLO, M. J. FERNANDES, A. J. **Geo-environmental mapping using physiographic analysis: constraints on the evaluation of land instability and groundwater pollution hazards in the Metropolitan District of Campinas, Brazil.** Journal of Hydrology, v.19, 2010, p.301-318.

SILVA, J. F. C. B. C. **Análise espacial das características hidrodinâmicas e do uso e ocupação do solo da bacia experimental do riacho Guaraíra mediante o uso de geotecnologias.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Brasília, 2009.** Disponível em: <[http://www.snis.gov.br/arquivos\\_snis/5\\_DIAGNOSTICOS/5.2\\_Residuos\\_solidos/5.2.8\\_Diagnostico2009/DiagRS2009.zip](http://www.snis.gov.br/arquivos_snis/5_DIAGNOSTICOS/5.2_Residuos_solidos/5.2.8_Diagnostico2009/DiagRS2009.zip)>. Acesso em: 12 abr 2012.

SOUZA, N. A. **Vulnerabilidade à Poluição das Águas Subterrâneas: Um Estudo do Aquífero Bauru na Zona Urbana de Araguari, MG.** Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, 2009.

SOUZA, E. S.; ANTONINO, A. C. D.; ANGULO-JARAMILLO, R.; NETTO, A. M. **Caracterização hidrodinâmica de solos: aplicação do método Beerkan.** Rev. brasileira de engenharia agrícola ambiental vol.12 nº.2, 2008 Campina Grande-PB Mar./Abr.

STIGTER, T. Y.; RIBEIRO, L.; CARVALHO, D. A. M. M. **Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal.** Hydrogeology Journal, v.14, 2006, p. 79–99.

TARGINO, D. F. **Análise Espaço-Temporal da Qualidade da Água Subterrânea da Bacia Do Rio Gramame/PB.** Trabalho de Pós-Graduação. João Pessoa: Centro de Tecnologia da UFPB, 2012.

HAVERKAMP, R.; BOURAOU, F.; ANGULO- JARAMILLO, R.; ZAMMIT, C.; DELLEUR, J.W. **Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone.** In: CRC Groundwater Engineering Handbook. Org. por Deuller, J.W., 1999 120p.

HUDAK, P.; THAPINTA, A. **Use of geographic information systems for assessing groundwater pollution potential by pesticides in Central Thailand.** Environmental International, v. 29, 2003, p. 87–93.

HECKENDORFF, W. D.; LIMA, P. J. de; HECKENDORFF, W. D. **Climatologia.** In: GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA; SECRETARIA DE EDUCAÇÃO; UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA. Atlas Geográfico do Estado da Paraíba. João Pessoa: Grafset, 1985, p. 34-43.

TOSCANO, G. L. G. **Uso do solo em áreas para proteção de poços destinados ao abastecimento público na cidade de João Pessoa.** Trabalho de Pós-Graduação. João Pessoa: Centro de Tecnologia da UFPB, 2008

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

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Water Quality Inventory 1998 Report To Congress Water And DrinkingWater Chapters.** United States Environmental Protection Agency office Of Water (4606). (EPA 816-R-00-013), 2000, 99p.

VIAS, J. M.; ANDREO, B.; PERALES, M. J.; CARRASCO, F. **A comparative study of four schemes for groundwater vulnerability mapping in a diffuse flow carbonate aquifer under Mediterranean climatic conditions.** Environ Geol, v. 47, 2005, p. 586–595.

VOUDOURIS, K.; KAZAKIS, N.; POLEMIO, M.; KAREKLAS, K. **Assessment of Intrinsic Vulnerability Using the DRASTIC Model and GIS in the Kiti Aquifer, Cyprus.** European Water, 2010, 30:13-24.

VRBA, J.; ZOPOROZEC, A. **Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability**. **Honover: Heinz Heise Verlag**. International Contributions to Hydrogeology, v.16, 1994, p.131.

WORRALL, F.; BESIEN, T.; KOLPIN, D. D. **Groundwater vulnerability: interactions of chemical and site properties**. The Science of the Total Environment, v. 299, 2002, p. 131–143.

WENDLAND, E.; BARRETO, C.; GOMES, L. H. **Water balance in the Guarani Aquifer outcrop zone based on hydrogeologic monitoring**. Journal of Hydrology, v.342, 2007, p.261-269.

WRINGHT, J. T. C.; GIOVINAZZO, R. A.– **DELPHI Uma Ferramenta de Apoio ao Planejamento Prospectivo**. Caderno de Pesquisa em Administração, São Paulo, v. 01, n. 12, 2º trim, 2000.

ZEKTSER, I.; SERGEY, S.; POZDNIAKOV, P.; MICHAEL, S.; LILIYA, M. R. **Regional assessment of groundwater vulnerability in the Snake River plain aquifer basin, USA**. Geofísica Internacional, v. 43, 2004, p. 697.

ZOBY, J. L. G. Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no Brasil. **Anais, XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, Natal/RN, 2008.