



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA

FILIPE DA SILVA PEIXOTO

**CONSERVAÇÃO E QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS AQUIFEROS URBANOS NO
MUNICÍPIO DE FORTALEZA – CEARÁ**

FORTALEZA

2019

FILIPPE DA SILVA PEIXOTO

CONSERVAÇÃO E QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS AQUIFEROS URBANOS NO
MUNICÍPIO DE FORTALEZA – CEARÁ

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geologia da Universidade Federal do Ceará como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Geologia. Área de Concentração: Geologia Ambiental e Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Itabaraci Nazareno Cavalcante

Co-Orientadora: Dr^a. Diolande Ferreira Gomes

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- P43c Peixoto, Filipe da Silva.
Conservação e qualidade das águas dos aquíferos urbanos no Município de Fortaleza - CE / Filipe da Silva Peixoto. – 2019.
142 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Geologia, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Itabaraci Nazareno Cavalcante.
Coorientação: Profa. Dra. Diolande Ferreira Gomes.
1. Águas subterrâneas. 2. Proteção ambiental. 3. Esgotamento sanitário. 4. Contaminação. 5. Vulnerabilidade aquífera. I. Título.

CDD 551

FILIFE DA SILVA PEIXOTO

CONSERVAÇÃO E QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS AQUÍFEROS URBANOS NO
MUNICÍPIO DE FORTALEZA – CEARÁ

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geologia da Universidade Federal do Ceará como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Geologia. Área de Concentração: Geologia Ambiental e Recursos Hídricos

Aprovada em: ___ / ___ / ___

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Itabaraci Nazareno Cavalcante (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Jackson Alves Martins
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Mickaelon Belchior Vasconcelos
Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM)

Prof^ª Dr^ª Maria da Conceição Rabelo Gomes
Universidade Federal da Bahia (UFBA)

Prof. Dr. Enéias Oliveira Lousada
Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus amigos e colegas de Departamento de Geografia – DEGEO/UERN pelo apoio no período de produção da Tese, aos membros do Laboratório de Hidrogeologia – LABHI/UFC e do Laboratório de Geologia Ambiental – LAGEA.

Aos meus orientadores, Professor Dr. Itabarací Nazareno Cavalcante e Dr^a. Diolande Ferreira Gomes, pelas conversas orientações essenciais para a produção desse trabalho.

Aos meus colegas de laboratório Rafael, Flávio, Alexandro, César que tiveram o grande esforço de realizar o trabalho de campo.

Aos meus pais Raimundo Alves Peixoto e Francisca Oliveira da Silva Peixoto, aos meus irmão Bruna Kethy da Silva Peixoto e Rafael da Silva Peixoto e aos meus sobrinhos Isabela e André Vitor.

A minha querida namorada e amiga Gilda Ashley, amor da minha vida.

A todos estes meus sinceros agradecimentos.

“Seja qual for o rumo que tomarmos, nosso destino está indissolavelmente ligado à ciência” (SAGAN, 2004, p. 34).

RESUMO

A Tese teve como objetivo investigar a vulnerabilidade, risco e contaminação dos aquíferos urbanos na cidade de Fortaleza – CE, contribuindo para uma visão holística das águas subterrâneas como parte de um sistema que compõe as águas urbanas, cuja conservação está ligada a implementação de políticas de uso e ocupação do solo. Para contemplar essa demanda, foram desenvolvidos 5 artigos que apesar de possuírem objetivos diferentes, se complementam em volta do tema trabalhado: O artigo 1 “Recarga em aquíferos urbanos: uma revisão de metodologias”, realizou um levantamento bibliográfico e identifica os mecanismos de recarga específicos dos aquíferos urbanos e as metodologias mais utilizadas para avaliação de recargas nos últimos 30 anos. O artigo 2 - “Conservação e proteção da água subterrânea: uma revisão de metodologias e aplicações da vulnerabilidade aquífera para o ordenamento territorial”, realizou levantamento do estado da arte das metodologias de vulnerabilidade aquífera, e inseriu essas metodologias como instrumentos do ordenamento territorial e políticas de uso do solo em municípios, regiões, ou unidades de delimitações naturais como Bacias hidrográficas e unidades hidrogeológicas; Artigo 3 – “Sistema Águas Urbanas (SAU): contribuições à gestão dos recursos hídricos no meio urbano”, propôs um modelo conceitual para definição de águas urbanas, buscando dar suporte ao seu gerenciamento no município de Fortaleza; O artigo 4 “Vulnerabilidade Aquífera e risco de contaminação da água subterrânea em meio urbano”, desenvolveu um índice de risco a contaminação da água subterrânea - IRCAS aplicado a aquíferos urbanos no município de Fortaleza; O Artigo 5 “Influências do uso e ocupação do solo e condições sanitárias na contaminação por nitrato em aquíferos urbanos”, estudou uma sub-bacia urbana no município de Fortaleza, mensurou variáveis de ocupação do solo e aspectos sanitários e relacionou-as à qualidade da água subterrânea, notando uma associação entre tipos específicos de dispositivos, condições sanitárias locais e a contaminação por nitrato. A referida tese presta uma série de contribuições ao gerenciamento dos aquíferos urbanos, bem como ao entendimento dos mecanismos de recarga, poluição e contaminação de aquíferos urbanos prestando subsídios para a proteção de aquíferos urbanos e planejamento do uso do solo, em função da melhor conservação da água subterrânea.

Palavras-chave: Águas subterrâneas. Proteção ambiental. Esgotamento sanitário. Contaminação. Vulnerabilidade aquífera.

ABSTRACT

The thesis aimed to investigate a vulnerability, risk and contamination of urban water resources in the city of Fortaleza - CE, contributing to a holistic view of groundwater as part of a system of urban water components. To archive this demand, 5 articles were developed that, despite different objectives, complement each other around the theme: Article 1 "Recharge in urban aquifers: a review of methodologies", conducted a bibliographical study and identified the specific updating mechanisms of urban aquifers and as methodologies most used for the evaluation of recharge in the last 30 years. The article 2 - " Conservation and protection of the groundwater: methodological review of the aquifer mapping for territorial ordering ", carried out survey of the state-of-the-art research of the vulnerabilities aquifer, such as land use and land use instruments in regions and natural demarcation units such as hydrographic basins and hydrogeological units; Article 3 – "Urban water system (UWS): contributions to water resource management in urban environment", is a conceptual model for the definition of urban waters, seeking to support urban water management in the non-municipality of Fortaleza; Article 4 " Aquifer vulnerability and contamination risk of groundwater in urban environment ", developed a groundwater contamination risk index - IRCAS applied to an urban aquifer; Article 5 " Influence of land use and sanitation issues in water quality of the urban aquifer ", studied a urban hydrographic sub-basin in the city of Fortaleza. This work search identify if there is relation between sanitary aspects, land use on nitrate contamination in a urban aquifer of the Fortaleza city – Brazil. The class to provide a series of subsidies to the management of urban environments, as well as the means of recharging, pollution and contamination of urban environments, subsidize the protection of environments and the planning of the use of the soil, due to a better state of conservation of the groundwater.

Keywords: Groundwater. Environmental protection. Sanitary sewage. Contamination. Aquifer vulnerability.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	OBJETIVOS	13
2.1	Geral	13
2.2	Específicos	13
3	METODOLOGIA.....	14
4	ESTADO DA ARTE.....	15
4.1	Recarga em aquíferos urbanos: uma revisão de metodologias	16
<i>4.1.1</i>	<i>Introdução.....</i>	<i>16</i>
<i>4.1.2</i>	<i>Materiais e métodos.....</i>	<i>18</i>
<i>4.1.3</i>	<i>Resultados e discussões</i>	<i>18</i>
<i>4.1.4</i>	<i>Conclusão.....</i>	<i>29</i>
4.2	Conservação e proteção da água subterrânea: uma revisão de metodologias de mapeamento de aquíferos para o ordenamento territorial	37
<i>4.2.1</i>	<i>Introdução</i>	<i>37</i>
<i>4.2.2</i>	<i>Metodologia</i>	<i>39</i>
<i>4.2.3</i>	<i>Resultados e discussão</i>	<i>39</i>
<i>4.2.4</i>	<i>Considerações finais</i>	<i>47</i>
5	RESULTADOS.....	51
5.1	Sistema águas urbanas (SAU): contribuições à gestão dos recursos hídricos no meio urbano	52
<i>5.1.1</i>	<i>Introdução.....</i>	<i>52</i>
<i>5.1.2</i>	<i>Metodologia</i>	<i>54</i>
<i>5.1.3</i>	<i>Resultados e discussões.</i>	<i>55</i>
<i>5.1.4</i>	<i>Conclusões</i>	<i>65</i>
5.2	Vulnerabilidade aquífera e risco de contaminação da água subterrânea em meio urbano.....	70
<i>5.2.1</i>	<i>Introdução.....</i>	<i>70</i>
<i>5.2.2</i>	<i>Metodologia</i>	<i>72</i>
<i>5.2.3</i>	<i>Resultados e discussão.....</i>	<i>78</i>
<i>5.2.4</i>	<i>Conclusão.....</i>	<i>84</i>
5.3	Influências do uso e ocupação da terra e condições sanitárias na qualidade da água de aquíferos urbanos.....	90

5.3.1	<i>Introdução.....</i>	91
5.3.2	<i>Materiais e Métodos.....</i>	93
5.3.3	<i>Resultados e Discussão.....</i>	96
5.3.4	<i>Conclusões</i>	110
6	CONCLUSÃO	116
	REFERÊNCIAS	120
	APÊNDICE A – ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS.....	136
	APÊNDICE B – CARTAS DE SUBMISSÃO E ACEITE.....	141

1 INTRODUÇÃO

A água é uma substância que possui propriedades que a tornam única na terra conduzindo ao desenvolvimento dos ecossistemas e da vida como conhecemos. Ela é formada por ligações de pontes de hidrogênio (Ligação de Van der Waals) que promovem condições de interação com quase todos os materiais contidos na natureza, o que permite a diluição de compostos, limpeza de materiais e usos diversos (SUGUI, 2006). A ocorrência da água nos três (3) estados da matéria atribui a ela a função de transporte de matéria e energia, sua forma gasosa e líquida extremamente dinâmica que interliga diferentes componentes da paisagem em processos de exógenos formadores de relevo, na integração entre ambiente abiótico e biótico.

Para o homem, além de seus mecanismos fisiológicos, a água também exerce importância crucial no desenvolvimento da sociedade. Ela é um fator de crescimento econômico, pois é usada nos serviços de abastecimento doméstico, irrigação, indústria, navegação, geração de energia e depuração de esgotos. Assim, é concebida modernamente como um insumo produtivo e, conseqüentemente, é um recurso natural que de acordo com a Conferência de Dublin (1992) possui um valor intrínseco, pois é escassa e limitada qualitativa e quantitativamente.

Os problemas relacionados à qualidade e escassez hídrica atingem milhares de pessoas todos os anos. Segundo a Organização Mundial da Saúde, 2,2 milhões de pessoas morrem por ano por doenças diarreicas, esse tipo de doença é a segunda causa da mortalidade infantil, e estima-se que 88% dos casos ocorrem pela ingestão de água contaminada provocada por condições inadequadas de saneamento e higiene (CONCORAN 2010). Tal condição é altamente associada à escassez hídrica e falta de saneamento básico, sendo o déficit do abastecimento de água (1,1 bilhão) e do esgotamento sanitário (2,4 bilhões) de pessoas (WWAP, 2003).

De acordo com a Agenda 21, o recurso hídrico necessita de proteção de seus reservatórios superficiais e subterrâneos. Para isso, são essenciais programas de controle de prevenção da perda de qualidade hídrica, melhoramento da qualidade técnica da gestão, e infraestrutura adequada para promoção dos usos múltiplos e reuso da água (TUNDISI e TUNDISI, 2004).

A água subterrânea exerce um papel fundamental no processo de gestão. Cerca de 22 % da água doce no mundo se encontra no subterrâneo, menos de 3 % é água superficial e 75 % compõem as geleiras. O Aquífero é a formação geológica capaz de armazenar e transmitir quantidades significativas de água. Gerenciar o aquífero é promover um uso sustentável de suas

reservas, garantindo a disponibilidades para as demandas atuais e futuras. A gestão do aquíferos envolve o controle de poluentes articulados controle das fontes poluentes, conservando a da qualidade da água subterrânea.

Os aquíferos localizados sob as cidades possuem uma problemática reconhecidamente complexa. Existe uma carga poluente considerável a ser incorporada nas águas subterrâneas e isso pode causar a contaminação e inviabilidade do uso desse recurso. Ademais, condições de uso e ocupação do solo, além da qualidade sanitária, devem ser melhor investigadas quanto a sua influência na qualidade da água, buscando entender os mecanismos de contaminação, promovendo subsídios para conservação dos aquíferos urbanos.

O estudo ora apresentado consiste em uma compilação de artigos que foi produzida buscando contribuir para o estudo da qualidade da água nos aquíferos urbanos, desenvolvendo um modelo conceitual para o gerenciamento de águas urbanas, revisão de metodologias de quantificação da água de aquíferos urbanos, revisão de metodologias de vulnerabilidade aquífera como instrumento do ordenamento territorial, desenvolvimento de metodologia de vulnerabilidade para aquíferos urbanos e estudo da influência das condições sanitárias da qualidade das águas subterrâneas em Fortaleza -Ceará.

O estudo ora apresentado, consiste em uma compilação de artigos conforme o art. n. 36 e 2 do regimento interno do Programa de Pós-Graduação em Geologia – UFC, que define:

§ 1 - A tese poderá ser elaborada com a inclusão de pelo menos dois artigos submetidos em periódicos com corpo editorial classificado na lista QUALIS de Geociências e um texto complementar incluindo: Objetivos, Metodologia, Estado atual do conhecimento, Conclusões relacionadas à pesquisa, e a lista completa de referências bibliográficas.

§ 2 – Para que prevê o parágrafo anterior, os artigos deverão ter o doutorando como primeiro autor, abordar tema diretamente relacionado ao seu projeto de tese e deverá ter sido submetido após o ingresso do estudante no programa.

Os artigos desenvolvidos estão dispostos da seguinte forma:

1º. Recarga em aquíferos urbanos: uma revisão de metodologias

Trata do estado da arte da quantificação de recargas em aquíferos urbanos, focado nas principais metodologias utilizadas nos últimos trinta (30) anos, resultados obtidos e as limitações das abordagens aplicadas.

2º. Conservação e proteção da água subterrânea: uma revisão de metodologias de mapeamento de vulnerabilidade de aquíferos para o ordenamento territorial

Aborda o conceito de vulnerabilidade aquífera de maneira articulada com propostas de desenvolvimento territorial, entendendo que há necessidade de alocação de determinadas atividades potencialmente contaminantes compatíveis com a vulnerabilidade aquífera.

3°. Sistema de águas urbanas (SAU): contribuições à gestão dos recursos hídricos no meio urbano

Realiza o desenvolvimento de um modelo conceitual para compreensão das águas urbanas como sistema integrado e como elas podem ser inseridas na gestão de recursos hídricos, integrando ações com base legais de ordenação jurídica entre instituições municipais, estaduais ou federais.

4°. Vulnerabilidade aquífera e risco de contaminação da água subterrânea em meio urbano

Esse artigo apresenta o mapeamento da vulnerabilidade aquífera no município de Fortaleza – Ceará de acordo com o índice GOD, e desenvolve um novo índice de vulnerabilidade adaptado as áreas urbanas denominado *Índice de Risco de Contaminação de Águas Subterrâneas – IRCAS*.

5°. Influências do uso e ocupação do solo e condições sanitárias na qualidade da água dos aquíferos urbanos

O estudo busca investigar se existe influência dos aspectos sanitários e uso e ocupação do solo na qualidade da água nos aquíferos urbanos de Fortaleza - Brasil.

2. OBJETIVOS

Como objetivos se tem:

2.1. Geral

- Caracterizar as condições de conservação das águas subterrâneas nos aquíferos urbanos identificando a vulnerabilidade aquífera com as metodologias aplicáveis, desenvolvendo um modelo conceitual para a caracterização sistêmica das águas urbanas, propondo metodologia de avaliação da vulnerabilidade para aquíferos urbanos e investigando a influência dos aspectos sanitários na qualidade das águas subterrâneas.

2.2. Específicos

- Discutir a problemática dos aquíferos urbanos, bem como o estado da arte das metodologias aplicadas à quantificação do volume de recarga dos mesmos;
- Sistematizar as metodologias de aplicação da vulnerabilidade aquífera, avançando na construção deste conceito para o ordenamento territorial com abordagem interdisciplinar para conservação e proteção dos recursos hídricos subterrâneos;
- Estudar se existe relação entre o uso/ocupação do solo e aspectos sanitários na qualidade da água subterrânea na cidade de Fortaleza – CE, e;

- Desenvolver um índice de vulnerabilidade aquífera, risco à contaminação da água subterrânea aplicado aos aquíferos livres em ambiente urbano.

3. METODOLOGIA

A Tese é composta por cinco (5) artigos, sendo suas respectivas metodologias descritas em cada artigo e, desta forma, o item atual irá apresentar as características metodológicas gerais desses artigos.

O primeiro artigo denominado “*Recarga em aquíferos urbanos: uma revisão de metodologias*”, refere-se ao estado da arte do tema. Esse trabalho foi desenvolvido através de levantamento bibliográfico das metodologias que tem sido aplicadas nos últimos vinte (20) anos para os estudos de recarga hídrica em aquíferos urbanos.

O segundo artigo designado como “*Conservação e proteção da água subterrânea: uma revisão de metodologias de mapeamento de vulnerabilidade de aquíferos para o ordenamento territorial*” aborda a segunda parte do estado da arte. Ele foi realizado por meio do levantamento bibliográfico de metodologias de vulnerabilidade aquífera e seu uso no ordenamento territorial, sobretudo aplicadas em áreas urbanas.

O terceiro artigo intitulado “*Sistema águas urbanas (SAU): contribuições à gestão dos recursos hídricos no meio urbano*” aborda a construção de um modelo conceitual para o entendimento geral das águas no meio urbano, fundamentando-o na abordagem sistêmica que permite entender as águas urbanas como parte de um sistema que pode ser delimitado e servir de referência para promoção de políticas integradas de gestão das águas urbanas e do saneamento básico.

O quarto artigo denominado “*Vulnerabilidade aquífera e risco de contaminação da água subterrânea em meio urbano*” foi produzido por meio da aplicação do método de vulnerabilidade aquífera – GOD nos aquíferos da cidade de Fortaleza, com o desenvolvimento do Índice de Risco à Contaminação das Águas Subterrâneas – IRCAS, composto pela vulnerabilidade aquífera GOD e pelo Índice de Saneamento Ambiental – ISA.

O quinto artigo denominado de “*Influências do uso e ocupação do solo e condições sanitárias na qualidade da água dos aquíferos urbanos*” foi realizado em uma sub-bacia delimitada na cidade de Fortaleza - CE, abrangendo quatro (4) Sistemas Hidrogeológicos: Dunas, Barreiras, Aluvionar e Cristalino Fraturado. Seu desenvolvimento foi realizado através da delimitação das zonas mais densamente ocupadas por construções urbanas, identificação da situação sanitária e densidades de fossas sépticas e rudimentares, cadastro de poços, coleta e análise de água e caracterização dos tipos de contaminação antrópica.

4. ESTADO DA ARTE

Recarga em aquíferos urbanos: uma revisão de metodologias

Recharge in urban aquifer: a methodological review

Filipe da Silva Peixoto¹, Itabaraci Nazareno Cavalcante²

¹Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Departamento de Geografia, Avenida Professor Antônio Campos, s/n - Presidente Costa e Silva, CEP 59625-620, Mossoró, RN, BR (felipepeixoto@uern.br)

²Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geologia, Avenida Humberto Monte, s/n - Parquelândia, CEP 60020-181, Fortaleza, CE, BR (itabaracicavalcante@gmail.com.br)

Introdução

Materiais e método

Resultados e discussões

Métodos de quantificação de recarga urbana

Balanço hídrico

Variação do nível freático

Balanço de massa de parâmetros qualitativos

Modelagem matemática

Tendências atuais da quantificação de recarga em aquíferos urbanos

Conclusão

Referências

Resumo

O objetivo desse trabalho foi demonstrar o estado da arte das metodologias aplicadas a quantificação de volume de recarga destes. Para isso, foi realizado o levantamento bibliográfico em periódicos científicos produzindo um arquivo de dados de manuscritos. Foi aplicada a metodologia *bola de neve* para se obter uma representatividade considerável sobre o tema. Foram identificados os primeiros estudos que sistematizaram esse tema no final da década de 1990, sendo que as metodologias mais aplicadas vem sendo o balanço hídrico, a variação do nível da água subterrânea, o balanço de solutos e isótopos e métodos de modelagem matemática. Os estudos mais atuais procuram desenvolver estratégias integrativas dessas metodologias, aliando dados de uso e ocupação do solo e infraestrutura hídrica.

Palavras-chave: impacto no ambiente urbano; quantidade da água; sustentabilidade aquífera; qualidade hidroambiental.

Abstract

The objective of the manuscript was to demonstrate the methodological state of the art to quantification recharge volume in urban aquifers. For this, we realized bibliographical survey in scientific journals where a database of manuscripts. We used the snowball methodology to obtain a considerable representation on the subject. The most systematized studies started in the late 1990s. The applied methodologies are the water balance, water table fluctuation; balance of solutes and isotopes, and methods of mathematical modeling. Recent studies have been noted limitation in these methodologies and have been to develop integrative strategies of these methodologies, combining data on land use and occupation and water infrastructure.

Key-words: the urban environment impacts; water quality; aquifer; sustainability; hydroenvironmental quality.

INTRODUÇÃO

A mensuração da recarga de aquíferos é fundamental para a gestão da água subterrânea.

A recarga natural ocorre à medida que ocorre infiltração da água da chuva, em seguida a

percolação a partir da superfície solo, atingindo a franja capilar e, finalmente, a zona saturada, aumentando o volume de água do aquífero (Fetter, 1994).

A recarga de aquíferos que se encontram sob áreas urbanizadas possuem dinâmica naturalmente similar, contudo a urbanização pode provocar o aumento ou déficit da recarga em função da infraestrutura do saneamento básico das cidades (Lerner & Yang, 2000). O impacto da urbanização sobre as águas subterrâneas ocorre, notadamente, de forma complexa, e essa relação está ligada não só à natureza do aquífero, mas também à disponibilidade de fontes potenciais para recarga. Barret et al. (1999) identificaram que 9,5% da água subterrânea em um aquífero livre poroso em Nottingham/Reino Unido tem o esgoto doméstico como fonte. Chae et al. (2010) mensuraram que a própria declividade do terreno e a espessura do solo são fatores determinantes para a recarga de aquífero fissural na cidade de Seul – Coreia do Sul. Na cidade de Yagata/Japão, na ocorrência de aquífero livre, houve aumento de até 12m e diminuição de até 9m do nível freático em

setor específicos da cidade (Manny *et al.*, 2016). Em um mesmo aquífero urbano, portanto pode haver zonas de aumento da recarga e outras zonas com diminuição de recarga.

Os aquíferos urbanos possuem uma condição diferenciada quanto as fontes de recarga. De modo que, diferentes fontes hídricas associadas aos serviços urbanos, como como abastecimento e esgoto doméstico, podem causar impactos na qualidade e quantidade da água do aquífero (Foster et al, 1999).

Esse trabalho buscou discutir a problemática dos aquíferos urbanos e o estado da arte das metodologias aplicadas à quantificação de volume de recarga. O estudo contribui para fundamentar estudos em quantificação de recargas urbanas e para desenvolvimento de estudos em aquíferos urbanos.

MATERIAIS E MÉTODO

O trabalho de levantamento bibliográfico foi realizado utilizando plataformas de divulgação científica. As buscas foram realizadas manualmente no Google Acadêmico e Periódicos da Capes. Após a coleta de vários manuscritos foi realizada a busca pelas referências bibliográficas que constam nestes, relativas ao tema, sendo que foram catalogados e analisados apenas os artigos cujas publicações remontam aos últimos 20 anos em língua portuguesa e inglesa. O método de

levantamento bibliográfico realizado foi o *Snowball* (Bola de neve). Nesse método, os artigos são buscados e se esgota a busca quando suas referências se repetiam ciclicamente nas buscas, atingindo uma quantidade significativa de artigos relativos ao tema. De acordo com Vinutu (2014) apesar das limitações desse tipo de amostragem, ele é útil para pesquisas em grupos temáticos elementos pouco expressivos

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Aquíferos livres ou semiconfinados podem sofrer demasiado impacto de recargas antropogênicas. Além disso, pode haver declínio do nível potenciométrico pela super-exploração do aquífero na área urbana o que contribuiria para um maior *déficit* hídrico com relação a recarga natural do aquífero.

Os impactos da recarga antropogênica em aquíferos confinados também ocorrem, no entanto são menores por conta da camada superior limítrofe selante. Kruse et al. (2013)

estudaram um aquífero semiconfinado e averiguaram o rebaixamento de 18 metros na cidade de Mar del Plata/Argentina. Para Zhang et al. (2018), no aquífero confinado na cidade de Beijing – China há tendência de rebaixamento do nível potenciométrico, aumentando da periferia para o centro da cidade, onde a exploração de água via poços tubulares é mais intensa.

Esses impactos decorrem do uso da água subterrânea intensivamente, além de serviços

urbanos e infraestrutura hídrica necessárias para o funcionamento das cidades.

Quando a cidade cresce e os recursos locais são insuficientes, inevitavelmente se resolve importar águas. Geralmente, ocorre a construção de reservatórios superficiais, cujo controle de variáveis é maior. Ademais, constroem obras para alocação de água a partir de outras bacias, promovendo um acréscimo na oferta de água para as cidades (Tabela 1).

A expansão física dos núcleos urbanos, sobretudo com pouco controle de efluentes urbanos, promove um aumento de fontes potenciais que podem gerar recargas antropogênicas. Essa água acrescida é proveniente de efluentes domésticos,

comerciais ou industriais, além dos vazamentos na rede de abastecimento urbano e rede cloacal de esgoto, os quais podem retornar ao ambiente subterrâneo causando variações na qualidade e na quantidade da água do aquífero urbano. Barrett et al. (1999) apontam que esse tipo de recarga provoca mudança de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, principalmente de Cl^- , SO_4^{2-} ; NO_3^- ; N (Orgânico), condutividade elétrica, coliformes fecais e *Escherichia coli*. Igualmente, Han et al. (2017) postulam mudanças nas características isotópicas de ^{18}O , ^2H , ^3H , ^{86}Sr em função de características isotópicas distintas das fontes de recarga.

Tabela 1 - Matriz que define as situações pesquisadas.

Condições urbanas de serviço				
	Rede de abastecimento de água e rede de esgotamento sanitário universalizado e drenagem urbana de baixo impacto	Rede de abastecimento de água universalizada, rede de esgotamento sanitário e drenagem parcialmente aplicados	Rede de abastecimento de água, rede de esgotamento sanitário e drenagem parcialmente disponíveis	Rede de abastecimento de água, rede de esgotamento sanitário e drenagem inexistentes
Impacto em aquíferos livres	Pouca influência quantitativa de recargas antropogênicas, porém, há áreas com contaminação da água subterrânea, associadas a antigas zonas industriais, ou recém saneadas. Principal fonte poluente é a contaminação via infiltração difusa da água pluvial. Pode haver acréscimos da recarga antropogênica devido a	Aumento da recarga associada a disposição de esgoto doméstico de maneira alternativa, como: sistemas estáticos receptores de esgoto doméstico. Áreas sem rede coletora de esgotamento doméstico possuem maior recarga dessa fonte, e tal	Em condições assim, há perda de qualidade da água de forma generalizada. Na medida que há maior infiltração das águas de esgotos, enquanto o escoamento das águas pluviais pode ser	Aumento da exploração da água subterrânea, diminuição substancial da qualidade. Com a inexistência de abastecimento convencional a tendência é que a própria água utilizada para uso doméstico seja a água subterrânea, via poços tubulares ou poços escavados, porém a degradação da qualidade hídrica pode resultar no

vazamentos na rede de esgoto ou de abastecimento, a depender da qualidade das redes distribuidoras.	condição pode resultar em expressivas plumas de contaminantes bacteriológicas e, principalmente, de nitrato.	incorporado a água subterrânea, diminuindo a qualidade desta.	aumento de caso de doenças relacionadas a contaminação da água na população que se localiza nessas áreas à medida que a população cresce.
---	--	---	---

Elaborado pelos autores

A drenagem e a impermeabilização do solo podem provocar condições opostas ao aumento da recarga de aquíferos urbanos. A impermeabilização diminui o volume de recarga para o meio subterrâneo, assim nas cidades existe a tendência para se diminuir a recarga natural a partir das águas da chuva, sendo esta condição associada a maior frequência de inundações urbanas (Peixoto et al., 2016).

Sobre a variação do nível freático de água dos aquíferos urbanos, Vries e Simmers (2002) identificaram que em regiões áridas a oscilação do nível freático pode ocorrer por fator natural, com perda por capilaridade em períodos prolongados de seca. Kim et al. (2001) complementam que em aquíferos de áreas úmidas o bombeamento é o fator que mais produz influência no rebaixamento do nível da água subterrânea.

Desse modo, as recargas em aquíferos urbanos podem:

- Ser acrescidas de águas importadas que compõem as águas servidas;
- Sofrer diminuição da recarga natural, seja pela disposição da drenagem que promove a retirada de água pluvial da cidade, seja pela excessiva impermeabilização do solo

Não é incomum que em alguns casos, a quantidade de água que deixa de compor a recarga natural seja compensada pela recarga antropogênica (Monnier, 2001; Abe et al, 2017).

MÉTODOS DE QUANTIFICAÇÃO DE RECARGAS URBANAS

A quantificação das recargas antropogênicas é complexa, principalmente pela interação entre elementos estruturais implantados pelo homem, rede de abastecimento, esgotamento sanitário e sistema de drenagem, com as condições naturais do próprio aquífero e a renovabilidade

natural de suas águas. Barrett et al. (1999) colocam que é necessário utilizar vários indicadores de qualidade para que haja comparação entre os resultados e relativa precisão. Vries e Simmers (2002) postulam que a estimativa de recarga é um processo interativo, envolvendo acompanhamento progressivo da resposta do aquífero com dados de campo. A aplicação criteriosa de métodos diferentes na mesma estimativa de recarga urbana permite chegar a valores mais realistas dessa recarga (Wahnfried & Hirata, 2005).

Balanço Hídrico

O balanço hídrico é realizado por meio da perspectiva de interação da água com o meio e seus reservatórios. Essa quantificação pode ser realizada em função de atributos físico-climatológicos aplicados ao balanço hídrico (Vasconcelos, 1994).

Para o cálculo da recarga de aquíferos se utiliza Fenn et al. (1975), onde é considerada a precipitação como fonte de recarga (Eq.1)

$$PPT = Q_{off} + ET_{real} + \Delta S_{Suz} + \Delta S_{Gw} \quad (Eq.1)$$

Onde: PPT = precipitação (mm); Q_{off} = fluxo para fora do aquífero (mm); ET_{real} =

evapotranspiração real (mm); ΔS_{Suz} = capacidade de campo (mm); ΔS_{Gw} = recarga (mm).

A aplicação do balanço hidroclimatológico na área urbana é dependente, sobretudo, da disponibilidade de dados históricos e atuais. Geralmente esse método se adequa a dar suporte a modelos matemáticos que definem o modelo de fluxo hídrico subterrâneo a partir da infiltração da água no solo. A exemplo disso, Kruse et al. (2003) utilizaram o balanço hídrico simulando modelo para evolução temporal de cones de rebaixamento e volume hídrico extraído do aquífero. O método foi ajustado a medidas de piezômetros dispostos dentro da área urbana. He et al. (2009) utilizaram dados hidrológicos para a composição do balanço hídrico, e dados de uso de abastecimento de água e irrigação em áreas próximas a cidade; os dados apontam que a recarga para irrigação situa-se entre 8 a 30 mm/dia nos períodos em que existe irrigação.

Wahnfried & Hirata (2005) aplicaram o balanço hídrico para o período de um ano na zona de recarga do Aquífero São Paulo,

associado às formações São Paulo e Itaquaquetuba, na cidade de São Paulo, e consideraram que esse método subdimensionou a estimativa de recarga que foi de 48 mm/ano, devido à baixa pluviosidade que ocorreu no ano de 2003.

Zang et al. (2018) agregaram outras variáveis para avaliação da recarga, sendo elas: uso da terra, topografia, declividade, precipitação, profundidade da água subterrânea, vento e precipitação. Zang et al. (2018) identificaram diferentes taxas de infiltração que resultaram em taxas médias anuais de *runoff* (52%), evapotranspiração (6%) e recarga efetiva da água subterrânea (24%). Considerando a diferença entre os dados dos anos de 2000 e 2012 ocorreu um aumento de 24% associado a fontes antropogênicas. As variações ocorrem como uma tendência geral de diminuição do nível potenciométrico que ocorre de periferia para o centro da cidade onde esse fenômeno é mais acentuado. De modo semelhante, considerando as seguintes fontes de recarga antropogênica: proveniente de vazamentos na rede de

abastecimento; águas de esgoto doméstico; e águas de irrigação, Passarello et al. (2012) trabalharam com recorte temporal de 10 anos, consideraram que a recarga antropogênica é de 5% da recarga total do aquífero livre estudado.

Variação do Nível Freático

Corresponde ao método mais utilizado, seja para quantificação direta ou para calibração e validação de modelos. Isto porque a coleta de dados é relativamente simples, podendo ocorrer com amostragem em intervalos de horas ou minutos durante um evento pluviométrico, ou coleta sazonal para mensurar a resposta do aquífero à estação chuvosa. O método da Variação do Nível da Água Subterrânea, conhecido como *Water Table Fluctuation* – WTF, é descrito por Healy & Cook (2002) como (eq. 2):

$$R = S_y \frac{dh}{dt} = S_y \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (\text{eq. 2})$$

Onde: S_y = Capacidade específica; h = carga hidráulica; t = tempo

Meriano et al. (2011) monitoraram dados de 07 poços durante 02 dias, enquanto ocorriam precipitações. Foram, assim, realizadas análises de ^{18}O e condutividade

elétrica, também foi o Método da Variação do Nível da Água Subterrânea para mensurar a recarga. Os dados mostraram que 15% da precipitação abastece o aquífero e 22% da recarga efetiva compreende recarga da água subterrânea por outras fontes. Mazieiro & Wendland (2008), aplicando esse método para aquífero aluvionar, associaram os dados de variação do nível da água com um modelo matemático Darcyniano. Os autores identificaram que, pontualmente, a taxa de recarga variou entre 1,2% e 59,6%, documentando a variabilidade e a complexidade do processo de recarga em áreas urbanas.

Chae et al. (2010) utilizaram parâmetros hidrogeológicos de espessura de solo; profundidade do nível potenciométrico e oscilação do nível da água para identificar os mecanismos de recarga. Foi identificado que a recarga pluvial ocorreu em período de 17 – 58 dias após as chuvas, refletindo condições de transmissividade e condutividade hidráulica na zona de transferência. Dentre as variáveis identificadas, a declividade do terreno e

espessura do solo e aluvião foram determinantes, contudo a impermeabilização do solo também causou influência, aumentando o tempo de recarga. Monnier (2001) estudou o impacto causado pela expansão urbana em Marselle - França, e de sua densidade demográfica. Identificou que entre 1865 e 1874 ocorreu infiltração efetiva média de 7.400 m³/ano. Com as condições de urbanização atual, a infiltração varia de 1,7 a 2,7 litros/s/km². Em algumas áreas existem 91% de impermeabilização, o débito de infiltração causou a demanda de realimentação aquífera, ao mesmo tempo que houve um aporte de volumes de canalização, esgoto e rede de abastecimento de água, causando inclusive maiores concentrações de compostos nitrogenados.

Manny et al. (2016) realizaram um estudo similar na cidade de Yogyakarta – Indonésia, observando a evolução dos níveis estáticos de poços na área urbana entre os anos de 1985 a 2015. O declínio do nível estático desses poços varia de 0 – 9 m, mas em outras áreas da cidade ocorreu o aumento de até 12 m,

principalmente onde estão instalados sistemas de abastecimento de água e onde há maiores densidades demográficas. Joo et al. (2009) realizaram um estudo baseado em 37 poços durante 36 semanas, medindo o nível de água dos poços localizados em aquífero fissural na área urbana de Seoul - Coréia do Sul. Eles demonstraram que na flutuação do nível freático há dependência de fatores naturais (chuva; propriedades hidráulicas dos aquíferos) e fatores antropogênicos (uso do solo; superfície impermeabilizada; taxa de bombeamento). Foram identificados 04 agrupamento de poços com amplitudes de flutuação do nível estático oscilando de negligenciável a grande, sendo: I - Pequena amplitude, fraco fluxo regional; carga hidráulica elevada (15m), e grande espessura do solo (15 m); II - Média amplitude, forte fluxo regional; III - Média amplitude, fluxo regional médio; IV - Larga amplitude, fluxo regional muito forte. A espessura do solo foi que mais influenciou nas velocidades de recarga, mesmo em condições de alta impermeabilização do solo (Joo et al., 2009).

As aplicações do método de variação no nível da água, de um modo geral, têm sido realizadas envolvendo parâmetros de qualidade e modelos. De acordo com Barret et al. (1999, p. 3095), estudos de recargas hídricas urbanas “precisam de abordagem multi-metodológica, pois não há método ideal para ser utilizado”.

Balanço de massa de parâmetros de qualidade da água

Os trabalhos que quantificam a recarga urbana a partir do balanço de massa de solutos são os mais numerosos. Essa metodologia foi a primeira a ser aplicada, em aquíferos urbanos, envolvendo íons de NO_3^- , Cl^- , condutividade elétrica e isótopos de ^2H e ^{18}O (Lerner et al., 1999; Barrett, et al., 1999).

Lerner & Harris (2004) propuseram que as abordagens holísticas de metodologias de quantificação de recargas urbanas devem vir acompanhadas de: modelagem matemática, balanço de solutos, relação de km de tubulação da rede de abastecimento, medidas piezométrica utilizando curva de recessão e o grau de natureza isotrópica ou anisotropia do

aquífero. As aplicação do método de balanço de solutos mostram que a recarga proveniente do esgoto geralmente é menos significativa que da rede abastecimento de água. Yang et al. (1999) colocaram que, em média, 5% da recarga vem do esgoto doméstico, enquanto que Eiwirth (2002) sugeriu que há recarga via esgoto na Alemanha, com fluxo de 100 milhões de m³/ano.

Estudos aplicados com isótopos de ¹⁸O e ²H geralmente buscam identificar a origem da água no reservatório, ou a datação desta. A procedência da água subterrânea quanto a recarga pluvial ou recarga antropogênica pode ser investigada aplicando o balanço de massa para os dados isotópicos previamente identificados nas fontes antropogênicas potenciais. Lerner (2002) e Foster et al. (1999) colocam que a água subterrânea nas cidades possui assinaturas isotópicas de ²H e ¹⁸O que se diferenciam e podem ser distinguidas através da proporção isotópica, principalmente as grandes cidades onde as águas são importadas de outras regiões.

A caracterização isotópica conforme ¹⁸O

e deutério (D) é proporcionada pelo balanço baseado nas Equações 3 e 4, respectivamente (WALTHER, 2005):

$$\delta O \text{ (in } ^0/_{00}) = \frac{(^{18}O/^{16}O)_{amostra} - (^{18}O/^{16}O)_{smow}}{(^{18}O/^{16}O)_{smow}} \times 1000 \quad (\text{Eq. 3})$$

$$\delta D \text{ (in } ^0/_{00}) = \frac{(D/H)_{amostra} - (D/H)_{smow}}{(D/H)_{smow}} \times 1000 \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde: smow = padrão médio de água oceânica

Vários estudos que aplicaram os balanços de ¹⁸O e Deutério identificaram fontes naturais de recarga do aquífero. Águas fluviais e águas pluviais podem ser quantificadas em seus respectivos volumes de recarga para os aquíferos (Yeh et al., 2014; Doveri & Mussi, 2014). Outros estudos utilizando o mesmo princípio de balanço de massa em isótopos de ¹⁵N e ³⁴S que podem identificar fontes de nitrogênio orgânico e sulfatos associado a contaminantes. Por exemplo, Vasques-Suñe et al. (2010) analisaram separadamente fontes potenciais de recarga, esgoto, vazamentos da rede de abastecimento e água do rio Besòs, onde as

análises feitas foram dos íons principais, indicadores microbiológicos; halogênios; metais pesados; EDTA e isótopos ^{34}S , ^{18}O e deutério. Em um recorte temporal de 1988 e 2009 em 30 poços. 08 espécies obtiveram melhor desempenho na conservação em água de mistura: Cl , SO_4 , ^{34}S , F , Br , ^{18}O , D e N ; neste diagnóstico, esgoto e os vazamentos na rede de abastecimento hídrico correspondem a 50% das recargas urbanas na cidade de Barcelona-Espanha. Íons maiores como Cl e SO_4 podem, portanto, serem associados a recargas antrópicas, além de íons menores em água como o Br e o F , que possuem pouca concentração em águas naturais, e quando a concentração é relativamente alta, não existindo condição litológica para tal, há formas de associá-las às recargas urbanas.

A aplicação dessa metodologia depende da boa qualidade dos dados, e de caracterização precisa e efetiva da qualidade dos efluentes e das fontes potenciais de recarga. Por meio do balanço de massa de solutos em concentrações diferentes é possível diferenciar assinaturas iônicas ou isotópicas.

Lerner & Yang (2000) também realizaram essa proposição utilizando concentrações de N orgânico, Cl^- e SO_4^- . A aplicação foi realizada em um aquífero arenítico Triássico, em um aquífero cárstico Permiano e em aluvião na cidade de Nothingam - Inglaterra. Por meio do balanço de massa foram estimadas recargas urbanas de 211mm/ano, cuja origem foi dividida em 10mm/ano para esgoto, e 201 mm/ano para águas de vazamentos na rede de abastecimento urbano. Essa metodologia associa zonas específicas na cidade e períodos de recarga diferenciados, seguindo a Equação 5.

:

$$C(i, j, t) = \frac{1}{R(j, t')} \left[\frac{Rm(j, t')Cm(i, j, t') + Rs(j, t')Cs(i, j, t')}{Rp(j, t')Cp(i, j, t')} \right]$$

(Eq. 5)

Onde: $C(i, j, t)$ = concentração média; C_m = concentração média na rede de abastecimento de água; C_s = concentração média na rede de esgoto sanitário; C_p = concentração média na precipitação; R_m = recarga de rede de abastecimento de água; R_s = recarga de rede de esgoto sanitário R_p = recarga na precipitação; j = representação espacial em diferentes zonas

da cidade; i = concentração dos solutos (Cl, SO₄, Nitrogênio total) e t = período que a recarga ocorre a partir da superfície do solo.

Saha et al. (2013), também utilizando a metodologia do balanço de massa, aplicaram o estudo para diferenciar recargas antrópicas a partir das assinaturas isotópica e iônica com relação a Cl⁻ e condutividade elétrica. O aquífero é marcado pela heterogeneidade litológica do pré-cambriano sotoposto ao material intemperizado, onde o aquífero fraturado possui esta condição até 200m de profundidade. Foram identificados 03 tipos de composições isotópicas que representam diferentes fontes de recarga, sendo a água da chuva a maior delas, e algumas áreas com alta condutividade elétrica e baixo Cl⁻ representam alta renovabilidade das águas (*Id.*, 2013).

Outros trabalhos, como Lerner et al., (1999), Wanfried & Hirata (2005), Tubau et al. (2017), He et al. (2009), Ficher et al. (2003) e Foulquier (2009) também utilizam o método do balanço de massa de solutos, direcionando-o ao ajustamento de modelos matemáticos ou

a comparação dos resultados de quantificação de recargas em aquíferos urbanos.

Modelagem Matemática

A aplicação de modelos matemáticos tem crescido, principalmente pelo avanço das técnicas e metodologias utilizadas para modelagem de sistemas de fluxo utilizando majoritariamente a equação de Darcy (Equação 6) (Hantush, 1956). Esses modelos geralmente são acrescidos com dados de campo para que haja o ajustamento e validação. Desse

$$R = \frac{Qc}{Ac} = \frac{k'}{m'} \Delta h$$

modo, a maioria

dos modelos são aplicados em integração com dados de campo, sejam de qualidade da água, flutuação do nível potenciométrico ou de balanço hídrico.

(Eq. 6)

Onde: Qc = volume de água que passa através de uma camada ou secção subterrânea; Ac = área; K = condutividade hidráulica vertical; m = espessura da secção ou camada confinante.

Nessa perspectiva, Abe et al. (2017) realizam modelagem com o suporte de análises

isotópicas das diferentes fontes de recarga. Para análise de isótopos estáveis, foi realizado a coleta de chuvas em um período de um ano; análise de isótopos em VSMOW, ^2H e ^{18}O , com acurácia de $\pm 0,5\%$ e $\pm 0,1\%$. A modelagem foi realizada no MODFLOW versão com distribuição da carga hidráulica do período seco e período chuvoso. O estudo mostrou que há maior elevação do nível estático na área mais urbanizada, associadas as recargas de fontes antropogênicas. Newcome (2014) realizou modelagem baseada em dados pluviométricos aplicando a Lei de Darcy para descrever o comportamento da chuva ao ser infiltrada. Assim, foi aplicado o Modelo Hydros 2D, observado para o futuro (2099 – 2100) que as recargas serão de 1750 – 3710 mm/ano, onde a ordem de magnitude irá crescer (130 – 730 mm/ano). Como se pode observar, a modelagem pode ser compreendida como método complementar de predição de recargas futuras.

Wanfried & Hirata (2004) realizaram a estimativa de recarga com a equação de Darcy e medições de nível de água entre setembro de

2003 e Janeiro de 2004. Foi considerado que o modelo com a equação de Darcy é bastante sensível as variações de condutividade hidráulica. Portanto, em meios anisotrópicos deve se ajustar a malha de amostragem de parâmetros hidrogeológicos para o bom funcionamento do modelo.

TENDÊNCIAS ATUAIS DA QUANTIFICAÇÃO DE RECARGA EM AQUÍFEROS URBANOS

Os estudos que trabalharam a temática dos aquíferos urbanos se prontificam a pesquisar principalmente a recarga hídrica de aquíferos e sua influência na quantidade e qualidade da água subterrânea, bem como a influência da evolução e aumento da população das cidade (Peixoto et al., 2017).

Entre os anos de 1999 e 2003 ocorreu uma difusão e sistematização dessa temática, com estudos de Foster et al. (1999), Lerner (1999, 2001) e Barret et al. (1999); a quantidade de artigos publicados nessa temática começou a crescer novamente a partir de 2009, quando muitos estudos passaram a aplicar modelos matemáticos ajustando os

modelos com métodos de balanço de solutos e variação do nível da água. Esses métodos são muito utilizados atualmente, porém para sua aplicabilidade é necessária boa informação de parâmetros hidrogeológicos acurados e precisos, principalmente com relação à condutividade hidráulica (Healy e Cook, 2002) (Vasconcelos et al., 2013).

A busca para melhorar o gerenciamento hidroambiental na cidade vem fomentando o aumento de publicações sobre recargas de aquíferos urbanos. Muitos trabalhos relacionam aspectos de uso do solo causando ou provocando mudanças na *input e output* de água nesses sistemas aquíferos (Howard (2014), Wakode et al. (2018), Peixoto et al. 2017), Vystavna et al (2018). Com base em vários desses estudos, muitas ações de restrição do uso do solo vêm sendo propostas para o controle quali-quantitativo dos aquíferos. Foster et al. (2010) recomendam: 1º

- Definição de áreas com nível crítico de exploração; 2º - critério claros para o uso e definição de taxas máximas de bombeamento; controle municipal; 3º - maximização do uso potencial de despoluição do aquífero; 4º - monitoramento periódico com aplicação de modelos de predição.

Para dar subsídio às ações de gerenciamento de recursos hídricos integrados no meio urbano, é necessário que haja pesquisas que expliquem o mecanismo de recarga dos aquíferos urbanos de modo a associar o uso e ocupação do solo com suas diversas variáveis no meio urbano, e a influência destes sobre a qualidade e quantidade da água subterrânea nesses reservatórios. Para isso, é essencial o desenvolvimento de metodologias mais integrativas para melhor quantificar essas recargas.

CONCLUSÃO

A investigação dos aquíferos urbanos passa pela visão sistêmica de entrada, saída e

circulação da água de diferentes fontes. Para desenvolver estratégias mais sustentáveis de

gerenciamento desses aquíferos é necessário que se identifique as fontes potenciais de recarga antropogênica e seus mecanismos de funcionamento. Os estudos sistematizados desse tema começaram a ser aplicados no final da década de 1990, sendo que as metodologias mais aplicadas vem sendo o balanço hídrico, variação do nível da água subterrânea; balanço de solutos e isótopos e os métodos de modelagem matemática. Os estudos mais atuais procuram desenvolver estratégias integrativas dessas metodologias, aliando dados de uso e cobertura da terra, infraestrutura hídrica e serviço de esgotamento sanitário.

Foi percebido, que em alguns casos, o método do balanço hídrico, associado às respostas da variação do nível estático, identificou de 5% a 24% de aumento de recarga proveniente de fontes antropogênicas.

Quanto ao método de variação do nível estático associado análise de isótopos, foi identificado que 22 % a 50% de recarga são provenientes de águas servidas e vazamentos na rede de abastecimento de água. Enquanto ao

empregar somente o método de variação do nível estático, verificou-se uma variação de 1,5% a 59,6% em um mesmo estudo, isso porque o parâmetro de condutividade hidráulica possui grande peso para o resultado de volume, a mínima variação deste pode provocar resultados bem diversos.

Os métodos de recarga baseados em modelos matemáticos de predição, apontam para um aumento da recarga em consequência ao aumento da urbanização. Contudo, vários estudos mostraram que há diminuição e aumento do nível estático em função de características da cidade. Por exemplo, em zonas periurbanas pode haver considerável declínio em função da exploração, e em áreas mais urbanizadas, existe tendência de estabilização ou aumento do nível freático devido recargas antropogênicas. A influência das características urbanas nesse processo merece ser melhor investigada.

Os trabalhos acerca de aquíferos urbanos precisam visar a instrumentalização para produzir informações concretas e acuradas. Para isso as metodologias que trabalham com

balanço de solutos foram mais extensivamente utilizadas, e por isso, provavelmente tem melhores resultados com relação as demais. Contudo, o uso múltiplo de metodologias de recarga de aquíferos urbanos em um mesmo estudo possui melhores resultados, por conta da análise comparativa entre os dados levantados.

Devido à grande influência da cidade na recarga dos aquíferos, o gerenciamento das águas subterrâneas no meio urbano precisa

incorporar medidas de planejamento urbano, produzindo dispositivos legais de restrição de uso da terra.

O conhecimento dos mecanismos da recarga urbana em contextos naturais e urbanos diferenciados precisa ser melhor desenvolvido, principalmente nas cidades dos países subdesenvolvidos que possuem carências e diversos problemas de falta de acesso a saneamento básico.

REFERÊNCIAS

ABE, H.; TANG, C.; TAKEUCHI, N.; KONDOH, A. Influence of Seasonal Pumping on Groundwater Sources and Flow System, Nagaoka Plain, Japan. *Groundwater*; v. 56, n. 3: p. 470-481, 2017.

BARRETT, M. H.; HISCOCK, K. M.; PEDLEY, S. LERNER, D. N.; TELLAM, J. H.; FRENCH, M. J. Marker species for identifying urban groundwater recharge sources: a review and case study in Nottingham, UK. *Wat. Res.* V.33, n. 14, p. 3083 – 3097, 1999.

CHAE, G. YUN, S.; KIM, D.; KIM, K.; JOO, Y. Time-series analysis of three years of groundwater level data (Seoul, South Korea) to characterize urban groundwater recharge. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 43, p. 117–127, 2010. DOI 10.1144/1470-9236/07-056.

DOVERI, M. & MUSSI, M. Water Isotopes as Environmental Tracers for Conceptual Understanding of Groundwater Flow: An Application for Fractured Aquifer Systems in the “Scansano-Magliano in Toscana” Area

(Southern Tuscany, Italy): *Water*, v. 6, n. 8, p. 2255-2277, 2014.

EISWIRTH M. Hydrogeological factors for sustainable urban water systems. NATO Science Series IV Earth and Environmental Sciences, vol 8, pp 159–184, 2002.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMÉTRIO, J. G. A. (Coord.) *Hidrogeologia : Conceitos e Aplicações*. 3ª ed. rev. ampl. Rio de Janeiro: CPRM, 812 p. 2008,

FETTER, C. W. *Applied Hydrogeology*. New Jersey: Prentice Hall, 1994.

FENN, D. HANLEY, K., DE GEARE, T. . Use of the Water Balance Method for predicting leachate generation from solid waste disposal sites. US Environmental Protection Agency Report. 1995

FOSTER S, HIRATA R, GARDUNO H, TOVEY C. Urban groundwater use policy—balancing benefits and risks. GW-MATE strategic overview series N° 3. World Bank, Washington, 2010,

FOSTER, S. S. D. & CHILTON, P. J. Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. *Hydrogeology Journal* v.12, p.115–120, 2004.

FOSTER, S. S. D.; MORRIS, B. L.; CHILTON, P. J. Groundwater in urban development: a review of linkages and concerns. Symposium HS5, Birmingham, July 1999). IAHS Publ. N° 259, 1999.

FOULQUIER, A. MALARD, F.; BARRAUD, S. GILBERT, J. Thermal influence of urban groundwater recharge from stormwater infiltration basin. *Hydrol. Process.* v.23, 1701–1713. 2009, DOI:10.1002/hyp.7305

HAN, D.; CURRELL, M. J.; CAO, G. HALL, B. Alterations to groundwater recharge due to anthropogenic landscape change. *Journal of Hydrology*, v. 554, p. 545–557, 2017. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.018.

HANTUSH, M.S.,. Analysis of data from pumping tests in leaky aquifers. *Trans. Am. Geophysics Union*, 37: 702--714. 1956.

- HE, B. WANG, Y. TAKASE, K.; MOURI, G. RAZAFINDRABE, B. Estimating land use impacts on regional scale urban water balance and groundwater recharge. *Water Resour Manage* v. 23, p.1863–1873. 2009, DOI 10.1007/s11269-008-9357-2
- HEALY, R. W. & COOK, P. G. Using Groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal* (2002) v. 10, p. 91–109. DOI 10.1007/s10040-001-0178-0
- HOWARD, K. W. F. Sustainable cities and the groundwater governance challenge. *Environment earth science*, , 73 (6), p 2543–2554. 2015 DOI 10.1007/s12665-014-3370-y
- JOO, Y.; BRUMBACK, B.; LEE, K.; YUN, S.; KIM, K.; JOO, C. Clustering of temporal profiles using a Bayesian logistic mixture model: Analyzing groundwater level data to understand the characteristics of urban groundwater recharge. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, v. 14, n 3, p. 356–373, 2009. DOI: 10.1198/jabes.2009.07100.
- KIM, Y.; LEE, K; SUNG, I. H. Urbanization and the groundwater budget, metropolitan Seoul area, Korea. *Hydrogeology Journal*, v. 9, p. 401–412. 2001 DOI 10.1007/s100400100139.
- KRUSE, E.; CAROL, E.; MANCUSO, M.; LAURENCENA, P.; DELUCHI, M.; ROJO, A. Recharge assessment in an urban area: a case study of La Plata, Argentina. v 21,n. 5, p 1091–1100, 2013. doi.org/10.1007/s10040-013-0981-4.
- LERNER, D. N.; YANG, Y. BARRETT, M. H.; TELLAM, J. H. Loading of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. Symposium HS5, Birmingham, July 1999). IAHS Publ. no. 259, 1999.
- LERNER, D. N.; & YANG, Y. Quantifying recharge at the city scale using multiple environmental tracers. Conference held at Liège, Belgium, May 2000). IAHS Publ. no. 262, 2000.
- LERNER , D. N. & HARRIS, B. The relationship between land use and groundwater resources and quality. *Land Use*

Policy, v. 26, n. 1 p. 265-273. 2004
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.005>.

LERNER, D. N. Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology Journal*, v. 10, n. 1, p 143–152, 2002.

MANNY, L.; ATMAJA, R. R. S.; PUTRA, D. P. E. Groundwater level changes in shallow aquifer of Yogyakarta City, Indonesia: Distribution and Causes. *Journal of Applied Geology*, v.1, n. 2, p. 89–99, 2016.

MAZIEIRO, T. A. & WENDLAND. E. Variabilidade Espacial da Recarga em Área Urbana. *RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v 13 n.3, 2008, p. 35-46.

MERIANO, M.; HOWARD, K. W. F.; EYLES, N. The role of midsummer urban aquifer recharge in stormflow generation using isotopic and chemical hydrograph separation techniques. *Journal of Hydrology* v. 396, p. 82–93, 2011.

MONNIER, G. Evaluation of the influence of urban development on groundwater recharge

north-east of Paris (France). *Bull Eng Geol Env* v. 59 : p. 329–342, 2001.

NEWCOMER, M. E.; GURDAK, J. J.; SKLAR, L. S. NANUS, L. Urban recharge beneath low impact development and effects of climate variability and change. *Water Resources Research*, v. 50, p. 1716-1734, 2014. doi:10.1002/2013WR014282.

PASSARELLO, M. C.; SHARP JR. J. M.; PIERCE, S. A. Estimating urban-induced artificial recharge: a case study for Austin, TX. *Environmental & Engineering Geoscience*, v. 28, n. 1, p. 25–36. 2012.

PEIXOTO, F. S.; CAVALCANTE, I. N.; SILVEIRA, R. N. C. M.; ARAÚJO, K. V. Estimativa de recargas hídricas subterrâneas potenciais voluntárias e involuntárias em áreas urbanas. *Águas Subterrâneas (São Paulo)*, v. 31, p. 104-116, 2017. 10.14295/ras.v31i1.28621.

PEIXOTO, F. S.; STUDART, T. M. C.; CAMPOS, J. N. B. Gestão das águas urbanas: questões e integração entre legislações pertinentes. v. 13, n. 2. Porto Alegre: REGA,

p. 160-174, 2016. doi
10.21168/reg.v13n2.p160-174.

SAHA, D.; DWIVEDI, S. N.; ROY, G. K.;
REDDY, D. V. Isotope-based investigation on
the groundwater flow and recharge
mechanism in a hard-rock aquifer system: the
case of Ranch urban area, India.
Hydrogeology Journal. v. 21, p. 1101–1115,
2013. doi: 10.1007/s10040-013-0974-3.

TUBAU, I.; VASQUEZ-SUÑE, E.;
CARRERA, J.; VALHONDO, C.; CRIOLLO,
R. Quantification of groundwater recharge in
urban environments. Science of Total
Environment, v. 592, p. 391 – 401, 2017.
[http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.
118.](http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.118)

VASCONCELOS, V. V.; MARTINS JR, P. R.;
HADAD, R. M.; KOONTANAKULVONG,
S. Aquifer recharge: epistemology and
interdisciplinarity. Revista Intervanional
Interdisciplinar Interthesis. Florianópolis, v.10,
n.2, p. 360-409. 2013.

VASQUEZ-SUÑE, E. CARRERA, J.;
TUBAU, I.; SANCHEZ-VILLA, X.; SOLER,

A. An approach to identify urban groundwater
recharge. Hydrol. Earth Syst. Sci., 14, 2085–
2097, 2010.

VASCONCELOS, S. M. S. Estimativa da
Recarga Subterrânea a partir do Balanço
Hídrico – Exemplo de Fortaleza, (CE).
Revista de Geologia, Fortaleza, v.7. p. 27 - 34.
1994.

VRIES, J. J. & SIMMERS, I. Groundwater
recharge: an overview of processes and
challenges. Hydrogeology Journal, v. 10, p. 5–
17, (2002), DOI 10.1007/s10040-001-0171-7.

VYSTAVNA1, Y.; DIADIN, D.; ROSSI, P.
M.; GUSYEV, M.; HEJZLAR J.;
MEHDIZADEH, R. · HUNEAU, F.
Quantification of water and sewage leakages
from urban infrastructure into a shallow
aquifer in East Ukraine. Environmental Earth
Sciences v. 77, p. 1 – 13, 2018
<https://doi.org/10.1007/s12665-018-7936-y>

WAHNFRIED, I.; HIRATA, R.; Comparação
de Métodos de Estimativa de Recarga de
Aquíferos em uma Planície Aluvionar na
Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (São Paulo).

RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, V. 10 n. 2, 15-25, 2005.

WAKODE, H. B.; BAIER, K.; RAMAKAR, J.; AZZAM, R. Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyberabad, India.

International

SoilandWaterConservationResearch (2018), <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.10.003i>.

YANG, Y.; LERNER, D. M.,; BARRET, M. H.; TELLAM, J. H. Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. Environmental Geology, v. 38 , n. 3, p. 183 – 198, 1999.

VINUTO, J, a amostragem em bola de neve na pesquisa qualitativa: um debate em aberto. Temáticas, Campinas, v. 22, n. 44, p 203-220, 2014.

ZANG, Y.; LIU, S.; CHENG, F. SHEN, Z. WetSpass-based Study of the Effects of Urbanization on the water balance components at regional and quadrat scales in Beijing, China. Water 2018, v. 10, n. 5; p. 8 – 25, 2018. doi:10.3390/w10010005

Conservação e proteção da água subterrânea: uma revisão de metodologias de mapeamento de aquíferos para o ordenamento territorial

Filipe da Silva Peixoto¹, Itabaraci Nazareno Cavalcante²

¹Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Departamento de Geografia, Avenida Professor Antônio Campos, s/n - Presidente Costa e Silva, CEP 59625-620, Mossoró, RN, BR (felipepeixoto@uern.br)

²Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geologia, Avenida Humberto Monte, s/n - Parquelândia, CEP 60020-181, Fortaleza, CE, BR (itabaracicavalcante@gmail.com.br)

RESUMO

O uso sustentável dos recursos hídricos é uma necessidade para garantir o direito do acesso à água para futuras gerações. No Brasil, apesar dos órgãos estaduais e união serem os responsáveis pela gestão dos recursos hídricos, a municipalidade possui o papel de desenvolver sistemas racionais de ordenamento territorial para minimizar os efeitos do uso e ocupação do solo sobre a água. Para isso é necessário o auxílio de metodologias de vulnerabilidade aquífera, haja vista a importância estratégica da água subterrânea para o desenvolvimento socioeconômico e sustentável do território. O referido trabalho faz uma sistematização das metodologias de aplicação da vulnerabilidade aquífera, avançando na construção desse conceito para o ordenamento territorial para conservação e proteção dos recursos hídricos subterrâneos. A vulnerabilidade aquífera e o risco associado à ação da sociedade devem compor um diagnóstico ambiental que gere subsídios para indicar áreas de diferentes graus de risco, em função do tipo de aquífero e atividades potencialmente geradoras de contaminantes.

Palavras-chave: Recursos hídricos; contaminação; aquífero; planejamento.

CONSERVATION AND PROTECTION OF THE GROUNDWATER: METHODOLOGICAL REVIEW OF THE AQUIFER MAPPING FOR TERRITORIAL ORDERING

ABSTRACT

Sustainable use of the water resource is a necessity for promote access to water for future generation. In Brazil, the stats and union, in some cases, are responsible for water resource management, while the municipality has been responsible for territorial ordering. For this, is necessary the auxiliary of aquifer vulnerability methodologies, since the strategic importance of water on socioeconomic development and territorial sustainability. This work arms to systematize the application methodologies of aquifer vulnerability, advancing in construction this concept, and addressing it to geographic and interdisciplinary approach applied to research in conservation and preservation of groundwater resources, using territorial planning as a tool. The vulnerability of the aquifer and the risk associated with anthropogenic interference, promoting the environmental diagnosis that generates subsidies to indicate different degrees of the hazard to contamination, according to the activity with contaminate potential.

Keywords: Water resource; contamination; aquifer; planning.

INTRODUÇÃO

Na atualidade, cada vez mais as condições de desenvolvimento econômico dependem da forma de equacionamento dos recursos naturais. Com uma grande demanda de recursos para o abastecimento urbano e atividades produtivas, a água é um insumo chave para viabilizar a produção agrícola e industrial (CHEN et al., 2014; ROGERS, 2006). Esta possui reconhecidamente uma quantidade constante no globo, contudo, a diminuição e mesmo esgotamento de reservatórios e perda da qualidade hídrica podem levar a custos locais e operacionais maiores e, conseqüentemente, maior escassez e menos acesso à esse recurso (OKE e KANAI, 2006).

A água é dotada de valor econômico e sua característica de uso múltiplo envolve diversos setores da sociedade, a exemplo dos diferentes setores agrícolas, industriais e abastecimento doméstico. Portanto, esse recurso estratégico é passível de ser a causa de diversos conflitos entre usuários e até mesmo entre nações (MORAG, 2010; SWAIN, 2011).

O Estado moderno, como um mediador entre interesses de diferentes grupos sociais, tem o papel de gerir a água de maneira a equacionar sua relativa condição de escassez com a partição justa e equilibrada desse recurso. Contudo, pela relação entre as condições qualitativas e quantitativas dos recursos hídrico, a gestão vai para além da alocação. Para Campos (2001, p. 23), a gestão das águas é “o conjunto de procedimentos organizados no sentido de solucionar os problemas referentes ao uso e ao controle dos recursos hídricos”. Mas envolve também a relação sociedade-natureza, à medida que a construção social dos espaços pode impactar de diferentes modos no meio ambiente, e com isso também na condição de qualidade e quantidade da água no reservatório (TUNDIZI, 2008; PEIXOTO, 2017).

O meio subterrâneo possui a parcela da água no planeta mais passível de ser explorada. Contudo, ainda não se encontram condições efetivas e eficientes de gerenciamento desse recurso. Isso se deve à falta de investimentos em pesquisas de quantificação da água subterrânea em reservatórios e deficiências no desenvolvimento de estratégias de gerenciamento e planejamento hídrico integrado entre as águas superficiais e águas subterrâneas (REBOUÇAS, 1997; JARVIS, 2005). Nos países em desenvolvimento como o Brasil, a água subterrânea é bastante utilizada como fonte de abastecimento. Villar (2016) confere a grande importância desta para pequenos municípios, sobretudo nas zonas rurais onde abastece 55,5% dos municípios rurais do Brasil.

Os reservatórios de água subterrânea são aquíferos, representados pelas formações geológicas que armazenam quantidades relativamente significativas de água e são capazes de cedê-la e, portanto, são propícios à exploração por meio de poços ou fontes (FETTER, 1994; FREEZE e CHERRY, 1987). Por se encontrar no subsolo, a água subterrânea possui maior proteção à poluição e contaminação do que as dos reservatórios superficiais (FOSTER et al., 2007; JANG et al., 2015). Contudo, a contaminação de um aquífero pode resultar na inviabilidade do uso do seu recurso hídrico durante décadas, além de custos e tempo excessivamente maiores para a descontaminação.

Medidas preventivas são as mais eficientes para a conservação dos aquíferos e das águas subterrâneas. Identificar áreas potencialmente mais vulneráveis a contaminação da água subterrânea é essencial para o planejamento territorial. A efetividade e qualidade desse tipo de zoneamento devem-se a subsídios resultantes de pesquisas científicas que promovam estratégias para o gerenciamento hídrico ambiental e territorial integrados (MURAT, 2000; LOTIF, 2014).

As propriedades distintas dos aquíferos os classificam em tipos, no que tange a potencial contaminação e envolve, sobretudo, parâmetros que indicam mais ou menos acessibilidade, ou entrada de contaminantes. Com essa temática, a vulnerabilidade aquífera se refere às características, propriedades e atributos naturais do aquífero quanto à resistência que este oferece ao acesso do contaminante à água subterrânea.

A vulnerabilidade aquífera, desse modo, pode ser determinada a partir de parâmetros intrínsecos ao aquífero como: nível estático, condutividade hidráulica, transmissividade, grau de confinamento ou não confinamento do aquífero, tipo de aquífero (meio cárstico, intersticial e fissural), tipo de litologia e grau de fraturamento das rochas (CIVITA, 1990; AUBRE, 1992; EPA, 1993; VRBA e ZAPOROZEC, 1994). Ou ainda, atributos naturais extrínsecos ao aquífero como: tipo de solo, topografia do terreno e quantificação da recarga (ALLER, 1987; JANG e CHEN, 2015; MUHAMMAD et al., 2015).

A recarga do aquífero é um parâmetro que envolve tanto a condição quantitativa, como qualitativa. Além da recarga depender direta e indiretamente da pluviosidade, pode transferir materiais contaminantes dispostos de maneira difusa, pontual ou linear na superfície do solo, seja de forma natural, ou induzida intencional ou não intencionalmente pelo homem.

A preocupação de ordenamento do território, de modo a garantir a disponibilidade de recursos para desenvolvimento econômico e garantir o abastecimento urbano, foi o motivo para os primeiros estudos cartográficos a respeito da proteção dos aquíferos. Albinet e Margat (1970) realizaram o mapeamento da vulnerabilidade aquífera no território francês em uma escala de 1:1.000.000 em função da profundidade da zona sub-saturada e de fatores que influenciam na quantidade de recarga anual.

A evolução dessa abordagem leva ao desenvolvimento do conceito de vulnerabilidade à poluição nos aquíferos. De acordo com as conclusões da *Internacional Conference Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants* realizada em 1987, a vulnerabilidade aquífera é definida como a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas às cargas poluentes. Ou seja, função apenas das características intrínsecas do aquífero.

Outro conceito importante nesse contexto é o de risco. Este se refere às atividades humanas que são potencialmente contaminantes/poluentes sobre os aquíferos e águas subterrâneas. A combinação entre a vulnerabilidade e o risco resulta no grau de perigo. O grau de perigo entendido e consagrado nas publicações internacionais como “*hazard*” se refere diretamente à probabilidade de contaminação e/ou poluição.

Kazakis e Voudouris (2015) e Gogu e Dassargues, (2000), respectivamente, definem vulnerabilidade das águas subterrâneas como vulnerabilidade intrínseca que se refere às características naturais dos aquíferos refletindo seus parâmetros hidrodinâmicos e potencial de depuração de contaminantes ou a vulnerabilidade específica que se refere ao comportamento de inserção e propagação e persistência de certo tipo de contaminante ou grupo de contaminantes com características similares.

O artigo, ora apresentado, busca sistematizar as metodologias de aplicação da vulnerabilidade aquífera, avançando na construção desse conceito como ferramenta efetiva de aplicação para o ordenamento territorial.

METODOLOGIA

O trabalho foi pautado em pesquisa bibliográfica, realizada de forma sistemática, de modo a articular as produções científicas mais relevantes relacionadas à vulnerabilidade aquífera. O levantamento ocorreu com ênfase em artigos publicados nos últimos 18 anos em periódicos científicos internacionais indexados, haja vista que foi buscado mostrar a evolução e as tendências das metodologias de vulnerabilidade aquífera e trabalhos clássicos que também foram publicados em teses, papers e relatórios técnicos.

O levantamento foi realizado por meio de pesquisa exaustiva com o método “bola de neve” quando os manuscritos começam a se repetir ciclicamente, ocorrendo assim articulação significativa entre a produção científica sobre o tema e os dados bibliográficos que compõem o artigo. De acordo com Vinutu (2014) apesar das limitações desse tipo de amostragem, ele é útil para pesquisas em grupos temáticos elementos pouco expressivos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Existe uma multiplicidade de metodologias aplicadas a conservação e proteção das águas subterrâneas. As primeiras metodologias, desenvolvidas na França na década de 70, foram aplicadas como ferramentas para o ordenamento territorial pelo estado, apontando locais menos vulneráveis para determinadas atividades econômicas ou de ocupação.

✓ **O Ordenamento territorial para a proteção e conservação das águas subterrâneas**

O termo ordenamento territorial criou forma no fundamento positivista de colocar “ordem”, nas condições de desordem material, aparando as arestas formadas pela economia de mercado e externalidades do capital. No contexto pós-segunda guerra mundial, o *Aménagement Territoire* na França, assim como o *Regional Planning* no EUA, tornaram-se sinônimos do ordenamento territorial. Esses instrumentos possuem a função de valorizar, explorar e desenvolver o território de um modo organizado (PEREZ e CHIQUITO, 2012).

Estaba (1999) foca as ações de ordenamento abordando as potencialidades de territórios para a expansão e aumento de sua competitividade sistêmica, além da superação da oposição entre desenvolvimento e preservação gerando uma efetiva conservação ambiental. A abordagem do ordenamento territorial, para além da aplicação de planos, também aplica-se no controle do uso do solo por meio de medidas de restrição, e isso se percebe no *Spatial Planning* utilizado na Inglaterra, e implantação de *Master Plans* ou Planos Diretores para o ordenamento de grandes cidades da França, Itália e Grécia (ARAÚJO, 2014). Essa estratégia foi implantada também no Brasil, onde o instrumento do Plano Diretor é usado como articulador da política urbana brasileira baseada no Estatuto das Cidades sob a Lei nº 10.257/2001 (PEIXOTO, 2017).

Araújo (2014) postula que o ordenamento territorial passou de uma abordagem estruturalista para pós-estruturalista. Há, portanto, a transição de uma abordagem racional concentrada no Estado Moderno para uma abordagem participativa, onde a sociedade tem o direito e dever de participar do planejamento e tomada de decisões no território. Contudo, a necessidade de subsídios técnicos para dar suporte às decisões vem crescendo com o aumento das demandas de espaço para atividades produtivas, serviços e assentamentos urbanos, sendo essencial para isso a efetivação da política ambiental.

O zoneamento, principalmente em áreas urbanas, tem se mostrado útil nas políticas de ordenamento territorial no Brasil. Segundo Villaça (1999) e Rezende (2006) o zoneamento as leis de zoneamento e loteamentos têm tido uma existência real e têm sido objeto do teste da prática.

O ordenamento territorial possui instrumentos que abordam diferentes perspectivas de aplicação. Erkan (2008) os define como:

- Planejamento estratégico de longo prazo - utiliza a síntese de uma visão de onde se quer chegar (objetivos), e após a aplicação ocorre avaliação para correção e remodelamento estratégica das ações. Esse processo é conhecido como avaliação de *Strengths, Weaknesses, Opportunities and Treats –SWOT*.
- Planos – aplicam-se em diferentes escalas geográficas, incluindo nacional, regional, urbana ou em recorte de bairros. Eles incluem estratégias, políticas e projetos temáticos como habitação, turismo, qualidade ambiental etc.
- Desenvolvimento de controle de locação – utiliza zoneamentos e restrições uso do solo, bem como restrições de tipos de construções operando no nível local.

Entende-se, segundo Friedmain (2005), que o processo de ordenamento se refere a suportar a melhor qualidade da vida humana por meio da equidade e justiça social, além de aspectos estéticos e ambientais. A conservação e planejamento estratégico dos recursos hídricos são necessariamente incluídos no ordenamento do território. Pois a importância desse recurso para a economia, desenvolvimento social e conservação ambiental, exigem, níveis cada vez articulados de políticas de gestão das águas e gestão do território, além de prestar informações mais precisas acerca da totalidade do objeto estudado.

As pesquisas de vulnerabilidade aquífera são essenciais nesse contexto, pois a água subterrânea é um recurso chave, sobretudo, por causa da diferenciações das propriedades hidrogeológicas e hidrodinâmicas dos aquíferos. Assim, é necessário identificar quais deles possuem maior vulnerabilidade a contaminação das águas subterrâneas em função do uso do solo. Este tipo de zoneamento permite estabelecer zonas, em variados graus de proteção, essenciais para a conservação das águas subterrâneas.

Tal perspectiva de aplicação pode definir ou compor mapas sintéticos de potencialidade e limitações do uso do solo. E, ainda, mapas de formas integradas com os sistemas ambientais classificados a partir de análise da paisagem.

✓ **Vulnerabilidade aquífera e riscos potenciais**

De acordo com a *National Resource Council* (1993) têm-se que: i) Todo aquífero possui algum grau de vulnerabilidade; ii) incertezas são inerentes a toda avaliação de vulnerabilidade; iii) em estado de vulnerabilidade aquífera existe a possibilidade de que o óbvio esteja obscurecido, seja pela complexidade do aquífero seja pela aplicação de métodos inadequados.

A dificuldade de representação de estudos de vulnerabilidade aquífera de forma absoluta é causada pela diversidade dos aquíferos e dificuldade de investigá-los, além da tentativa de aplicação das metodologias em várias áreas sem as adaptações necessárias. Assim, a avaliação relativa é mais comum e estas são importantes para o ordenamento territorial (HIRATA, 2001; MORAIS, 2016). Para Lubianetzky et al. (2015), as metodologias intrínsecas de vulnerabilidade aquífera estão proporcionalmente relacionadas à quantidade de recarga do aquífero por infiltração através da zona sub-saturada atravessando ou preenchendo poros ou fraturas.

O termo vulnerabilidade remonta a década de 1960 e foi escolhido a fim de sensibilizar a população de que mesmo a água subterrânea sendo associada à pureza, ela está passível de sofrer poluição e/ou contaminação por agentes externos (MURAT, 2000). Os primeiros estudos para cartografar a susceptibilidade dos aquíferos se basearam na sobreposição de informações de nível estático de poços, informações estratigráficas e fontes potenciais de poluição, para definir estratégias de conservação das águas subterrâneas na França (ALBINET e MARGAT, 1970). O mesmo autor considera, para isso, 03 princípios básicos: a) Entrada de poluentes no sistema - introdução de fluidos por meio da parte superficial do solo, quando o aquífero é livre; b) A propagação - dependente das condições de movimento das águas subterrâneas, refletidas pelo grau de permeabilidade do meio aquífero, propriedades hidrodinâmicas de condutividade hidráulica e transmissividade, esses são parâmetros que permitem mensurar essa condição; c) Persistência do poluente - interrupção da fonte poluente e persistência deste no aquífero por dezenas e até centenas de anos, mesmo que cessada a fonte contaminante.

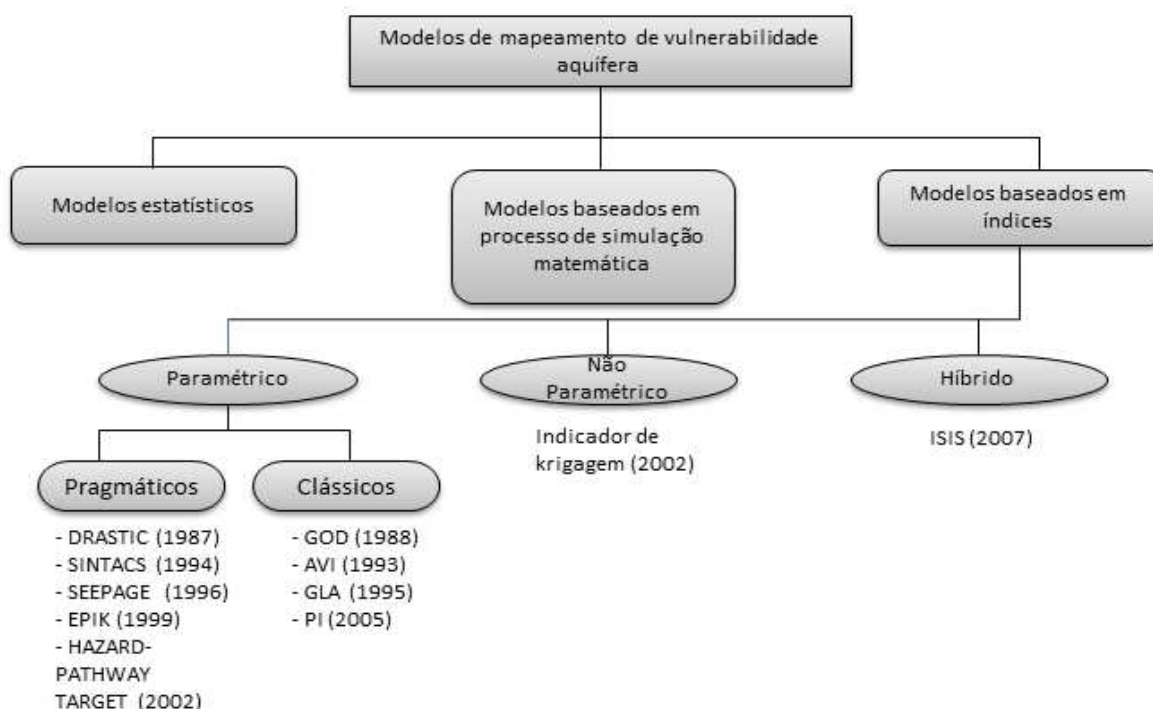
Assim, a vulnerabilidade aquífera continua sendo o principal fundamento para as metodologias aplicadas a conservação e proteção dos recursos hídricos subterrâneos. Vrba e Zaporozec (1994) as classificou em 03 distintos grupos: a) Ambientes hidrogeológicos: baseiam a avaliação da vulnerabilidade, em termos qualitativos, nas características gerais do ambiente, usando mapas temáticos (ALBINET e MARGAT, 1970); b) Modelos análogos: utilizam expressões matemáticas para os parâmetros essenciais, tais como tempo de trânsito médio na zona vadosa como indicadores do índice de vulnerabilidade (MONKHOUSE, 1983); c) Sistemas paramétricos: usam parâmetros selecionados como indicadores de vulnerabilidade e aplicam seu espectro de valores e interações para produzir alguma forma de índice de vulnerabilidade relativo ou absoluto. Incluem como exemplo desse, o consagrado método DRASTIC de Aller et al.(1987).

Outros tipos de classificação descritos por Evans e Maidment (1995) colocam que há 03 tipos de modelos que agrupam as metodologias de vulnerabilidade aquífera: (1) Métodos baseados em índices paramétricos - estes utilizam pesos para diferentes indicadores gerando mapas sintéticos; (2) métodos empregando modelos de simulação - nestes são aplicados fundamentos físicos e matemáticos de interação entre o meio, a água e o contaminante, identificando o seu comportamento na água subterrânea; (3) modelos estatísticos usados para testar outros métodos e identificar variáveis mais importantes, e em seguida, testar a eficiência do método, por meio de análises geoestatísticas calibradas por amostras de campo servindo, portanto, de base para modificações de outros métodos paramétricos ou de simulação.

Kumar et al. (2015) similarmente, entendem que os modelos de mapeamento da vulnerabilidade aquífera são divididos em: modelos estatísticos, processos baseados em simulação matemática e modelos baseados em índices. Estes últimos podem ser divididos em paramétrico, não paramétrico e híbrido (Figura 1). Os métodos paramétricos são mais utilizados à medida que não incubem aos modelos computacionais a totalidade das decisões dos níveis de vulnerabilidade criados e, assim, dão mais autonomia ao pesquisador.

Há uma evolução perceptível nas metodologias de vulnerabilidade aquífera e estas vêm sendo modificadas a partir de aplicações mais gerais para aplicações específicas, sendo criadas metodologias mais aplicadas a diferentes tipos de aquíferos, e resultados cartográficos de vulnerabilidade e risco associados localmente, enquanto os modelos estatísticos também têm sido desenvolvidos, porém de maneira menos intensa que os métodos paramétricos (KUMAR et al., 2015; BRINDA e ELANGO, 2015)(Quadro 1):

Figura 1 - Modelo esquemático de tipos de vulnerabilidade aquífera



Fonte: Adaptado de Kumar et al. (2015)

Quadro 1 - Principais metodologias de estudo da vulnerabilidade aquífera

Referência	Nome do método	Variáveis utilizadas	Aplicações
Le Grand (1964)	<i>Surface impoundment Assessment</i>	Profundidade da zona subsaturada; Recarga; Qualidade da água;	Avaliação da água subterrânea para o uso

		Periculosidade do material	
Hargerty (1973)	<i>Site Ranking System</i>	Solo; condutividade hidráulica; sorção; tamponamento químico; hidrodinâmica; população	Análise de disposição de produtos químicos
Taltasse (1972)	Sem nome	Geologia (litologia; estrutura)	Vulnerabilidade aquífera
Philips et al. (1977)	<i>Waste-soil Interaction Matrix</i>	Efeitos na saúde; Característica do produto químico; Comportamento do produto; Capacidade de atenuação do solo; Hidrogeologia; Características do local	Análise de disposição de resíduos sólidos e líquidos e novas indústrias; Vulnerabilidade específica
Kulfs (1980)	<i>Site Ranking Methodology</i>	População; Uso da água; Uso local; Degradação ambiental; Contaminação; Profundidade do nível d'água; Pluviometria; Permeabilidade; Característica do resíduo	Análise de disposição de resíduos sólidos e líquidos e novas indústrias; Vulnerabilidade específica
Silva et al. (1980)	Tpe	Velocidade da água subterrânea; Porcentagem de argila; Atividade potencialmente contaminante; Exploração dos aquíferos	Áreas de perigo à contaminação
Duarte (1980)	Mapa de vulnerabilidade	Litologia; Área de recarga e descarga	Vulnerabilidade geral
Caldwell et al. (1981)	Hazard Ranking System	Migração-característica do meio e resíduo; Quantidade de produto; População próxima; Explosão e fogo; Contato direto	Áreas prioritárias para limpeza do aquífero
Western Michigan University (1981)	<i>Brine Disposal Methodology</i>	Método de disposição; Volume; Geologia; Densidade de poços de petróleo; Proximidade dos poços de água	Avaliação de águas de formação em campos de petróleo e gás; Vulnerabilidade específica
Le Grand (1983)	<i>Landfill Site Ranking (Método Le Grand-Brown)</i>	Distância aterro e poços produtores; Profundidade do nível d'água; Gradiente do aquífero; Permeabilidade; Capacidade de atenuação	Avaliação de aterros sanitários novos e em operação; Vulnerabilidade específica
Haertle (1983)	(sem nome)	Composição do solo; Espessura da camada não-saturada.	Vulnerabilidade de aquíferos não-confinados

Rao <i>et al.</i> (1985)	<i>Pesticide Index</i>	Característica físico-química do pesticida; Clima; Perfil do solo; Cultura	Avaliação de pesticidas, uso normal; Vulnerabilidade específica
Aller (1987)	DRASTIC	Profundidade da zona sub-saturada; recarga; meio aquífero; topografia; impacto da zona vadosa; condutividade hidráulica	Vulnerabilidade aquífera
Carter <i>et al.</i> (1987)	<i>Groundwater Vulnerability Map for Nitrate</i>	Tipo de solo; Características hidráulicas; Litologia	Avaliação do potencial de lixiviação de nitrato; Vulnerabilidade à contaminante específico
Marcolongo & Pretto (1987)	(sem nome)	Condutividade hidráulica da zona não saturada; Profundidade da água subterrânea; Umidade do solo; Recarga real.	Vulnerabilidade geral, baseado na teoria do fluxo-pistão
Foster & Hirata (1988)	GOD	Tipo de aquífero; litologia da zona vadosa; profundidade da zona subsaturada	Vulnerabilidade aquífera
Civita <i>et al.</i> (1990)	SINTACS	Profundidade da água subterrânea; tipo de solo; infiltração; aquífero; litologia da zona subsaturada; condutividade; topografia	Vulnerabilidade aquífera
Adams & Foster (1992)	Sem nome	Característica litológica; permeabilidade; profundidade da zona subsaturada	Vulnerabilidade aquífera
Foster & Hirata (1993)	Saneamento <i>in situ</i>	Tipo de aquífero; Litologia da zona vadosa; profundidade da zona subsaturada; qualidade da água.	Vulnerabilidade aquífera e risco quanto ao saneamento básico
Van Stempvoot <i>et al.</i> (1993)	AVI	Profundidade da zona subsaturada; espessura da camada sedimentar; condutividade hidráulica	Vulnerabilidade aquífera
Auge (1997)	EKv	Espessura da zona subsaturada; e permeabilidade da zona subsaturada	Vulnerabilidade aquífera
Doerfliger <i>et al.</i> (1990)	EPIK	Cobertura protetora; condições de infiltração; desenvolvimento da rede do ambiente cárstico e recarga.	Vulnerabilidade aquífera em meios cársticos
Auge (2004)	AUGE	Potencial Hidraulico; Transmissividade vertical	Vulnerabilidade em aquíferos semiconfinados

Chachadi; Lobo-Ferreira (2005)	GALDIT	Tipo de aquífero; condutividade hidráulica do aquífero; peso da água subterrânea sobre a água do mar; Distância para a costa; impacto existente da intrusão salina; espessura do aquífero mapeado.	Vulnerabilidade de aquíferos costeiros quanto a intrusão salina.
Vías et al. (2006)	<i>Concentration of flow; overlying layers; precipitation - COP</i>	Concentração do fluxo; camadas sobrepostas; precipitação pluviométrica.	Vulnerabilidade em aquíferos cársticos
Andrade; Stigter (2009)*	<i>Multi-method assessment of nitrate and pesticides</i>	Litologia; cobertura de cultivos; profundidade da zona subsaturada	Vulnerabilidade de aquíferos aluviais à contaminação por nitrato e pesticidas proveniente do uso agrícola.
Maia (2011)	MAIA	Profundidade da água; Espessura do solo; Declividade do terreno; Capacidade Específica; Recarga Potencial; Densidade de fraturas; Transmissividade	Vulnerabilidade aquífera geral
Boi-Roura et al (2013)	<i>Regression Model Assesement of Nitrate</i>	Nitrogênio disponível para incorporação em água subterrânea; Tipo de aquífero; presença de solos bem drenados; percentual de terras irrigadas; indicador de presença de processo de desnitrificação	Vulnerabilidade aquífera geral quanto a contaminação por nitrato proveniente de uso fertilizantes agrícolas
Makonto; Dippenaar (2014)	<i>Recharge, Depth to Water Table, Soil type; Slope - RDSS</i>	Recarga; profundidade da zona subsaturada; tipo de solo; condutividade hidráulica vertical da zona saturada.	Vulnerabilidade Aquífera
Lubianetzky et al. (2015)	<i>Vulnerability Assessment Method</i>	Pluviosidade; topografia; Rochas fraturadas (transmissividade - $T/[m^2/dia]$); meio poroso c (yrs).	Vulnerabilidade de aquíferos fissurais ou fraturados.
Kazakis & Voudouris (2015)	DRASTIC - PA; DRASTIC – PAN	Tipo de aquífero; tipo de solo; impacto da recarga direta na zona vadosa; profundidade da zona subsaturada; espessura do aquífero; perdas de nitrogênio no solo e resistência hidráulica.	Vulnerabilidade aquífera geral à contaminação por nitrato em áreas rurais.
Oke et al. (2016)	RTt – <i>Rain Travel Time</i>	Quantidade de chuva que infiltra e	Vulnerabilidade aquífera para meio intersticial

		percola no solo; o tempo de viagem (<i>Travel time</i>) é baseado em: profundidade da zona saturada, condutividade hidráulica de cada camada; taxa de infiltração; diferença entre a maior e menor altitude; porosidade efetiva; número de camadas superficiais ou subsuperficiais até o topo do aquífero.	
Morais (2016)	GATNEK	Granulometria; Ambiente hidrogeológico; transmissividade; nível estático; condutividade hidráulica.	Vulnerabilidade de aquíferos intersticiais

Fonte: Elaboração própria

*nesta metodologia foi utilizado levantamento de parâmetros por meio determinístico estocástico e multivariado neste último, trabalhando com análise fatorial de correspondência.

Modelos não paramétricos baseados em indicadores expressos por modelos interpoladores como krigagem e regressão múltipla são aplicados para o mapeamento da vulnerabilidade aquífera como foi realizado por Morais (2016), além de métodos que trabalham a predição de dados para a análise e avaliação dos métodos de vulnerabilidade aquífera. Boy-Roura et al. (2013), por exemplo, desenvolvem um método de análise de risco baseado em dados de concentração de nitrato na água subterrânea com a aplicação de interpolação de regressão linear múltipla, cruzando com dados da hidrogeologia local, uso agrícola e ocupação do solo na região de Osona – Espanha.

Também existem diversos modelos desenvolvidos em aplicações específicas com modificações a partir de metodologias preexistentes. O DRASTIC, por ser uma metodologia muito difundida e sendo uma das primeiras a ser desenvolvida, é a mais utilizada nessa situação (Jang et al., 2015; Kazakis e Voudouris, 2015). Enquanto Chen et al (2014), Ribeiro (2000) e Antonakos e Lambrakis (2007) desenvolveram um método híbrido, incorporando complementos para aplicações mais específicas a partir do DRASTIC.

Métodos matemáticos são pouco utilizados atualmente por conta das incertezas presentes nas diferentes características e parâmetros aquíferos, dificultando a predição dos modelos. Hazic et al. (2015) formularam um modelo conceitual para analisar a diferença básica da quantidade e velocidade da recarga que ocorre nos aquíferos de Sokolovic - Bósnia, e a metodologia foi aplicada de acordo com a diferenciação da equação básica de fluxo da água subterrânea.

A metodologia DRASTIC

Dentre as metodologias de vulnerabilidade aquífera mais utilizados, o DRASTIC trabalha com os seguintes parâmetros: *Depth to water table; Recharge; Aquifer media; Soil media; Topography; Impact of vadose zone; hydraulic conductivity*, baseados em índices a partir de sua integração. Os pesos dos elementos que formam o índice é determinado arbitrariamente a partir de intervalos que variam conforme o parâmetro, e de acordo com Aller et al (1987) os pesos dos parâmetros variam de 1 (menos importante) a 5 (mais importante), enquanto a faixa de classificação varia de 1 à 10 de menos para mais importante.

Os diferentes parâmetros possuem pesos distintos, conforme o grau de influência que estes possuem na vulnerabilidade aquífera (Quadro 2).

Quadro 2 - Peso (ponderação) para os parâmetros do DRASTIC

Parâmetros	Peso (ponderação) (R)
------------	-----------------------

<i>Depth</i>	Profundidade da zona sub-saturada (R_d)	5
<i>Recharge</i>	Recarga (mm/ano) (R_r)	4
<i>Aquifer</i>	Meio aquífero (R_a)	3
<i>Soil</i>	Solo (R_s)	2
<i>Topography</i>	Topografia (R_t)	1
<i>Impact</i>	Impacto sobre a zona sub-saturada (R_i)	5
<i>Conductivity</i>	Condutividade hidráulica (R_c)	3

Fonte: Aller et al. 1987

O índice que define a vulnerabilidade aquífera segundo o DRASTIC é definido conforme a Equação 1.

$$\sum_{i=1}^7 w_i * R_i \quad (\text{Equação 1})$$

Podendo ser entendida como Equação 2:

$$ID = D.R_d + R_e.R_r + A.R_a + S. R_s + T.R_t + I. R_i + C . R_c \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

ID = Índice DRASTIC;

D = profundidade da zona subsaturada que pode ser aferida através da medida do nível estático em poços localizados na área estudada.

R = Recarga relativa à quantidade de água que entra anualmente no sistema aquífero, ou seja, trata-se da reserva renovável, o que permite inferir o grau de renovabilidade da água subterrânea. A quantificação da recarga em milímetros (mm) pode ser dada por métodos racionais como o balanço hidroclimatológico a partir da equação de Tomtwait e Matter (1955) modificada por Castany (1971), ou por meio empírico de medição direta a partir da oscilação sazonal da zona saturada.

A = Meio aquífero é a caracterização do ambiente hidrogeológico que determina o grau de proteção natural do aquífero. O meio aquífero está relacionado à litologia, bem como o grau de alteração e de fratura das rochas. Isso pode ser definido por mapeamento geológico que geralmente já é realizado pelos serviços e órgãos estatais; contudo, é necessário averiguar a compatibilidade entre a escala do mapa e o estudo que se deseja realizar.

S = O tipo de solo possui influência na recarga, principalmente quanto a entrada de contaminantes no meio aquífero e depuração desses contaminantes. Assim, os tipos de solos possuem importância para a definição da vulnerabilidade aquífera.

T = A topografia está relacionada a infiltração da água no solo e, conseqüentemente, à recarga e facilidade de entrada de contaminantes no sistema aquífero. Pode ser mensurada com facilidade por modelos digitais do terreno, atendendo obviamente a escala proposta, com base na limitação da resolução altimétrica.

I = Impacto na zona subsaturada. Esse parâmetro busca quantificar o quanto a zona de aeração, ou zona vadosa, possui de resistência a passagem da água e, conseqüentemente, de contaminantes.

C - Condutividade Hidráulica do meio é uma propriedade que mede a facilidade da movimentação da água no meio (FEITOSA et al., 2008), deve ser aferida para cada camada com propriedades diferentes conforme a estratificação litológica até o aquífero, e quanto maior o valor, mais rapidamente a água se desloca no meio aquífero.

Os resultados obtidos por meio do índice DRASTIC realçam a diferença entre graus de vulnerabilidade a poluição/contaminação da água subterrânea. Os resultados não são globais, ou seja, não são passíveis de serem comparados de maneira fiel aos dados de outros estudos, mas sim entre as unidades identificadas para um mesmo local. A exemplo disso, Moura et al. (2016) chegam aos seguintes resultados aplicando esse método no município de São Gonçalo do Amarante situado na zona costeira no estado do Ceará - Nordeste do Brasil (Quadro 3).

Quadro 3 - Grau de vulnerabilidade aquífera conforme DRASTIC em São Gonçalo do Amarante - Ceará

<100	100 - 119	119 - 139	120 -159	160 - 179	180 - 199	>200
Insignificante	Muito baixa	Baixa	Moderada	Alta	Muito alta	Extrema

Fonte: Moura *et al.*, 2016

De modo arbitrário o pesquisador programa divisões acerca dos limites de graus de vulnerabilidade. Porém esses também podem ser calibrados por análises químicas que comprovem uma efetivação da contaminação da água refletindo as características do uso e ocupação do solo (Kasakis e Voudouris, 2015; Antonakos e Lambrakis, 2007).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação da vulnerabilidade aquífera é essencial para se prever a contaminação nas águas subterrâneas. A aplicação precisa ser realizada envolvendo o conceito de vulnerabilidade, que produz subsídios, na qualidade de informações cartográficas, para o planejamento e ordenamento territorial, e para conservação dos recursos hídricos subterrâneos. As metodologias mais utilizadas são baseadas em índices paramétricos. Tanto pela facilidade de informação requente para alimentar as informações demandas pela metodologia, como para desenvolver adaptações a partir de metodologias consideradas clássicas, o DRASTIC é vastamente aplicado em diferentes estudos.

As metodologias de vulnerabilidade aquífera tiveram origem no mapeamento de aquíferos, integrando, sobretudo, informações intrínsecas ao meio geológico. Com a evolução dessas metodologias, variáveis mais específicas, como transmissibilidade de meios porosos e fissurais começaram a ser incorporadas, assim como diagnósticos hidrogeológicos de ambientes cársticos associados a precipitação. Outros tipos de vulnerabilidade aquífera foram criados mediante a necessidade de investigação de impacto de determinada atividade ou de determinado contaminante potencial específico, foi o caso de *Waste-soil Interaction Matrix* quanto aos resíduos industriais, o *Brine Disposal Methodology* quanto a poços associados a extração de petróleo e o risco por contaminação por hidrocarbonetos. Além do DRASTIC - PA; DRASTIC – PAN utilizados para identificar a vulnerabilidade quanto ao nitrato gerado pela atividade agrícola.

Os métodos de vulnerabilidade aquífera têm evoluído de gerais para específicos, estes envolvendo determinados tipos de litologias ou ambientes hidrogeológicos distintos. Mas, também, é necessário que haja avanço na implementação de modelos que analisam a vulnerabilidade e o risco de maneira combinada, alcançando resultados mais próximos a realidade e permitindo, assim, sua aplicabilidade em ambientes fortemente impactados, como no meio urbano.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, B.; FOSTER, S. Land-surface zoning for groundwater protection. *Journal Institution of Water and Environmental Management*, vol. 6, n 4, p. 312-319, 1992.
- ALBINET, M.; MARGAT, J. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. *Bulletin du BRGM (deuxième série)*, N° 4, p. 13-22, 1970.
- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J.H., PETTY, R., HACKETT, G. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution in potential using hydrogeologic settings. EPA/600 2- 87035, 1987.
- ANDRADE, A.; STIGTER, T. Y. Multi-method assessment of nitrate and pesticide contamination in shallow alluvial groundwater as a function of hydrogeological setting and land use. *Agricultural Water Management*, Vol. 96, n 12, p. 1751-1765, 2009.
- 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*, vol. 333, n° 2, p. 288-304. 2007.
- AUBRE, F. Développement d'une nouvelle méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux, Paris: département de l'eau, 1992.
- AUGE M. P. Investigación hidrogeológica de La Plata y alrededores. Universidad de Buenos Aires. Tesis Doctoral: Buenos Aires, 1997. P. 171
- _____, M. P. Vulnerabilidad de acuíferos. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*. Curitiba, 2004, vol. 4, p. 97-103.

- BOY-ROURA, M.; NOLAN, B. T.; MENCÍÓ, A.; MAS-PLA, J. Regression model for aquifer vulnerability assessment of nitrate pollution in the Osona region (NE Spain). *Journal of Hydrology*, vol. 505, p. 150-162. 2013
- CALDWELL, S.; BARRET, K.; CHANG, S. Ranking system for releases of hazardous substance. In: National conference on management of uncontrolled hazardous waste sites, Anais.. Washington D.C. Silver Spring, M.D. Hazardous Material Control Research Institute, p. 14-20. 1981
- CARTER, A.; PALMER, R.; MONKHOUSE, R. Mapping the vulnerability of Groundwater to pollution from agriculture practice particularly in respect of nitrate. In: International conference on vulnerability of soil and groundwater to pollutant. **Anais..**The Hague: TNO Committee on Hydrological Research; Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Noordwijk, 1987.
- CASTANY, G. Tratado Práctico de las Aguas Subterráneas. Ed. Omega, Barcelona, 1971.
- CHACHADI, AG, LOBO-FERREIRA, J. P. Assessing aquifer vulnerability to seawater intrusion using GALDIT method: part 2-GALDIT indicator descriptions. IAHS and LNEC, Proc. The fourth inter celtic colloquium on hydrology and management of water resources. Anais..Universidade do Minho, Guimarães, 2005.
- Chen, Z.; NGO, H.H.; GUO, W.; LIM, R.; Wang, X.; O'HALLORAN, K.; LISTOWSKI, A.; CORBY, N.; MIECHEL, C. A comprehensive framework for the assessment of new end uses in recycled water schemes. *Science of the Total Environment*, vol. 470, p. 44-52. 2014.
- CIVITA, M. La valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento [Assessment of aquifer vulnerability to contamination]. Proc. 1 st Conv. Naz. Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Technologie e Obiettivi, Marano sul Parano des Sciences et Génie, 1990.
- DOERFLIGER, N.; JEANNIN, P.Y. ZWAHLEN, F. Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environ Geol*, vol. 39, p. 165–176, 1990.
- DUARTE, U. Geologia ambiental da área de São Pedro, SP: vetor águas subterrâneas. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1980.
- ERKAN, P. A New and soft urban planning paradigm: the strategic spatial planning. *Debreceni műszaki közlemények*, , vol. 2, n 1, p. 89-100. 2008.
- ESTABA, R. M. La descentralización y la ordenación del territorio de Venezuela: estrategias hacia la modernidad. *Scripta Nova. Revista eletrônica de geografia y ciencias sociales*. Barcelona: Universidad de Barcelona, vol. 54, p. 123 – 134. 1999.
- EVANS, T. A.; MAIDMENT, D. R. A. Spatial and statistical assessment of the vulnerability of texas groundwater to nitrate contamination. *CRWR Online Report*, vol. 95, nº 2, p. 232, 1995.
- FETTER, C. W. *Applied hydrogeology*. 3 ed. Springer: Berlin, 1994.
- FOSTER, S.; HIRATA, R.C.A. Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data. CEPIS/PAHO/WHO. Lima, 1988.
- FOSTER, S; HIRATA, R. C. A. O. Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.
- FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. *Groundwater: Quality protection*. Washington Dc: The World Bank, 2007.
- FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. *Groundwater*. Prentice-Hall International, London, 1987.
- GOGU, R.C., DASSARGUES, A. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology*, vol. 39, n 6, p. 549–559. 2000.
- HAERTLE, A. Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps. *Groundwater in Water Resources Planning*, n 142, p. 1073-1085, 1983.
- HARGERTY, J. D.; PAVONI, J. L.; HEER, J. E. *Solid water management*. New York, 1973.
- HIRATA, R. C. A. Oito perguntas e oito tentativas de respostas sobre a vulnerabilidade à poluição de aquífero. Anais.. In: I Seminario-Taller. Protección de Acuíferos Frente a la Contaminación: metodología. Toluca, México, 2001.
- JANG, C.; LING, C.; LIANG, C.; CHEN, S. Developing a reliable model for aquifer vulnerability. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. vol. 30, n. 1, p. 175-187, 2016.

- JANG, C.; CHEN, S. Integrating indicator-based geostatistical estimation and aquifer vulnerability of nitrate-N for establishing groundwater protection zones. *Journal of Hydrology*, vol. 523, p. 441-45, 2015.
- JARVIS, T. W. et al. International borders, groundwater flow and hydroschizophrenia. **Ground water**, , vol. 43, n. 5, p. 764-770. 2005.
- KAZAKIS, N.; VOUDOURIS, K. S. Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. *Journal of Hydrology*, vol. 525, p. 13-25, 2015.
- KULFS, C. Rating the Hazard potential on waste disposal facilities. In: National conference on management of uncontrolled hazardous waste sites, Anais.. Washington D.C. Silver Spring, M.D. Hazardous Material Control Research Institute, p. 30-41. 1980
- Kumar, P. Bansod, B. K. S.; Debnathe, S. K.; Thakur, P. .; Granshuamt, C. Index-based groundwater vulnerability mapping models using hydrogeological settings: A critical evaluation. *Environmental Impact Assessment Review*, 2015. Vol. 51, p. 38-49.
- LE GRAND, H. E. A. standardized system for evaluating waste disposal sites: a manual to accompany description and rating charts. Worthington, OH: National Water Well Association, 1983.
- LE GRAND, H. System for evaluating contamination potential of some waste disposal sites. *Journal American Water Work Association*, vol. 56, nº 8, p. 959-974. 1964.
- LUBIANETZKY, T. A.; DICKSON, S. E.; GUO, Y. Proposed method: incorporation of fractured rock in aquifer vulnerability assessments. *Environmental Earth Sciences*, vol. 74, nº 6, p. 4813-4825, 2015.
- MAIA, P. H. P. Um novo método para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos. Instituto de Geociências, Tese de doutoramento, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.
- MAKONTO, O. T.; DIPPENAAR, M. A. Aquifer vulnerability using recharge, depth to groundwater, soil type and slope to classify the vadose zone (Molototsi and Middle Letaba quaternary catchments, Limpopo Province, South Africa). *Environmental Earth Sciences*, vol. 72, n. 5, p. 1615-1623, 2014.
- MARCOLONGO, B.; PRETTO, L. Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Vicenza. Padova: Grafiche Erredici. 13 p. (Publicación CNR-GNDICI-CNR n. 28), 1987.
- MONKHOUSE, R. A. Vulnerability of aquifers and groundwater quality in the United Kingdom. Nottingham, Reino Unido: Institute of Geological Sciences Report, 1983.
- MORAG, N. Water, Geopolitics and State Building: The Case of Israel. *Middle Eastern Studies*, vol. 37, n. 3, p. 179-198, 2010.
- MORAIS, J. B. A. Vulnerabilidade e risco à poluição: contaminação das águas subterrâneas na zona portuária do Pecém - Ceará. Tese de doutoramento, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.
- MOURA, P.; SABADIA, J. A. B.; CAVALCANTE, I.N. Mapeamento de Vulnerabilidade dos Aquíferos Dunas, Barreiras e Fissural na Porção Norte do Complexo Industrial e Portuário do Pecém, Estado do Ceará. *Geociências (São Paulo. Online)*, vol. 35, p. 77-89, 2016.
- MUHAMMAD, A. M. ZHONGUAN, T.; DAWOOD, A. S.; EALR, B. et al. Evaluation of local groundwater vulnerability based on DRASTIC index method in Lahore, Pakistan. *Geofísic Internacional*, vol. 1, n. 54, p. 67-81. 2015.
- MURAT, V. Étude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution application aux aquifères granulaires du Piémont Laurentien. Thèse du doctorat, Université Du Québec, Québec, 2000.
- PEIXOTO, F. S. SILVEIRA, R. N. C. M. Watershed: trends and approach of applicability in urban environment. *Revista Brasileira de Geografia Física*, vol. 10, nº 3, p. 767-783. 2017.
- PHILIPS, C.; NATHWANI, J.; MOOIJ, H. Development of a soil-waste interaction matrix for assessing land disposal of industrial wastes. *Water Resources Research*, Washington, D.C. vol. 11, p. 859-868, 1977.
- RAO, P. S. C.; HORNSBY, A. G.; JESSUP, R. E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Soil and Crop Science Society of Florida proceedings*, vol. 44, p. 1-8. 1985.
- REBOUÇAS, A. C. Água na Região Nordeste: desperdício e escassez. *Estudos Avançados*, São Paulo, vol. 29, nº 11, p. 127-154, 1997.

REZENDE, D. A. Planejamento estratégico municipal como proposta de desenvolvimento local e regional de um município paraense. Ver. FAE, Curitiba,, vol. 9, n. 2, p. 87 – 104, 2016.

ROGERS, P. P. Water governance, water security and water sustainability. In: Rogers, P. P. et al. (Ed.) Water crisis: myth or reality? London: Fundación Marcelino Botín, Taylor & Francis, p. 3-36. 2006.

SILVA, C.; AMIR, Y.; PENNA, Y. Controle da poluição das águas subterrâneas do Vale do Paraíba. Anais.. In: Congresso brasileiro de águas subterrâneas, 1. Recife, 1980.

SWAIN, A. Challenges for water sharing in the Nile basin: changing geo-politics and changing climate. Hydrological Sciences Journal, vol. 56, n. 4, p. 687-702, 2011.

TALTASSE, P. Mapas de vulnerabilidade à poluição dos lençóis aquíferos do município de Campinas (SP). 1. Ed, São Paulo: Editora USP / Instituto de Geociências, 1972.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA. A review of methods for assessing aquifer sensitivity and groundwater vulnerability to pesticide contamination. EPA, office of water (4602), 813-R-93-002, 147, 1993.

J.M. VÍAS, B. ANDREO, J.M. PERLES, F. CARRASCO, I. VADILLO. Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. Hydrogeol, vol. 14, n. 6, p. 912–925, 2006.

VILLAÇA, F. Dilemas do plano diretor. In: O município no século XXI: cenários e perspectivas. Ed. especial. São Paulo: Fundação Prefeito Faria Lima – CEPAM, 1999.

VILLAR, P. C. Groundwater and the Right to Water in a Context of Crisis. Ambiente & Sociedade, vol. 19, n. 1, p. 85-102, 2016.

VRBA, J. E. ZAPOROZEC, A. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. Alli, 1994.

5. RESULTADOS

Sistema águas urbanas (SAU): contribuições à gestão dos recursos hídricos no meio urbano

Urban water system (SAU): contributions to water resource management in urban environment

Filipe da Silva Peixoto¹, Itabaraci Nazareno Cavalcante²

¹Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Departamento de Geografia, Avenida Professor Antônio Campos, s/n - Presidente Costa e Silva, CEP 59625-620, Mossoró, RN, BR (felipepeixoto@uern.br)

²Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geologia, Avenida Humberto Monte, s/n - Parquelândia, CEP 60020-181, Fortaleza, CE, BR (itabaracicavalcante@gmail.com.br)

Resumo

O referido trabalho trata da construção de modelo conceitual para definição de águas urbanas, buscando dar suporte ao gerenciamento das águas urbanas no município de Fortaleza - CE. O Sistema Águas Urbanas – SAU é concebido territorialmente na bacia hidrográfica sobre influência da cidade. Engendra a natureza sistêmica das águas no meio urbano em interação com a produção social do espaço, quebrando o paradigma fragmentário das ações de gestão de águas nesse ambiente. Além disso, foi analisado brevemente o contexto do atual quadro do gerenciamento dos recursos hídricos e o potencial para inserção efetiva das águas urbanas na atual Política Estadual de Recursos Hídricos - PERH. O estudo apontou diretrizes à criação de um plano de águas urbanas para o Município de Fortaleza - CE, que possam substituir os planos temáticos fragmentários, promovendo ordenamento de ações institucionais articuladas pela PERH, tendo em vista a conservação da água urbanas.

Palavras-chave: Gestão dos Recursos Hídricos; Gerenciamento territorial municipal; Plano de saneamento ambiental.

Abstract

This research is a construction of the conceptual model for urban waters definition, aiming to support water resource management in Fortaleza - CE. The Water Urban System – WUS is designed in watershed territory or portion with urban influence. The WUS promote the water urban approach for support end development of analysis, management in interrelation systemic in environmental urban with the space production, brooking the fragmented paradigm of the action of water management in this environment. In application, we analyzed briefly the urban occupation, and the current situation of the water resource management of the province and the incept potential in current Estates Water Resource Polity - PERH and in water urban municipal action. The study showed guidelines for creation of Fortaleza's Waters Urban Plan, in replace the fragmentation of the current action. The WUS promote an ordering of the institutionalize action articulated by PERH for management and planning to water conservation.

Keywords: Water resource management; Municipal territory administration; Environmental sanitation planning.

1. INTRODUÇÃO

A necessidade do Estado de planejar e corrigir as externalidades causadas pelo processo de acumulação e reprodução do Capital cresce juntamente com a sua expansão física. A urbanização tem

suas características próprias na sociedade moderna, sendo indissociada e induzida pela industrialização (LEFEBVRE, 1968).

Uma das maiores modificações no ecossistema em área urbana são os impactos diversos da cidade sobre as águas, causando uma disfunção do seu ciclo. As águas urbanas possuem características específicas e elas podem ser consideradas como todo o recurso hídrico em uma unidade territorial influenciada diretamente pela estrutura física de uso das cidades. Assim, o recurso hídrico presente em canais, rios, o escoamento superficial e runoff após a precipitação, no subsolo ou superfície de origem natural proveniente do fluxo hidráulico no rio ou de precipitação dentro da cidade são águas urbanas, compostas também pelo aporte hídrico importado de outros territórios, visando o abastecimento urbano.

A unidade territorial da cidade é, portanto, primordial para a definição, que agrega águas em uma interação complexa e, por isso, com qualidades e processos diferenciados atuantes sobre ela, mas com uma dinâmica influenciada pela estrutura física.

Fortaleza se encontra em um contexto de crescimento físico acompanhado da degradação das águas urbanas. O maior crescimento total se deu entre as décadas de 1970 e 1980, enquanto que entre os anos de 1991 e 2000 a taxa de crescimento registrou queda em relação à década anterior, passando de 4,30% para 2,15% ao ano (PEQUENO, 2013).

Uma das principais estruturas legais que os municípios brasileiros possuem para ordenar o meio urbano é o Estatuto da Cidade (Lei Federal nº 10.257/01), instituindo instrumentos para política urbana e ordenamento territorial, dentre eles, o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano - PDDU. A implementação desse arcabouço teórico propõe uma mudança social positiva e desenvolvimentista. As mudanças empreendidas devem “promover o desenvolvimento sustentável, sendo necessário considerar uma base territorial e compreender a produção espacial urbano” (RODRIGUES, 1998:119). A atuação do Estado por meio do planejamento e gestão do espaço urbano possui, portanto, o objetivo de intermediar o crescimento econômico, com a conservação ambiental para promoção da qualidade de vida urbana e equidade social.

A qualidade ambiental passa pelo reconhecimento do impacto da urbanização sobre o ciclo hidrológico local, que é de conhecimento prático para milhões de pessoas que são afetadas por desastres relacionados às águas urbanas. Sobre isso, Tucci (2004) atenta para problemas como a maior frequência de inundações, drástica redução da qualidade da água e aumento de materiais sólidos no escoamento pluvial. Ressalta-se, ainda, a diminuição de áreas de recarga dos aquíferos, que podem sofrer perdas quantitativas e qualitativas (PEIXOTO et al., 2017).

Aponta-se, como uma dificuldade central de gestão das águas urbanas, a falta de integração entre os dispositivos legais (PEIXOTO et al., 2016). Assim, o modo fragmentado da legislação pertinente é um dos principais entraves para um gerenciamento eficiente das águas urbanas. É necessário se discutir estratégias de inserção efetiva das águas urbanas na Política Estadual de Recursos Hídricos, utilizando esta política como eixo de integração de outras políticas correlatas as águas urbanas.

Desse modo, o objetivo do referido trabalho é propor um modelo conceitual para definição de águas urbanas que possibilite territorialmente o desenvolvimento de gerenciamento e planejamento tendo em vista a natureza sistêmica das águas no meio urbano, além de desenvolver diretrizes para a criação de um Plano de Águas Urbanas para o Município de Fortaleza - CE.

2. METODOLOGIA

O presente trabalho foi baseado, inicialmente, na construção lógica do conceito de águas urbanas. Posteriormente, norteador pela perspectiva sistêmica, foi desenvolvido um modelo conceitual gráfico chamado Sistema Águas Urbanas - SAU.

2.1. Desenvolvimento do Modelo Conceitual SAU

As águas urbanas foram aqui consideradas não como um conjunto de corpos hídricos, mas como reservatórios e fluxos de variados tamanhos e intensidades dispostos no meio urbano em interação por meio de seus fluxos, que promovem o movimento de matéria e energia sistemicamente relacionados.

A concepção sistêmica possui, segundo Capra (2000), critérios de mudança da visão das partes para o todo. A visão de uma totalidade ao invés de analisar as partes individualmente é um modo de entender as águas urbanas. Estas geralmente são vistas separadamente quando na superfície (água superficial), após as precipitações (escoamento runoff) ou após a infiltração (água subterrânea) ou, ainda, mesmos rios, lagoas, estuários e açudes. Todos são entendidos de maneira individual com políticas e ações, majoritariamente, diferentes. É necessário entender que todos estes componentes formam um sistema. Normas, políticas de conservação e recuperação ambiental não são eficientes somente aplicadas à área física do componente (lagoa, rio ou aquífero específico), é necessária a aplicação na bacia hidrográfica como um todo territorial e, que na área urbana, os fixos promovidos pela cidade influenciam nesse todo.

Segundo o mesmo autor “Diferentes níveis de sistemas são aninhados dentro de outros sistemas” (CAPRA, 2000:46). Nesse entendimento, o conceito de escala aliado ao de bacia hidrográfica oferece um bom suporte para a aplicação, sendo ela uma unidade territorial multiescalar, pois pode ter diferentes medidas territoriais na concepção geográfica e sistêmica. Assim, o SAU pode ser aplicado a diferentes unidades intraurbanas, seccionando a área urbana em várias sub-bacias, em níveis mais ou menos complexos.

Como suporte para o entendimento do modelo foi empregado uma construção cognitiva em redes, onde este muda o foco dos componentes para suas relações que articula e liga o todo territorial. Fomentam-se, assim, recursos para entender a totalidade sistêmica por meio da inter-relação entre os componentes, formando uma estrutura, que na perspectiva ambiental, está ligada à dinâmica processual, culminando em conceitos importantes para várias ciências, como o ecossistema de paisagem em Tansley (1935) e Bertand (2004), dando suporte para conceitos como o Geossistema em Sochava (1978), Monteiro (2000), Bertrand (1982) Troppiman (2009).

Os fluxos promovem a integração e a dinâmica de sistemas ambientais. No entendimento do SAU, é justamente a dinâmica do sistema que mais se altera quando este é afetado pelas atividades antropogênicas, provocando desajustes e desequilíbrio nos componentes fixos do sistema (reservatórios de água, subterrâneo ou de superfície).

No que tange ao efetivo suporte territorial do conceito, foi utilizado a bacia hidrográfica. Chorley (1962) foi um dos primeiros a estudar a bacia hidrográfica em geografia, e considerou esta como unidade de estudo para investigação geomorfológica entre forma e processo atuante. Contudo, a Bacia Hidrográfica atualmente é conhecida como a unidade territorial de planejamento, gestão e análise, que permite uma melhor compatibilidade com a dinâmica ambiental os fluxos de energia e matéria (BOTELLO & SILVA, 2010). A bacia hidrográfica é composta por um conjunto de canais de escoamento interrelacionados, definindo a área drenada por um determinado curso fluvial. É aqui entendida como um sistema aberto onde a recarga (*input*) naturalmente ocorre por meio das chuvas, enquanto a saída (*output*) se dá por um exutório comum que caracteriza o deflúvio da área drenada, e a

estrutura interna varia em torno de um padrão, no qual, consiste em um equilíbrio dinâmico, onde as interferências antropogênicas exercem influência sobre esse equilíbrio (LIMA & ZAKIA, 2000).

Entende-se, ainda, a bacia hidrográfica no contexto do gerenciamento integrado do recurso hídrico com duas considerações complementares: 1. A bacia hidrográfica é reconhecida como a apropriação de ação como uma unidade de organismo para entendimento e gerenciamento da água e suas relações processuais biofísicas, incluído o contexto social, econômico e político; 2. Existe o reconhecimento do contexto espacial de diferentes ações de gerenciamento do território, que possuem em particular a importância cumulativa e seus efeitos na bacia hidrográfica (Davie, 2008:159).

A importância da bacia hidrográfica passa a ser, portanto, para além do gerenciamento do recurso hídrico, mas também no que tange as diversas políticas de ordenamento do território que influenciam direta ou indiretamente no equilíbrio da unidade.

Partiu-se, então, do ciclo hidrológico como forma básica e determinante nos processos hidrológicos. A alteração do ambiente pelo homem promove mudanças da intensidade nas diferentes etapas do ciclo hidrológico. Essa alteração, seja por impactos diretos ou indiretos, foi entendida como parte do sistema, concepção da produção sócio-espacial trabalhado por Santos (1996) e entendida por Francalanza (2007) como a água em interrelação com o espaço, de modo que o espaço pode ser entendido como meio de produção e a água um produto das atividades humanas.

A construção do Modelo Águas Urbanas seguiu os passos descritos por Cristofolletti (1999) no desenvolvimento de modelos de sistemas. Este considera que há três passos básicos para a construção de modelos sistêmicos: 1º. Delimitação de sua área de abrangência; 2º. Estabelecimento de seus elementos e variáveis relevantes; 3º. Determinação do grau de relacionamento entre as variáveis procurando compreender a organização estrutural do sistema.

2.2. Análise do Gerenciamento das Águas Urbanas no Município de Fortaleza-CE.

Também foi analisado o contexto atual do quadro do gerenciamento dos recursos hídricos e o potencial para inserção efetiva das águas urbanas na atual Política Estadual de Recursos Hídricos – PERH. Para isso foram identificados os principais instrumentos de origem de diferentes políticas que estão relacionadas com as águas urbanas, são essas: Política Estadual de Recursos Hídricos, políticas Municipais de meio ambiente e saneamento, políticas de planejamento urbano.

Das ações e planejamento realizados pelo Governo do Estado do Ceará e Prefeitura Municipal de Fortaleza foram analisados o Plano Municipal de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais (SEUMA, 2015) o Plano de Saneamento básico e o Plano de Abastecimento de água (SEUMA, 2015), relatório de saneamento básico da Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE (2016) do Plano Diretor Participativo Urbano – PDPU (Fortaleza, 2009).

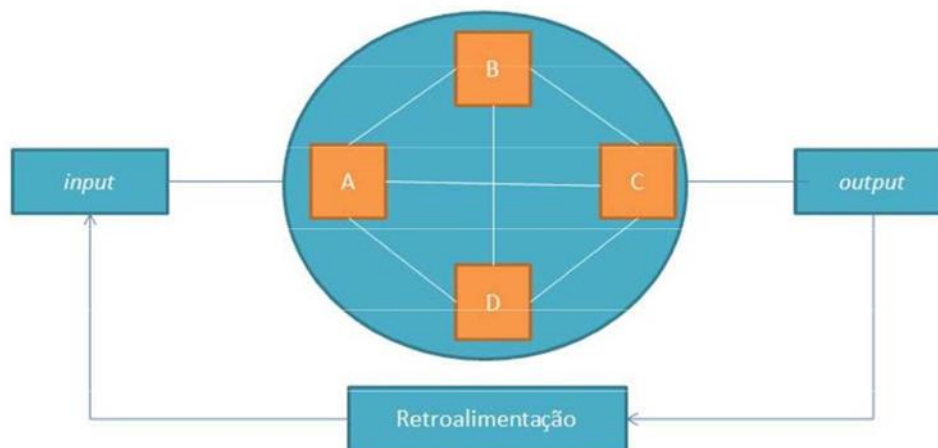
3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.

A concepção do referido modelo conceitual parte do entendimento do ciclo hidrológico como um sistema de escala global que envolve toda a dinâmica terrestre e funcionamento do ecossistema (BRAGA, 2002). A água como uma substância que possui três estados da matéria e promove não só a dinâmica, mas as transformações e transportes de matéria e energia resultantes da interação dos ciclos biogeoquímicos do nitrogênio, carbono, enxofre e dos sedimentos.

Na Figura 1, parte-se da condição processual do sistema aberto, correspondente a leis gerais da dinâmica hídrica no ecossistema, e ocorre independente do meio que esteja ocupado; contudo, esse meio provoca efeitos diversos nos volumes e compostos da água no seu ciclo natural. A bacia

hidrográfica é uma unidade territorial que expressa explicitamente esse contexto, sobretudo no que se refere à interface hidrosfera-litosfera.

Figura 1: Sistema aberto genérico



Fonte: Adaptado de Lopes *et al.*, 2014

Não por acaso, essa unidade é utilizada para o gerenciamento dos recursos hídricos, delimitando as unidades de gestão a nível estadual, no caso de rios que se encontram exclusivamente dentro da área territorial do estado, ou da união do caso de bacias transfronteiriças entre estados ou outros países de fronteira segundo a Lei nº 9.433/97 (Lei das Águas).

A grande capacidade da bacia hidrográfica ser reativa a mudanças do uso do solo estabelece a condição de mudanças conforme ao tipo e qualidade ambiental na qual o uso e ocupação provoca. Assim, há dinâmicas distintas entre bacias hidrográficas urbanas e bacias hidrográficas rurais, ficando as primeiras sujeitas a uma série de processos resultantes de maiores alterações ambientais provocadas pelas estruturas físicas da cidade, ruas, construções em geral. Além de maior geração de efluentes, sejam efluentes domésticos ou industriais.

Em bacias urbanas, os potenciais *inputs* de água podem ter como fontes os mananciais subterrâneos e superficiais. Quando estes estão na área territorial do município, geralmente não fazem parte das fontes utilizadas para o abastecimento urbano, pela frequente degradação qualitativa da água nesses mananciais, salvo aquíferos profundos e confinados que possuem baixa vulnerabilidade à contaminação, mas possuem uma função complementar, ou alternativa, para usos específicos com volumes limitados sendo utilizados, também, em situações de emergência ou de forma clandestina.

Contudo, o uso de mananciais urbanos, no que tange as águas subterrâneas, pode ser variado, dependendo da hidrografia e hidrogeologia local. Nesse quesito, as condições de produção e riscos de contaminação das águas subterrâneas devem ser averiguadas e isto se deve ao fator vulnerabilidade aquífera. Foster e Hirata (1987) colocam que os aquíferos possuem diferentes susceptibilidades à contaminação. Há vários modelos como o GOD (FOSTER, 1997) DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987), GETNEK (MORAIS, 2016) e, ainda, várias adaptações destes, com potencial de serem aplicados modelos similares ao planejamento e zoneamento em meio urbano.

O SAU é formado por três seguimentos, em um sistema hidrológico aberto. 1º - A precipitação, na condição natural do ciclo hidrológico, e águas servidas são responsáveis pelo *input*; 2º - o esgotamento sanitário influencia na quantidade e qualidade de água que irá compor as águas urbanas, em áreas com

baixos índices de esgotamento a maiores ao esgoto produzido, seja doméstico ou industrial, fará parte dos mananciais superficiais e subterrâneos; 3º – A drenagem também influencia na quantidade de água que pode infiltrar naturalmente via precipitação, e no volume de água nos córregos e rios cheias e enchentes.

Os mananciais urbanos são reservatórios que contêm parte desse *input*, e os exutórios representam *output*. As partes internas desse sistema são divididas em subsistemas com bases territoriais de bacias hidrográficas, que podem ser divididas na área urbana seguindo os critérios hidrológicos. Os processos intermediários entre entrada e saída são o escoamento superficial e a infiltração logo após o *input* e o de fluxo subsuperficial ou linear em direção ao exutório.

O controle e gerenciamento das águas na cidade deve ser realizado por meio da interação entre as águas servidas. O planejamento e o gerenciamento devem conter os volumes incorporados por essas águas, principalmente os que ocorrem em forma de esgoto, além da influência da drenagem.

Nesse sentido, os componentes do saneamento básico são importantes para a gestão das águas urbanas e qualidade socioambiental, pois são entendidos como o controle de fatores resultantes da influência antrópica que pode gerar efeitos nocivos na saúde física e mental das pessoas (WHO, 2015).

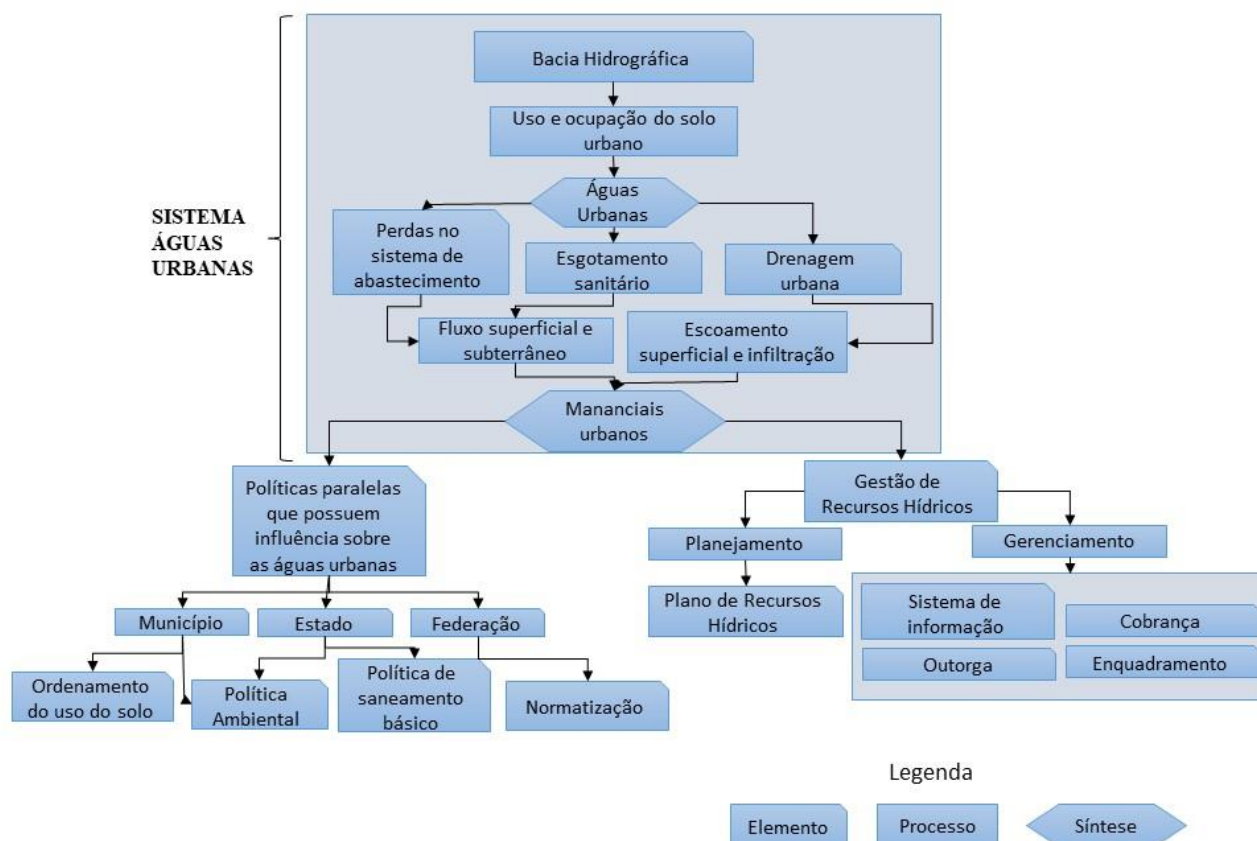
O exutório (*output*) do sistema águas urbanas pode resultar tanto da exportação de água de efluentes via esgotamento sanitário coletados e tratados, como do fluxo hídrico natural que ocorre de maneira variável dependente das condições urbanas de uso e ocupação do solo, via sistemas fluviais.

O SAU é aberto, ou seja, possui interação de matéria e energia com outros sistemas. Sua área de delimitação é a bacia hidrográfica e, nesse sentido, deve-se postular que o sistema é formado por diversas sub-bacias que ocorrem na área territorial do município ou mesmo de uma região metropolitana, a qual é planejada na perspectiva intermunicipal.

O Sistema é do tipo processo-resposta (CHORLEY, 1968; CRISTOFOLETTI, 1999), um sistema em sequência ou encadeante tipo caixa-branca, sendo composto por cadeias de subsistemas, possuindo tanto grandeza como localização espacial dinamicamente relacionada, que é passível de ser identificado e quantificado em estocagem e fluxos de natureza interna.

As propriedades de delimitação e aplicação territorial são voltadas para o diagnóstico, planejamento e gerenciamento municipal e, assim, pode-se aplicá-lo com auxílio de instrumentos para o controle do uso do solo. Isso pode ocorrer tendo em vista os comitês de bacias, onde a participação municipal deve ser reforçada, sobretudo para a formulação do plano de recursos hídricos, instrumento base para a gestão das águas. A prioridade básica do SAU inserir as águas urbanas no processo de gestão de recursos hídrico, aplicando seus instrumentos de gestão, e articular planos de água urbanas junto com outras políticas correlatas: Ordenamento e planejamento o uso do solo; aplicação da política ambiental; estabelecimento e esgotamento sanitário, e articulação com os órgão consultivos como os conselhos de recursos hídricos.

Figura 2 - Modelo conceitual gráfico do SAU



Fonte: elaborado pelos autores

3.3. Ocupação do Município de Fortaleza

Para entender o contexto das águas urbanas no município de Fortaleza é necessário se recorrer ao seu processo de ocupação. De fato, a cidade nasceu às margens do riacho Pajeú, tendo como esta uma forma de abastecimento humano imediato (GIRÃO, 1982).

Fortaleza, então, passa de vila para município em 1726. A cidade passa por constantes reformulações, abrigando a sede administrativa do estado e desempenhando a partir do século XX um papel central na rede urbana do Nordeste. Segundo Silva (2006), “o peso da centralidade exercida pela capital é evidente, denunciando o descompasso entre Fortaleza e os demais municípios integrantes do espaço metropolitano, onde se destaca a necessidade de instalação de infraestrutura capazes de atender às demandas da população” (p. 47).

A partir da segunda metade do século XIX, a crescente necessidade do planejamento urbano vinha comportando, sobretudo, a formação de planos para combater as insalubridades urbanas. Costa (2002) coloca que o discurso médico, com base em teorias neo-hipocráticas, fundamentava projetos de reforma urbana e de leis que disciplinaram a expansão urbana, desenvolvendo uma concepção de cidade salubre e higiênica. Polidoro (2011) postula que essa concepção perdurou no saneamento ambiental urbano, principalmente na drenagem, até a década de 1980; contudo, nos países subdesenvolvidos esse

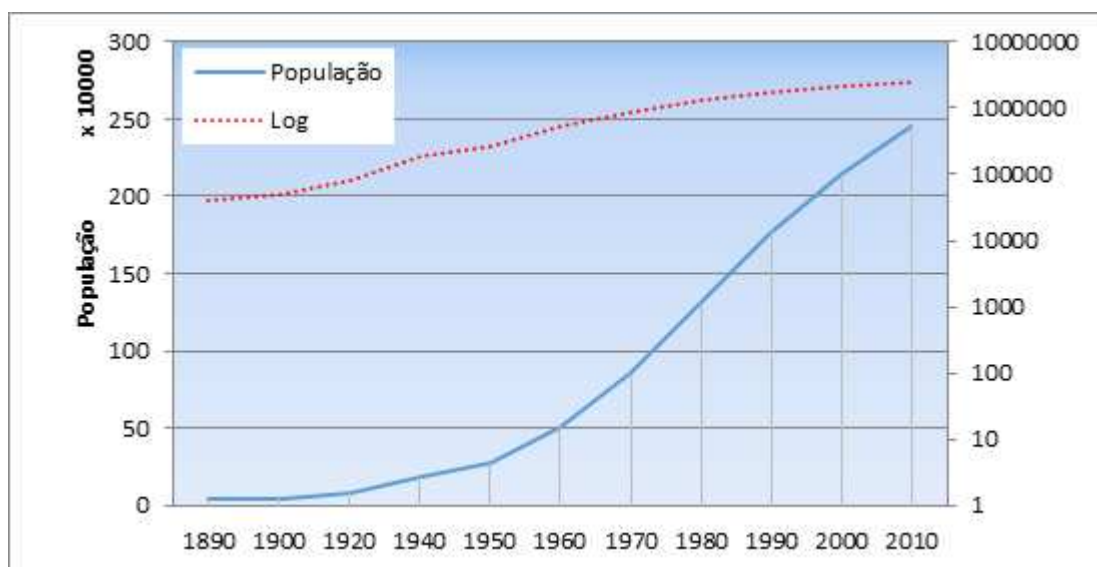
modelo ainda é utilizado e se faz concreto, sobretudo nas medidas estruturais de intervenção no meio urbano. Esse tipo de intervenção na drenagem provoca transferência do problema como inundações e perda da qualidade hídrica, e possui um custo econômico e social muito elevado (TUCCI, 2004).

Os bairros da cidade eram abastecidos por bateria de poços, lagoas ou açudes dispostos no próprio espaço urbano. Segundo Claudino-Sales (2005, p. 35) “*Tal situação, passa a ser drasticamente alterada quando teve início, em meados do século XX, a instalação de um sistema público de abastecimento de água no município – o que só ocorreu em 1962, com a criação da SAAGEC, Serviço de Abastecimento de Água do Ceará*”.

O crescimento urbano se intensifica a partir de 1960 contudo, na escala log (10), observa-se uma tendência a diminuição gradativa do crescimento total (Figura 3). Segundo Dantas *et al.* (2006), o período que tem início na década de 60 foi marcado pela implantação de um modelo de desenvolvimento industrial direcionada pela Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE até 1980. O planejamento econômico que se sucedeu privilegiou concentrações urbanas na busca de maximizar os investimentos em economias de aglomeração (PEREIRA JUNIOR, 2015).

Uma das principais preocupações para a economia do estado foi o suporte hídrico necessário para as atividades econômicas então recentemente conduzidas. Assim, houve além da construção do Sistema Pacotí-Riachão-Gavião para o abastecimento da capital, a intensificação de discussões acerca do gerenciamento hídrico do estado, com modelos de gestão de oferta baseado na açudagem.

Figura 3 – Dados de crescimento populacional para o município de Fortaleza, Ceará.



Fonte de dados: (IBGE, 2016)

No quadro de modernização do estado do Ceará, o município de Fortaleza possui a maior importância não só economicamente, mas administrativamente. No final da década de 1980 houve uma modernização do estado ditado pelo chamado Governo das Mudanças. Elias (2003) enfatiza que se trata de uma modernização conservadora que permitiu a permanência de grupos políticos tradicionais. Essa política promoveu atividades agrícolas e indústrias voltadas para o mercado externo demandou um forte aumento da oferta hídrica do estado. Houve, portanto, nesse período, grandes esforços para implementar uma política de recursos hídricos exercida efetivamente para o aumento da oferta hídrica utilizando o modelo da açudagem como condição mais viável voltado para a gestão da oferta (PEIXOTO *et al.*, 2017).

O aumento da demanda, além das instabilidades climáticas e falhas no modelo de gestão dos recursos hídricos, causou crises seguidas de abastecimento no estado. O colapso do abastecimento não ocorreu por conta da implementação das obras emergenciais de transposição das Bacias do Baixo e Médio Curso do rio Jaguaribe, sendo o Canal do Trabalhador construído em 90 dias em 1993 com finalidade de transposição emergencial de água para Fortaleza. Além da construção do açude Padre Cícero, mais conhecido como Castanhão (6,7 bilhões de m³), iniciado em 1995 e terminado em 2002, formando o Sistema Orós-Castanhão para garantir a segurança hídrica para as atividades produtivas na Região Metropolitana de Fortaleza e do Complexo Industrial Portuário do Pecém - CIPP.

Assim, na rede urbana, a cidade exerce influência regional e nacional. Na rede hídrica a cidade consome parte da água produzida na Bacia do Rio Jaguaribe. Segundo (SILVA, 2017), atualmente cerca de 70% da água consumida na cidade vem do Sistema Orós-Castanhão, via Canal da Integração. De acordo com SEUMA (2014), a oferta de água tratada é de 9,535 m³/s em que a demanda crescente provocaria um *déficit* de 36,56 L/s em 2017 e de 1.046,36 L/s projetados para 2033.

A precariedade do modelo atual de gestão dos recursos hídricos deve-se, sobretudo, a necessidade de ofertar cada vez mais água para as atividades urbanas sendo que a açudagem é muito vulnerável às irregularidades climáticas. Portanto, além da aplicação de um modelo de gestão de demanda, há necessidade do gerenciamento eficaz das águas urbanas para seu aproveitamento, tendo em vista o uso múltiplo e qualidade compatível para cada uso, desenvolvendo-se estratégias de reuso.

O primeiro sistema moderno e coletivo de esgotamento sanitário em Fortaleza foi construído em 1992 para atender a demanda o Distrito Industrial e mais 100 mil pessoas. Em 1997 ocorreu a instalação da Estação de Pré-condicionamento de Esgoto (EPC) com capacidade de tratar 4,5 m³/s. em 1998 foi construído um Centro de Controle Operacional no Morro Santa Teresinha e, em 2003, uma Estação de Tratamento de odores (CAGECE, 2016). A partir daí, os esforços da CAGECE vem se concentrando em medidas estruturais para a ampliação do abastecimento de água. Tal quadro promoveu o seguinte cenário (SEUMA, 2015):

- i. Praticamente 100% do território municipal dispõem do serviço de abastecimento de água,
- ii. 57% do território municipal não dispõem de serviço de esgotamento sanitário, e 14% dos domicílios localizados na área de cobertura, não estão conectados à rede coletora.

Essa realidade provoca um *input* considerável nas águas urbanas, sobretudo nas águas subterrâneas. A estas são adicionados volumes de esgoto domésticos via fossa séptica ou rudimentar, sobretudo por falta de rede coletora de esgotamento sanitário em zonas periféricas da cidade.

3.4. PERH e as águas urbanas

Atualmente o Estado do Ceará possui um corpo institucional formado por diversos órgãos que se contextualizam em uma gestão participativa dos recursos hídricos, seguindo a Lei 9.433/97. Contudo, o marco institucional do início da gestão estadual dos recursos hídricos é bem anterior a Lei Federal. De acordo com Silva (2012), isso ocorreu em 1987 quando criada a Secretaria de Recursos Hídricos (SRH) que promoveu os estudos e ações necessárias para elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos (1989/1992). A Companhia de Gestão de Recursos Hídricos – COGERH foi criada em 1993 para atuar como órgão executor da Política Estadual de Recursos Hídricos - PERH implementada em pela Lei 11.996/92.

Foram, então, criadas 11 unidades gestoras separadas por regiões hidrográficas, dentre elas a Bacia Metropolitana criada em 2003, com área territorial abrangendo 31 municípios. A atual Política Estadual de Recursos Hídricos representada na Lei nº 14.844/2010 estabelece que a atuação dos comitês

é deliberativa, cabendo ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CONERH realizar as efetivas mudanças. Segundo o art. n.º 44, os Comitês de Bacias Hidrográficas – CBH são entes regionais de gestão de recursos hídricos com funções consultivas e deliberativas, atuação em bacias, sub-bacias ou regiões hidrográficas, vinculados ao CONERH.

Algumas das principais atribuições dos Comitês de Bacias Hidrográficas estão dispostas no art. n.º 46:

“I - Promover o debate de questões relacionadas a recursos hídricos e articular a atuação com entidades interessadas; VI - propor ao Conselho de Recursos Hídricos do Ceará - CONERH, critérios e mecanismos a serem utilizados na cobrança pelo uso de recursos hídricos, e sugerir os valores a serem cobrados; VIII - propor ao CONERH programas e projetos a serem executados com recursos oriundos do FUNERH; IX - constituir comissões específicas e câmaras técnicas definindo, no ato de criação, sua composição, atribuições e duração; XI - aprovar a proposta de enquadramento de corpos d'água em classes de uso preponderante das Bacias Hidrográficas”.

Observamos assim, que o CBH é uma grande plenária para debater e dar visibilidade a questão hidroambiental nas bacias urbanas. O Comitê da Bacia Metropolitana pode ser a instituição cerne para a integração entre vários agentes que afetam ou são afetados por problemas relacionados às águas urbanas.

As representações são apresentadas no artigo n.º 47 do atual PERH: I - Representação de entidades dos usuários de águas da bacia, em percentual que não exceda 30%; II - representação das organizações civis de recursos hídricos, em percentual que não exceda 30%.

III - Representação de órgãos estaduais e federais, em percentual que não exceda 20%; IV - representação dos Poderes Públicos Municipais localizados na bacia respectiva, em o percentual que não exceda 20%.

O debate entre usuários e representantes da sociedade civil e poder público Estadual, Federal e Municipal podem prover deliberações chaves para implementação de planos extramunicipais que abordem estratégias viáveis para o gerenciamento das águas urbanas.

Os art. n.º 54 e 55 do PERH dá respaldo ao Estado do Ceará, juntamente com os municípios, de atuarem no controle e sustentabilidade das águas urbana por meio de programas que visem:

I - A manutenção do uso sustentável dos recursos hídricos; II - a racionalização do uso múltiplo dos recursos hídricos; V - o zoneamento e a definição de restrições de uso de área inundáveis; VI - o tratamento de águas residuárias, em especial dos esgotos urbanos domésticos; VII - a implantação de sistemas de alerta e de defesa civil para garantir a segurança e a saúde públicas em eventos hidrológicos adversos; VIII - a instituição de áreas de proteção e de conservação dos recursos hídricos.

O PERH possui respaldo jurídico para a articulação de usuários, poder público e sociedade civil, nos comitês de bacia, permitindo debates e ações para a maior sustentabilidade do sistema de águas urbanas.

Na cidade, o principal usuário da água bruta é a empresa de abastecimento de água e esgoto, apesar de dispor de fontes hídricas externas ao meio urbano, ela é responsável pela disposição da água residual que distribui e, assim, se esta não possui 100% de controle da água que dispõe para os usuários,

ela pode estar utilizando o meio subterrâneo ou as águas superficiais para diluição de efluentes provenientes de vazamento na rede ou mesmo falta de rede coletora e, portanto, de acordo com o parágrafo V do art. 12 da Lei 9.433/1997 – PNRH, essa ação é passível de outorga.

Independente das áreas disporem de rede coletora, em certas áreas da cidade há residências não conectadas a rede. Assim, a água que abastece a cidade acaba sendo voltada como esgoto *in natura* para o meio subterrâneo ou para corpos hídricos superficiais, ou pode ser previamente tratada por meio de fossas sépticas e finalmente incorporada à água subterrânea; mas poderá, contudo, causar degradação da sua qualidade. Nessa condição as fontes difusas causam altas concentrações de contaminantes, tão diversos quando sejam os tipos de efluentes lançado, seja de residências, indústrias ou estabelecimentos comerciais.

Isso também se aplica em torno da condição quantitativa, a existência de exploração da água subterrânea via poços, uso das águas superficiais de lagoas, rios e açudes, que necessariamente se enquadra em algum uso, seja nobre ou não.

3.5 Contexto do gerenciamento das águas urbanas no município de Fortaleza

Os reservatórios da Bacia Metropolitana são insuficientes para atender a demanda hídrica da Região Metropolitana de Fortaleza. Particularmente, o sistema que abastece Fortaleza possui vazões regularizadas com 99% de garantia dos reservatórios Pacoti-Riachão (3,26 m³/s), Gavião (0,36 m³/s) e Pacajus (2,28 m³/s), sendo que a oferta hídrica suficiente para atingir a demanda só é alcançada por conta dos Canais do Trabalhador e da Integração que podem transpor até 10,9 m³/s para o sistema (SEUMA, 2014). A demanda atual da cidade de Fortaleza é de 9,70 m³/s. Portanto, o abastecimento de água no município é muito dependente da disponibilidade do interior do estado, cuja irregularidade climática provoca incertezas.

O município é drenado por 4 bacias principais, com a Bacia do Rio Cocó abrangendo mais de 40% do seu território; a Bacia do Rio Maranguapinho deságua na foz do rio Ceará no oeste do município; a Bacia do Rio Pacotí no extremo leste e a Bacia da Vertente Marítima que acompanha a linha de costa entre os estuários do Rio Ceará, Cocó e Pacotí e está inserida nas Bacias Metropolitanas. Observa-se a evolução da paisagem sobre o substrato sedimentar que abrange 80% do município, sendo comum nessas áreas a presença de lagoas permanentes de característica efluente às águas subterrâneas e uma densa rede de drenagem promovida por níveis freáticos sub-aflorantes.

3.5.1. Planos ações e as águas urbanas

- Plano Estratégico dos Recursos Hídricos no Ceará

O Plano Estratégico de Recursos Hídricos foi resultado do Pacto das Águas, resultante de um esforço para sistematizar os dados de recursos hídricos por bacia hidrográfica, levantados até então, visando dar suporte à criação da nova PERH Lei 14.988/10. O Plano Estratégico idealizou 34 programas e subprogramas visando a melhoria do gerenciamento hídrico, amenização e resolução desses problemas. São divididos entre programas gerais e programas por eixos temáticos, sendo estes: Água para beber; Água e desenvolvimento; Convivência com o Semiárido; Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos. O eixo Água para beber se refere à universalização do acesso a água, integrando:

“...abastecimento de água potável; esgotamento sanitário; limpeza e manejo dos resíduos sólidos; drenagem e manejo de águas pluviais tanto no meio urbano como no rural a partir dos programas de Saneamento Integrado, Planos

Municipais de Saneamento, Redução de Perdas e Educação para o Consumo Racional da Água” (SANTANA, 2009:32)

O eixo que trata do Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos ressalta: “i) o fortalecimento dos Comitês de Bacia e demais instâncias colegiadas do SIGERH; ii) o monitoramento quantitativo e qualitativo da água; iii) o cadastro, a regularização de usos e a fiscalização dos corpos hídricos; e iv) integração do sistema de informação” (SANTANA, 2009:32).

As ações dos eixos “Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos” são complementares a do Eixo “Água para beber”, haja vista que existe a necessidade de integrar vários órgãos, empresas e sociedade civil para desenvolver as atividades sugeridas. O plano estratégico das propostas e diretrizes de atuação não efetiva nenhum desses planos e, assim, é um documento de proposição de ações.

O Plano Estratégico da SRH (2014) referente a 2015 até 2022 reconhece a importância da preservação ambiental e conservação quali-quantitativa dos recursos hídricos além da integração institucional; contudo, é necessário traçar planos de execução viáveis e efetivos para o gerenciamento das águas. Há três linhas de objetivos estratégico: oferta; gestão e preservação ambiental e gestão institucional. No entanto, vale salientar o grande número de proposição de programas e projetos voltados para a oferta dos recursos hídricos, dando continuidade do modelo de gestão de oferta hídrica.

- Comitê de Bacias Metropolitanas – CBM

O Comitê de Bacias Metropolitanas – CBM foi previsto pela resolução nº003/2002 do CONERH e efetivamente criado pelo Decreto nº 26.092/2003. Atualmente é formada pelos poderes público municipal, estadual e federal, usuários onde há representação de várias empresas do setor industrial e agrícola, e também representantes da sociedade civil sendo, em sua maioria, associações comunitárias, sindicatos e instituições educacionais.

O CBM tem atuado principalmente em forma de comissões gestoras, ligadas aos principais açudes da Bacia. Essas comissões têm, sobretudo, promovido junto ao CBH a alocação negociada da água dos seus respectivos reservatórios. De acordo com Benevides (2011), a CBM tem atuado na denúncia de poluição dos recursos hídricos, sobretudo, nas áreas urbanas; contudo, não se tem visto uma melhora desse quadro, nem ações efetivas oriundas do comitê.

- Políticas Municipais Visando a Conservação dos Recursos Hídricos

A principal problemática das águas urbanas na gestão dos recursos hídricos é a falta de interação entre os órgãos responsáveis por setores estratégicos. De fato, a matriz organizativa atual é fragmentada, enquanto o problema das águas urbanas é sistêmico e integrado. Contudo, é de extrema necessidade que os municípios dentro de suas atribuições legais sobre o uso e ocupação do solo, promovam condições necessárias para a conservação dos recursos hídricos. A atribuição à municipalidade quanto às políticas de gestão e parcelamento do uso do solo consiste no Art. nº 182 da Constituição Federal, regulamentado pela Lei nº 11.257/01 – Estatuto da Cidade. Assim entra na discussão uma série de normas, planos e políticas municipais de gestão territorial do município.

- Plano Diretor

O Plano Diretor de Fortaleza foi instituído pela Lei nº 14.020/2009, integrando juntamente com o Plano Plurianual, a Lei de Diretrizes Orçamentárias e Lei Anual de Orçamento Municipal, sendo o Sistema de Planejamento Municipal um instrumento primordial para a gestão territorial do município.

Como princípio fundamental, o Plano Diretor Participativo do Município de Fortaleza – PDPF possui as funções socioambientais. No Art. nº. 3 § 1 devem ser atendidas no direito à cidade no que se

refere à terra urbana, moradia digna e ao saneamento ambiental, sobretudo a universalização do abastecimento de água e serviço de coleta de esgoto, mantendo a preservação, conservação e proteção dos ecossistemas ao visar o desenvolvimento sustentável.

Uma das funções do PDPF é “regular o uso, a ocupação e o parcelamento do solo urbano a partir da capacidade de suporte do meio físico, da infraestrutura de saneamento ambiental e das características do sistema viário” conforme consta no Art. 4 §. IV.

O Zoneamento está baseado no macrozoneamento que define dois tipos principais de zona e de ocupação urbana e a outra de proteção ambiental (Art. 58, Ins. 1), estas últimas possuem maiores restrições de ocupação, podendo ser:

- I. Zona de Preservação Ambiental;
- II. Zona de Recuperação Ambiental;
- III. Zona de Interesse Ambiental.

Para todas as macrozonas se define certas condições de restrições em: I - Índice de aproveitamento básico; II - índice de aproveitamento máximo; III - índice de aproveitamento mínimo; IV - taxa de permeabilidade; V - taxa de ocupação; VI - taxa de ocupação de subsolo; VII - altura máxima da edificação; VIII - área mínima de lote; IX - testada mínima de lote; X - profundidade mínima do lote: 25m.

Um dos graves problemas do PDPF são os critérios restritamente urbanísticos e econômicos para definir as macrozonas urbanas, enquanto as macrozonas de proteção ambiental foram delimitadas conforme Áreas de Proteção Permanente - APP's regulamentadas no Código Florestal, Lei nº 12.651/2012. O zoneamento realizado é fragmentado à medida que procura separar os espaços de preservação dos de ocupação urbana. Recomenda-se que as restrições também possuam critérios sanitários, quanto à oferta dos serviços de saneamento básico, além de que o zoneamento seja realizado por sub-bacias hidrográficas, haja vista que os tipos de ocupação e uso do solo em toda sub-bacias vão impactar nos reservatórios do sistema, seja lagoas, rios ou aquíferos.

Outra preocupação central quanto ao PDPF é a fiscalização dos critérios já definidos. Primeiramente entende-se que são insuficientes e que a regionalização destes é incorreta, contudo a fiscalização em torno desses critérios urbanísticos deve atuar de maneira a tornar efetiva a gestão territorial do município. É necessário para isso, o fortalecimento do corpo técnico municipal no setor de geotecnologias, para facilitar, modernizar e diminuir custos de operação na fiscalização das normas.

- Plano de Drenagem Urbana

Em 2015 foi lançado o Plano de Manejo das Águas Pluviais Urbanas do Município de Fortaleza – PMAP (SEUMA, 2015a). Por mais que o nome atente a uma vertente das águas urbanas, o plano tenta absorver mais do que sua temática quando trata de lagoas e aquíferos. Neste, além do planejamento, também está inserido relatório de ações da prefeitura municipal na recuperação ambiental de lagoas, principalmente.

Nas especificações da atribuições municipais de drenagem urbana existem subdivisões destas em vários órgão, tais como:

1. Secretaria de Infraestrutura – planejar e executar os sistemas de drenagem;
2. Secretarias Regionais – realizar limpeza monitoramento e manutenção do sistema;
3. Defesa Civil – planejar, executar e coordenar planos de prevenção, socorro, assistência e recuperação em cenários de desastres;

4. Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente – consolidação e compatibilização de planos específicos de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos, limpeza e manejo de águas pluviais, além de produzir o Plano Municipal de Saneamento Básico.

Segundo a Secretaria de Infraestrutura houve um aumento de mais de 30% nas obras de drenagem a partir de 2010. Contudo, os alagamentos vêm sendo apontados como um dos principais problemas ainda sem solução. Segundo o PMAF as principais causas são:

- i. Obstrução da rede por lixo;
- ii. Ocupação desordenada;
- iii. Modificação e soterramento de corpos hídricos;
- iv. Ampliação setorial de serviços urbanos sem o acompanhamento dos serviços de drenagem e esgotamento sanitário.

As ações que ocorrem para a drenagem das águas pluviais são referentes a limpeza e dragagem dos canais para aumento da vazão do sistema, além de medidas estruturais na drenagem. Todavia, não há interação institucional ou planejamentos estrategicamente integrados. Os planos são constituídos de forma independente. Tendo como exemplo o PMAF, que tem apontado ações específicas sobre drenagem, além das ações serem ao reder de apenas uma causa do problema que é a produção do resíduo sólido que causa a obstrução e consequentes inundações urbanas. O fato do município também não possuir diagnósticos setoriais ou integrados prejudica a gestão do território municipal e ausência de critérios técnicos dificulta planejamento ou ações de gerenciamento efetivas.

4. CONCLUSÕES

A concepção do modelo conceitual SAU compreende a relação sistêmica promovida pela água na natureza. As fases do ciclo hidrológico são atuantes no meio urbano com certas condições de desequilíbrio promovida pelas intervenções diversas da estrutura física da cidade. O SAU é um sistema aberto caixa branca composto por cadeias de subsistemas, possuindo tanto grandeza como localização espacial dinamicamente relacionadas, que é passível de ser identificado e quantificado em estocagem e fluxos, e natureza interna.

O reconhecimento das águas urbanas como inter-relacionada deve promover diagnósticos para subsidiar políticas de planejamento, execução na gestão das águas urbanas. O SAU presta suporte para a formulação de planos integrados, concebe as águas urbanas como não fragmentadas e extremamente inter-relacionadas com as atividades de serviços essenciais e uso e ocupação do solo na área urbana.

A partir da criação do modelo foram identificadas as políticas correlatas ao SAU no município de Fortaleza – CE, onde a foi observado que a integração entre as políticas públicas dificulta a aplicação destas na prática, promovendo uma baixa qualidade hidroambiental. A falta de efetivação dessas políticas de melhoria desse quadro deve-se a concepção fragmentada dos planos, assim como a falta de diagnósticos para seus subsídios. Não se pode tratar uma problemática que é sistêmica e integrada com planos fragmentados que não conseguem dialogar entre si, seja pela falta de integração entre os órgãos gestores, tanto municipais quanto estaduais. Gerir as águas urbanas depende de plano e zoneamento do uso do solo, plano de saneamento básico em suas especificidades de abastecimento hídrico, esgotamento sanitário, drenagem urbana, resíduos sólidos e limpeza urbana. O suporte territorial do SAU é a bacia hidrográfica para ações de diagnóstico, planejamento e execução de ações para o gerenciamento das águas urbanas.

REFERÊNCIAS

ALLER, L.; BENNET, T. LEHR, J. H.; PETTY, R. J.; HACKETT, G. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. *Journal of the Geological Society of India*, v. 29, n. 1, Jan. 1987.

BENEVIDES, A. Comitê das Bacias Hidrográficas Metropolitanas de Fortaleza (CBH – RMF): trajetórias e desafios para a gestão hídrica participativa. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Programa de Pós-graduação em Geografia, Fortaleza, 2011. 163 f.

BENTO, V. R. S. Centro e Periferia em Fortaleza Sob a Ótica das Disparidades da Infraestrutura do Saneamento Básico. Dissertação (Mestrado em Geografia). 2011. Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 173 f.

BERTRAND, G. Paysaje y geografia física global. En *El pensamiento geográfico*, ed. J. Mendonza et al., . Madrid: Alianza Editorial, 1982.

BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 28 de nov. de 2015.

_____. Código Florestal, Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012, Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/12651.htm. Acesso em: 28 de nov. de 2015.

_____. MINISTÉRIO DAS CIDADES. Estatuto da Cidade. Lei 10.257 de 10 de julho de 2001. Regulamenta os Art's. 182 e 183 da Constituição Federal e estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providencias. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LEIS_2001/L10257.htm. Acesso em: 28 de nov. de 2015.

BOTELLO, R. G. M., SILVA, A. S., 2010. Bacia Hidrográfica e Qualidade Ambiental, in: Vitte, A. C., Guerra, A. J. T., (Org.), *Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil*, 3 ed. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, pp. 153-192.

BRAGA, B., HESPANHOL, L., CONEJO, J.G.L., BARROS, M.T.L., SPENCER, M., PORTO, M., NUCCI, N., JULIANO, N., EIGER, S., 2002. *Introdução à Engenharia Ambiental*. Prentice Hall, São Paulo.

CAPRA, F. A Teia da vida. Uma nova compreensão científica dos sistemas vivos, São Paulo, Cultrix, 1997.

CEARÁ, Lei nº 11.996, de 24 de julho de 1992. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH e dá outras providencias. Disponível em:

_____, Decreto nº 26.902, de 16 de janeiro de 2003. Cria o Comitê das Bacias Hidrográficas da Região Metropolitana de Fortaleza – CBH – RMF.

_____, Lei nº 14.944, de 28 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH, e dá outras providências.

CHISTOFOLETTI, A. Modelagem de sistemas ambientais. ed. 1. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

CHORLEY, R. J. Geomorfology and General System Theory. USGS, Geological Survey Professional Paper, 1962, p. 1 – 9.

CLAUDINO-SALES, V. Lagoas costeiras na cultura urbana da cidade de Fortaleza, Ceará. n.2, Revista da ANPEGE, 2005. p.89 – 96.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ – CAGECE, Saneamento básico: um compromisso de todos por mais qualidade de vida. Governo do Estado do Ceará, Secretaria das cidades: Fortaleza, 2016.

COSTA, M. C. L. A cidade e o pensamento médico: uma leitura do espaço urbano. 1 (2), Mercator, 2002. p. 61 – 69.

DANTAS, E. W. C.; ARAGÃO, R. F.; LIMA, E. L. V.; THÉRY, H. Nordeste Brasileiro Fragmentado: de uma região com bases naturais a uma de fundamentação econômica. In: Litoral e Sertão: natureza e sociedade no nordeste brasileiro, Fortaleza: Expressão Gráfica, 2006. p. 13 – 44.

DAVIE, T. Fundamentals of Hydrology: Routledge fundamentals of physical geography. 2. ed. Taylor & Francis: London, 2008.

ELIAS, D. Desigualdade e pobreza no espaço agrário cearense. Mercator, Revista de Geografia da UFC ano, 2 v. 3, 2013.

FORTALEZA, Lei complementar n. 062, de fevereiro de 2009, Institui o Plano Diretor Participativo do Município de Fortaleza e dá outras providências. Diário Oficial do Município, ano LVI, 13 de março de 2009, n. 14.020.

FOSTER, S. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: VAN DUJVENBOODEN, W. VAN WAEGENINGH, H. G. (Org's). Vulnerability of soil and groundwater to pollution. nº 38 noordwijk: Proceedings and Information of the International Conference Held in the Netherlands, TNO, Committee on Hydrological Research Delft. The Netherlands, 1987. p. 69 – 86.

FOSTER, S. HIRATA, R. C. A. Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data. Lima: WHO/ PAHO/ HPE/ CEPIS, 1987, p. 87.

FRACALANZA, A. P. Água: de elemento natural à mercadoria. Sociedade e Natureza, Uberlândia, n. 17, v. 33, 2015.

GIRÃO, R. Geografia Estética de Fortaleza. Fortaleza: BNB, 1959.

LEFEBVRE, H. Du rural à l'urban. 5. ed. Paris: Édition Anthropos. 1975.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M.J.B., 2000. Hidrologia de matas ciliares, in: RODRIGUES, R.R., LEITÃO FILHO, H.F. (Orgs.), Matas ciliares: conservação e recuperação, 2 ed. Editora da USP, São Paulo, p.33-43.

LOPES, L. G. N.; SILVA, A. G.; GOURLART, A. C. O. A Teoria Geral do Sistema e suas aplicações nas ciências naturais. 13 (1), Natureza on line, 2015. P. 1-5.

MONTEIRO, C. A. F. Geossistemas: a história de uma procura. São Paulo: Contexto, 2000.

MORAIS, J. B. A. Vulnerabilidade e riscos à poluição/contaminação das águas subterrâneas na área do Complexo Industrial Portuário do Pecém (CIPP) – Estado do Ceará, Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, 2016, 240 f.

PEIXOTO, F. S.; STUDART, T. M. C.; CAMPOS, J. N. B. Gestão das águas urbanas: questões e integração entre legislações pertinentes. v. 13, n. 2. Porto Alegre: REGA, 2016.

_____.; SILVEIRA, R. N. M C.; CAVALCANTE, I. N.; ARAÚJO, D. T.; OLIVEIRA, R. M. As Águas Subterrâneas na Gestão dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Curu. 11 (1) edição especial: recursos naturais do semiárido, 2017a.

_____.;CAVALCANTE, I. N.; SILVEIRA, R. N. C. M.; ARAÚJO, K. V. Estimativa de recargas hídricas subterrâneas potenciais voluntárias e involuntárias em áreas urbanas. Águas Subterrâneas (São Paulo), v. 31, p. 104, 2017b.

PEQUENO, L. R. B. Como anda Fortaleza Rio de Janeiro: Letras Capital: Observatório das Metrôpoles, 2009.

PEREIRA JUNIOR, E. Dinâmicas industriais e urbanização no Nordeste do Brasil. 14 (4), número especial, Mercator, 2015. P. 63 – 81.

POLETO, C; SUDS (Sustainable Urban Drainage Systems): Uma Contextualização Histórica. v. 1, n. 8, Revista Thema, 2011.

RODRIGUES, A. M.; Produção e consumo do e no espaço: problemática ambiental urbana. São Paulo: HUCITEC, 1998.

SANTANA, E. W. Plano estratégico dos recursos hídricos do Ceará. Assembleia Legislativa do Estado do Ceará, Fortaleza: INESP, 2009.

SANTOS, M. A Natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção, Hucitec: São Paulo, 1996.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS – SRH. Planejamento Estratégico 2015 – 2022.

Governo do Estado do Ceará, 2014.

SECRETARIA MUNICIPAL DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE – SEUMA. Apresentação em Audiência Pública do Prognóstico dos Serviços de Abastecimento de Água do Município. Plano municipal de saneamento básico de Fortaleza: Fortaleza, 2015.

_____. Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas do Município de Fortaleza. Plano Municipal de Saneamento Básico: Fortaleza, 2015.

_____. Relatório de andamento e diagnóstico do sistema de abastecimento de água. Plano municipal de saneamento básico de Fortaleza: Fortaleza, 2015.

SILVA, E. V. E PEREIRA, R.C. Problemas Ambientais em Unidades de Conservação, 2007. Ceará um novo olhar geográfico.

SILVA, J. B. Formação socioterritorial urbana. in: Dantas, E. W. C.; Silva, J. B.; Costa, M. C. L. De cidade a metrópole: (trans)formações urbanas em Fortaleza, Edições UFC: Fortaleza, 2009.

SILVA, U. P. A. A Dimensão Social da Gestão dos Recursos Hídricos. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande - MS. Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.

SILVA, U. P. Larissa Gaspar, Blog. Especialistas discutem abastecimento de água em Fortaleza, hiperlink: <http://larissagaspar.com.br/2017/03/25/especialistas-discutem-abastecimento-de-agua-em-fortaleza/> , 2017

SOTCHAVA, V. B. Por uma teoria de classificação de geossistemas de vida terrestre. São Paulo:GEO/USP, 1978.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology, 16: 1935, p.284-307.

TROPMAIR,H.; GALINA, M. H.Geossistemas.Mercator,v.5,n.10,p.79-89, 2006.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento integrado das inundações urbanas no Brasil. REGA, v.1, n°. 1, 2004, p. 59-73.

VALÊNCIO, N. S. F. L.; MARTINS, M. R.; LEME, A. A. (org). Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil: novos e velhos desafios para a cidadania. 2. Ed. São Carlos: RIMA, 2006, 238, p.

WORLD HEARTH ORGANIZATION - WHO, Water sanitation and hygiene in health care facilities: status in low and meddle-income countries and way forward, Geneva: UNICEF/World Heath Organization, 2015, 1-35.

Vulnerabilidade aquífera e risco de contaminação da água subterrânea em meio urbano

Aquifer vulnerability and contamination risk of groundwater in urban environment

Risco e vulnerabilidade aquífera em meio urbano

Filipe da Silva Peixoto¹, Itabaraci Nazareno Cavalcante²

¹Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Departamento de Geografia, Avenida Professor Antônio Campos, s/n - Presidente Costa e Silva, CEP 59625-620, Mossoró, RN, BR (felipepeixoto@uern.br)

²Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geologia, Avenida Humberto Monte, s/n - Parquelândia, CEP 60020-181, Fortaleza, CE, BR (itabaracicavalcante@gmail.com.br)

Número de figuras: 6

Número de tabelas: 2

Palavras: 5224

Resumo

Nas áreas urbanas, a contaminação da água subterrânea está ligada à forte pressão de ocupação e uso do solo. Por isso, é necessária a implantação de medidas restritivas que promovam a conservação da água subterrânea. O presente trabalho desenvolveu um Índice de Risco a Contaminação da Água Subterrânea (IRCAS) aplicado a aquíferos em ambiente urbano do município de Fortaleza, Ceará, Brasil. A construção do IRCAS foi realizada a partir do índice de vulnerabilidade aquífera GOD, anexando a esta o Índice de Saneamento Ambiental (ISA), calculado por setores censitários com dados do Censo de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os dados foram gerenciados em Sistema de Informação Geográfica (SIG), e validados com amostras de água subterrânea analisada quanto a concentrações de nitrato (N-NO₃⁻) em 212 poços. O IRCAS apontou áreas mais próximas à costa como zonas de alto risco, por conta da alta vulnerabilidade aquífera associada ao Sistema Aquífero Dunas (SAD) sob zonas de baixa qualidade sanitária. O principal fator do risco foi o esgotamento sanitário. As maiores concentrações de nitrato (24,4 – 40 mg/L) em 83% das amostras estão associadas às zonas de alto risco.

Palavras Chave: Gestão de aquíferos; Planejamento urbano e ambiental; Índice de saneamento ambiental.

Abstract

In urban areas, groundwater contamination is linked to high pressure of urban use land. For this, applied restrictive politics of use land that promote groundwater conservation are necessary. The present article aims to evaluate the risk water contamination, developing a Risk to the Contamination of Groundwater Index (IRCAS) applied to aquifers in urban environment in the municipality of Fortaleza/Brazil. The construction of the IRCAS was carried out from the GOD aquifer vulnerability index, adding the Environmental Sanitation Index (ISA), calculated by census sector based on 2010 census data of the Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). The data were managed in the Information System Geographic (GIS), and validated from groundwater samples analyzed for nitrate (N-NO₃⁻) concentrations. The IRCAS showed that areas near to the coast presented a higher risk due to the high vulnerability of the aquifer represented by the Dunes Aquifer Systems, associated with areas of low sanitary quality. The main risk factor was the sanitary sewage. Highest concentrations of nitrate (24.4 - 40 mg / L) in 83% of these wells are associated to high risk zones.

Keywords – Aquifer management; Urban and environmental planning; Environmental sanitation index.

INTRODUÇÃO

A conservação dos recursos hídricos compreende a manutenção das condições qualitativas dos reservatórios e é um grande desafio para a atual e as futuras gerações. É necessário

desenvolver políticas que possibilitem a conservação da água subterrânea e que atinjam a sustentabilidade hídrica, pois a água subterrânea é a água doce mais abundante a ser explorada (European Commision, 2008), além de ter maior proteção contra contaminação do que as águas superficiais (Foster e Chilton, 2004).

Os diferentes níveis de risco de contaminação exigem medidas preventivas, que são as mais eficazes para a conservação dos aquíferos. Desse modo, identificar áreas naturalmente mais vulneráveis à contaminação da água subterrânea torna-se basilar para o planejamento territorial (Aller, 1997; Nobre et al., 2007; Zhang et al., 2016). Porém, para isso é necessário subsidiar as tomadas de decisões com dados, informações e estratégias para o gerenciamento hídrico ambiental e territorial (Murat, 2000). As diversas metodologias de vulnerabilidade aquífera são fundamentalmente aplicadas no planejamento de regiões em processo de ocupação ou ainda pouco ocupadas, em que são avaliadas somente as condições naturais e intrínsecas ao aquífero. Contudo, a poluição ou a contaminação só se efetivam mediante a existência de efluentes que provocam o risco. Assim, é necessário cartografar, para além da vulnerabilidade, os riscos de contaminação (Kattaa et al., 2010; Bhughriba et al., 2010; Pizzol et al., 2015).

O risco potencial de contaminação tem sido calculado por meio de estimativas de carga poluente com o auxílio de dados demográficos, de densidade de fontes específicas de poluição e de proximidade de fontes potenciais de poços. Pode-se destacar o método Pollutant Originand its Surcharge Hydraulically (POSH) desenvolvido por Foster et al., (2006) que leva em consideração o tipo de atividade e uso do solo, sua capacidade geradora de cargas contaminantes relacionada à densidade demográfica, além da carga hidráulica associada (Pinheiro et al., 2015). Também, Araújo et al., (2017) utilizam as densidades de fossas sépticas e rudimentares para definir níveis de perigo à contaminação. E Pereira Júnior et al., (2015) avaliaram o risco de contaminação por meio de modificações na metodologia proposta de identificação de fontes pontuais de poluição definidas por meio de raios de influência a partir dos poços analisados.

A vulnerabilidade aquífera pode ser determinada a partir de parâmetros intrínsecos ao aquífero como: nível estático, condutividade hidráulica, transmissividade, grau de confinamento ou não confinamento do aquífero, tipo de aquífero (meio cárstico, intersticial e fissural), tipo de litologia, grau de fraturamento das rochas (Civita, 1990; Aubre, 1992; USEPA, 1993; Vrba e Zaporozec, 1994). Contudo, existem metodologias que utilizam atributos naturais extrínsecos ao aquífero como: tipo de solo, topografia do terreno, além da quantificação da recarga (Aller, 1997; Jang e Chen, 2015; Muhammad et al., 2015).

Diferentes tipos de confinamento do aquífero exigem estratégias distintas para avaliação de risco de contaminação. O aquífero livre tem nível potenciométrico congruente com a pressão atmosférica, assim, ele não possui camadas confinantes limítrofes superiores, e há maior acessibilidade de contaminantes (Freeze e Cherry, 1979). Nesse tipo de aquífero a recarga natural é quase que exclusivamente pluvial, ajudando a promover disponibilidade e renovabilidade da água. Entretanto, no processo de recarga pode haver transferência de materiais contaminantes dispostos de maneira difusa ou pontual na superfície do solo para a água subterrânea (Lubianetzky et al., 2015).

Efluentes domésticos são os mais frequentes contaminantes em áreas de indisponibilidade ou baixa eficiência de serviços de saneamento ambiental (Narain, 2012; Banana et al., 2015). Além disso, a grande pressão sobre o uso do solo e a especulação imobiliária aliada à falta de efetivação de políticas urbana de ordenamento tendem a acabar com áreas verdes conservadas na cidade.

O risco de contaminação da água subterrânea pode ser entendido como a probabilidade de determinado contaminante adentrar à parte saturada do aquífero, atingindo a água subterrânea, mediante as condições de vulnerabilidade aquífera local. O risco, portanto, está relacionado ao tipo de uso do solo (Nobre et al., 2007; Li et al., 2012), e refere-se à conjugação entre a vulnerabilidade e as atividades humanas, que são potencialmente contaminantes/poluentes sobre as águas subterrâneas.

O presente trabalho desenvolveu um Índice de Risco a Contaminação da Água Subterrânea (IRCAS) aplicado a aquíferos em ambiente urbano. Essa proposição metodológica aponta quais as áreas de maior risco de contaminação, balizando medidas restritivas e corretivas de uso e ocupação do solo para conservação das águas subterrâneas, ordenamento territorial e planejamento urbano.

METODOLOGIA

Caracterização da área

A área de estudo corresponde ao município de Fortaleza, que está inserido na zona costeira do litoral norte do Estado do Ceará, na Região Nordeste do Brasil (Figura 1).

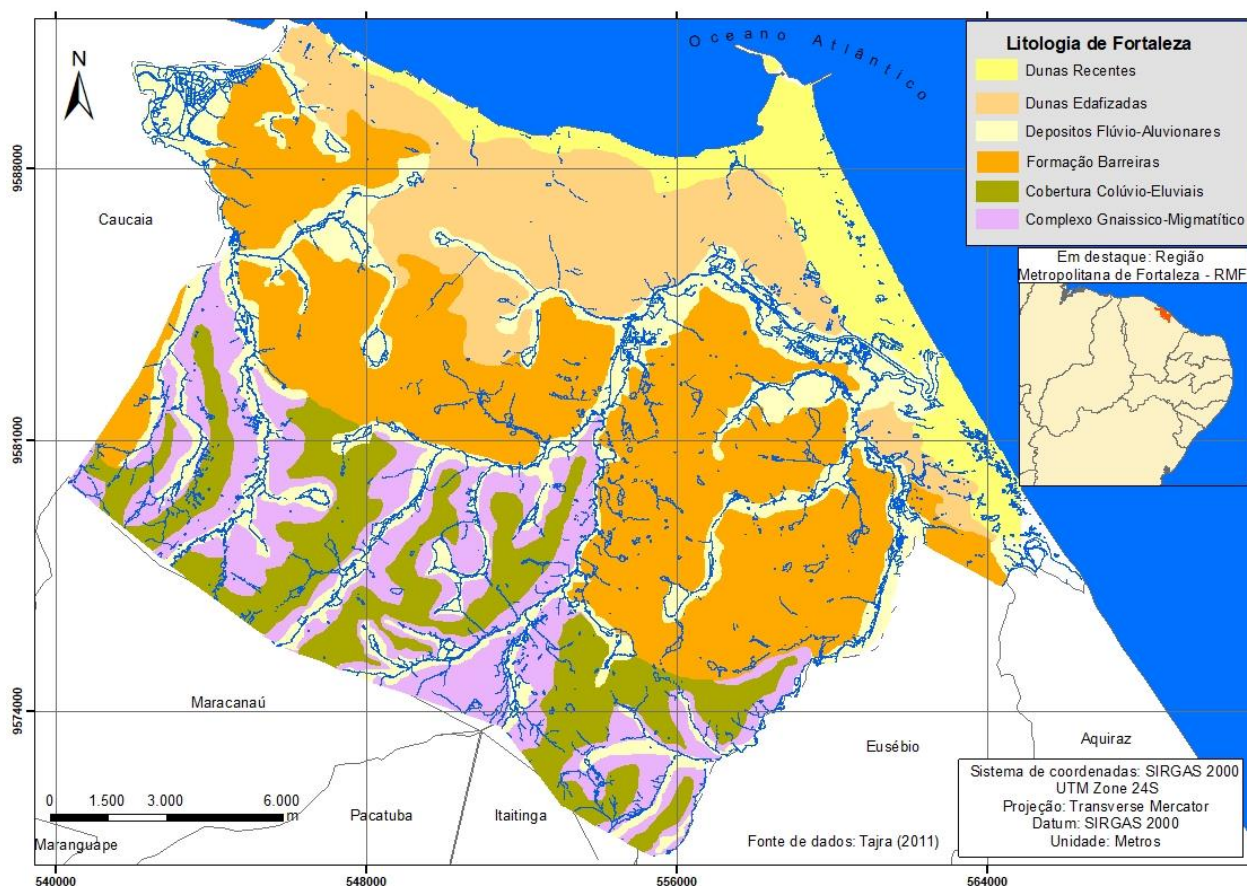


Figura 1. Litologias presentes na área de estudo

O município de Fortaleza é formado majoritariamente por aquíferos porosos que afloram em 80% da área total do município (313,4 km²). O embasamento cristalino ocorre no sudoeste do município, enquanto as sedimentares representadas pela Formação Barreiras caracterizada por sedimentos ou rochas sedimentares pouco litificadas, plio-pleistocênica, composta por níveis silto-areno-argilosos (Brandão, 1998). Associados aos principais cursos fluviais e localizando-se às margens dos mesmos estão as Aluviões, que apesar de também possuírem níveis granulométricos variáveis, são formadas por sedimentos recentes (Oliveira, 2013), se comportando como aquífero poroso, com níveis potenciométricos subflorantes, caracterizados pela disposição da drenagem (Gomes e Cavalcante, 2015).

Junto à linha de costa, encontram-se dunas formadas por sedimentos bem selecionados pela dinâmica eólica costeira, caracterizando o Sistema Aquífero Dunas - SAD. Segundo Cavalcante (1998) esse sistema possui poços com vazões médias de 6 m³/h e configuram o aquífero de maior potencial hidrogeológico na Região Metropolitana de Fortaleza - RMF. Seus sedimentos são classificadas como areias bem selecionadas com granulometria que varia de 0,15 a 0,25 mm, representando a parte mais vulnerável do SAD, pois praticamente não tem cobertura pedogenética e possui textura arenosa e elevada condutividade hidráulica (2,5 x 10⁻⁴ m/s) (CAGECE, 1987).

Limitando essa unidade, encontram-se gerações de dunas mais antigas, nas quais o processo pedogenético se encontra avançado, produzindo coloração avermelhada e, por isso, chamadas de paleodunas, mas que possui parâmetros hidrogeológicos similares aos do SAD, entretanto com maior grau de proteção por conta da cobertura pedogenética (Tajra, 2001).

A unidade hidrogeológica formada pelo embasamento cristalino pode se comportar como aquífero fissural, tendo poços com vazões médias de 2 m³/h, sendo comum a ocorrência de poços secos (Gomes, 2013). De acordo com Cavalcante (1998), o cristalino na RMF possui baixa vocação aquífera.

O contexto geoambiental do município permite um considerável potencial de infiltração da água subterrânea, por conta do relevo plano a suave-ondulado; mas apesar disso, as recargas são concentradas, entre março e junho, com pluviosidade média anual 1.591,6 mm, e infiltração efetiva de 463,3 mm/ano (Peixoto, 2016). A densa rede hidrográfica e quantidade significativa de 48 lagoas e açudes (Prefeitura de Fortaleza, 2015) evidenciam níveis subaflorescentes da superfície saturada variando entre níveis potenciométricos, de 1 a 12 m (Gomes, 2013), o que facilita o acesso por diversos dispositivos de captação, como poços tubulares e poços manuais.

Índice vulnerabilidade aquífera GOD

O índice GOD, elaborado por Foster et al. (2006), foi utilizado considerado mais adequado pois seus critérios são estritamente intrínsecos ao aquífero. Esse índice varia de 0 a 1, de acordo com um sistema paramétrico baseado nos seguintes indicadores:

- G - Confinamento da água subterrânea;
- O – Litologia e estratigrafia da zona subsaturada;
- D – Profundidade da zona subsaturada.

No produto desses valores, quanto mais próximo a 1 maior a vulnerabilidade do meio aquífero. Os parâmetros foram definidos de acordo com a descrição apresentada na Figura 2:

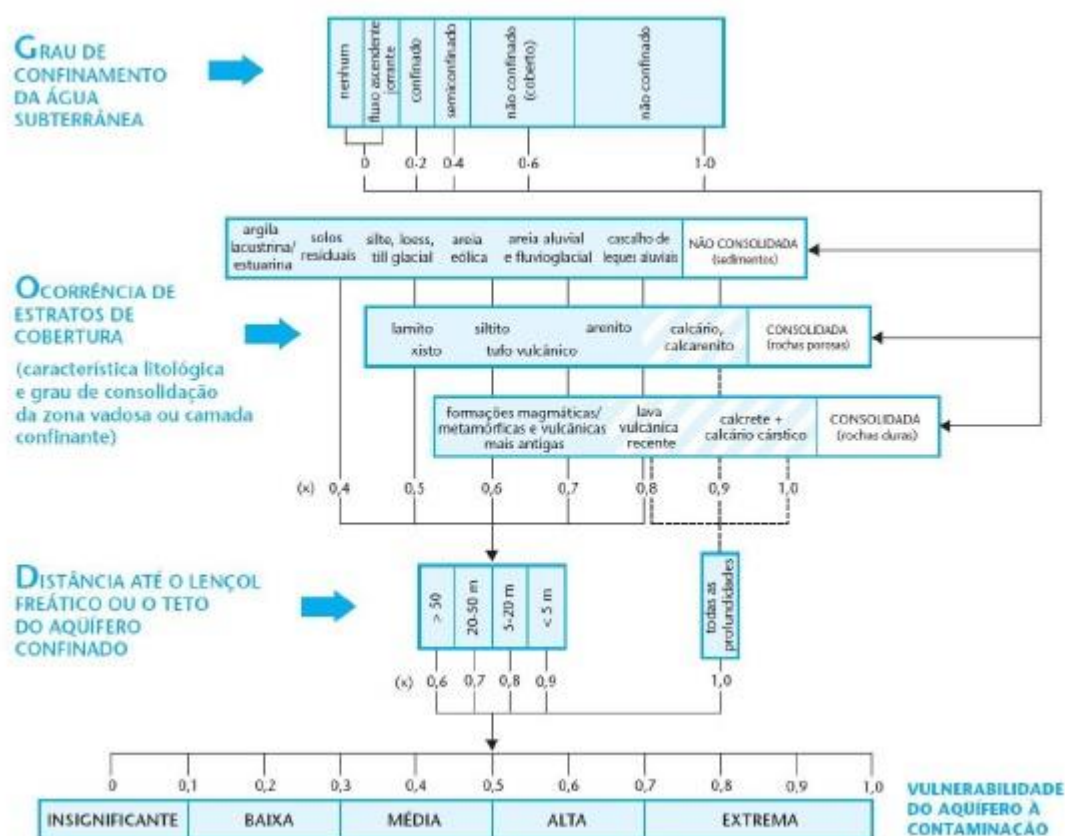


Figura 2. Índice de vulnerabilidade aquífera GOD

Fonte: (Foster et al., 2006)

As unidades hidrogeológicas do município de Fortaleza foram descritas por Tajra (2011) como: Depósitos Flúvio-Aluvionares; Dunas Recentes; Dunas Edafizadas; Cobertura Colúvio-Eluviais; Complexo Gnáissico-Migmatítico; Formação Barreiras.

De acordo com suas características hidrogeológicas da área de estudo, foram atribuídos valores aos atributos G que possui intervalo de 0 a 1 e O que possui intervalo de 0,3 a 0,9 (Tabela-1):

Tabela 1. Valores de parâmetros do GOD.

Unidades Hidrogeológicas	G -Confinamento da Água Subterrânea	O - Litologia e estratigrafia da zona subsaturada
Depositos Flúvio-Aluvionares	0,8	0,6
Dunas Recentes	1,0	0,7
Dunas Edafizadas	0,8	0,7
Cobertura Colúvio-Eluviais	0,6	0,4
Complexo Gnaissico-Migmatítico	0,6	0,3
Formação Barreiras	0,5	0,7

O parâmetro D foi estabelecido por meio do nível estático de 45 poços cadastrados e medidos por Gomes e Cavalcante (2015) e utilizada krigagem ordinária para a discretização dos dados. De acordo com (Yamamoto e Landim, 2013), esse método interpolador estima localmente a média e

caracteriza-se pela condição de não viés no sistema de krigagem. Foi desse modo que o valor adotado para o parâmetro D foi igual a 1.

Índice de Saneamento Ambiental - ISA

O ISA permite sintetizar a condição sanitária do esgotamento, do abastecimento de água, e da coleta de resíduos sólidos. O cálculo do ISA, segundo Borges (2008), é formado a partir de três sub-índices, referentes ao Índice de Abastecimento de Água (IAB), Índice de Esgotamento Sanitário (IES) e Índice de Coleta de Lixo (ICL) conforme a Equação 1, e quanto mais próximo a 1, melhor a qualidade do saneamento.

$$ISA = \frac{IAA + IES + ICL}{3} \quad (1)$$

Em que;

IAB: Índice de Abastecimento de Água;

IES: Índice de Esgotamento Sanitário;

ICL: Índice de Coleta de Lixo.

O abastecimento de água foi avaliado conforme a Equação 2:

$$IAA = \frac{\text{dpp abastecidos por rede geral}}{\text{dpp}} \quad (2)$$

Na qual

IAA: Índice de Abastecimento de Água

dpp: domicílios particulares permanentes

Este índice avalia o número de dpp abastecidos pela rede geral, que oferece uma maior segurança hídrica, em comparação os que não são abastecidos em uma unidade espacial.

O esgotamento sanitário foi avaliado conforme a equação 3:

$$IES = \frac{\text{dpp esgoto coletado ou tratado} \times \text{fm}}{\text{dpp com sanitário}} \quad (3)$$

Em que:

IES: Índice de Esgotamento Sanitário

dpp: domicílios particulares permanentes;

fm: fator de minoração, que varia conforme a proporção de domicílios com esgotamento sanitário: se usa (1,0) e se o percentual de lançamentos diretos de esgoto não ultrapassar 10% dos domicílios particulares permanentes com banheiro ou sanitário no setor; (0,8) se o percentual de lançamentos diretos de esgoto for maior que 10% e menor ou igual a 20% dos domicílios particulares permanentes com banheiro ou sanitário no setor; (0,6) se o percentual de lançamentos diretos de esgoto for maior que 20% e menor ou igual a 50% dos domicílios particulares com banheiro ou sanitário; (0,5) se o percentual de lançamentos diretos de esgoto for maior que 50%.

A coleta de lixo foi avaliada segundo a Equação 4:

$$ICL = \frac{\text{dpp com coleta de lixo}}{Dpp} \quad \text{Eq. 4}$$

Na qual:

ICL: Índice de Coleta de Lixo.

dpp: domicílios particulares permanentes;

Esse índice considera, portanto, os dpp com coleta de lixo em comparação ao número total de dpp na área. A identificação dessas áreas permite indicar locais mais propensos ao acúmulo de lixo.

O ISA foi calculado para cada setor censitário no município a partir de dados disponíveis do Censo 2010, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011). As bases cartográficas dos setores censitários foram adquiridas junto ao IBGE, em formato shapefile. Os dados brutos do censo 2010 foram extraídos somente para a área de estudo, realizando veiculação do banco de dados discretos em banco de dados espaciais por meio da chave espacial “código do setor censitário” comum tanto nos dados brutos como nas bases cartográficas. Em ambiente, SIG foram realizados todos os cálculos das equações anteriormente apresentadas, compondo assim um banco de dados geográfico que permitiu análises e produção de mapas temáticos ordenados, de forma analítica e sintética.

Construção do Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea

Para a construção do IRCAS, foram considerados 2 diferentes índices que agregados, permitem a construção de um mapa de síntese (Equação 5):

$$IRCAS = \frac{GOD + (1-ISA)}{2} \quad (5)$$

IRCAS: Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea;

GOD: Índice de Vulnerabilidade Aquífera (Foster et al., 2006);

ISA: Índice de Saneamento Ambiental (Borges, 2008).

Portanto, o IRCAS se propõe a realizar uma composição de índices com o objetivo de identificar áreas de maiores riscos de contaminação da água subterrânea em ambientes urbanos. Para validação da metodologia, foi realizada krigagem ordinária e comparação com a qualidade da água de 212 poços quanto às concentrações de N-NO_3^- . Esses dados secundários foram levantados por Gomes (2013) e são referentes aos anos de 2000 a 2013.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Índice de vulnerabilidade aquífera GOD

O Índice GOD, por se tratar de um indicador de vulnerabilidade baseado em características intrínsecas ao aquífero, permite diferenciar graus de vulnerabilidade aquífera específicos, baseado em aspectos inerentes às unidades hidrogeológicas analisadas.

Na área de estudo, foi averiguado que há muita influência da zona saturada por conta dos níveis pouco profundos ou subaflorantes da água subterrânea. Sendo assim, o nível estático dos poços dificilmente atinge valores maiores que 10 m. Nos aquíferos mais vulneráveis a contaminação da água subterrânea se localiza na parte mais litorânea do município, identificando uma alta vulnerabilidade aquífera caracterizada pela ocorrência das dunas recentes (Figura 3). Sobretudo em áreas litorâneas, essas unidades hidrogeológicas são as mais vulneráveis, como observa Moura et al., (2016).

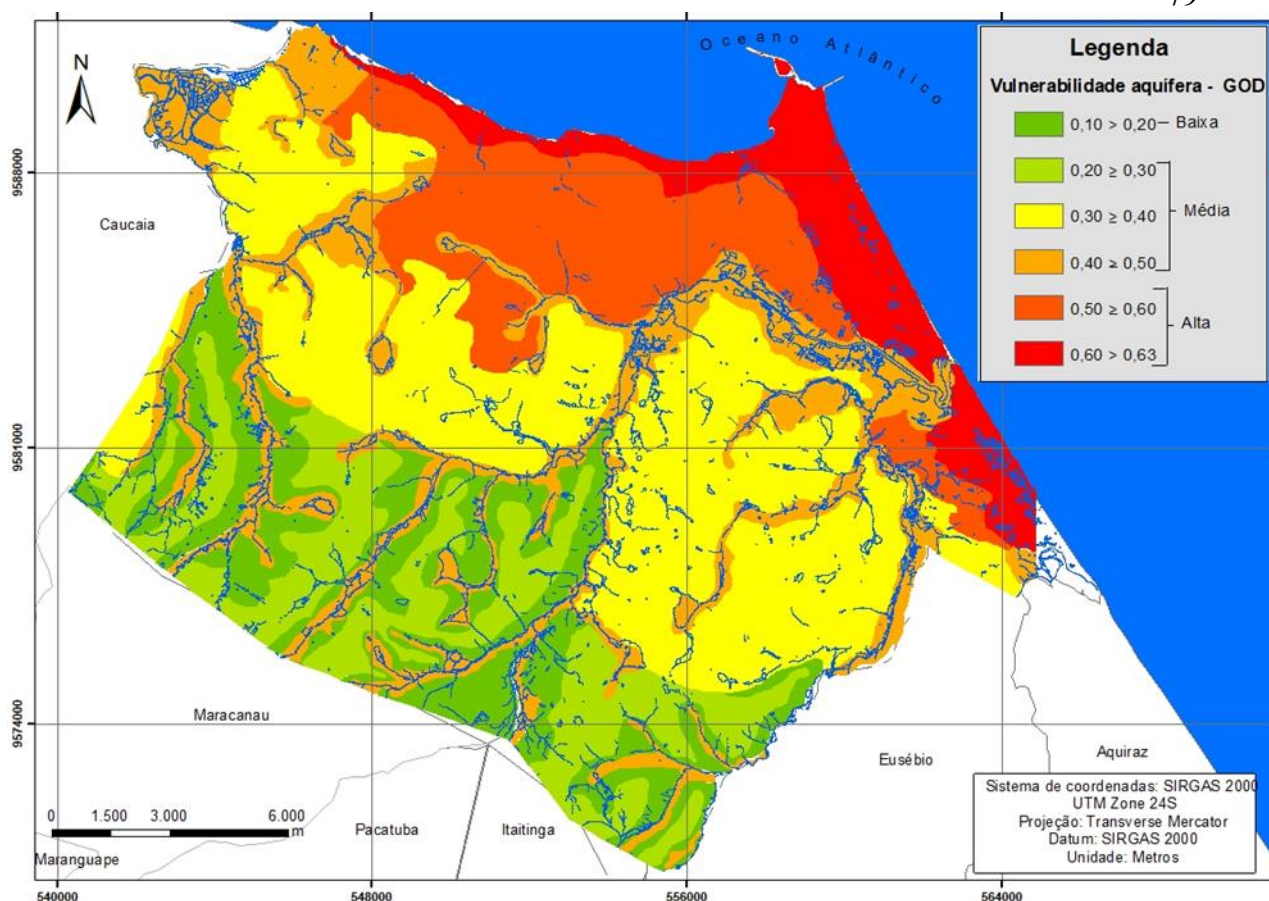


Figura 3. Mapa de vulnerabilidade aquífera

As dunas edafizadas são dotadas de cobertura pedológica de maior consistência que permite mais proteção em comparação com as dunas móveis. Contudo, essas duas unidades possuem características hidrogeológicas muito similares, o que confere também alta vulnerabilidade. Cavalcante e Gomes (2011) consideram as dunas edafizadas e as dunas recentes como a mesma unidade hidrogeológica, tratada neste trabalho como SAD.

A Formação Barreiras, que possui níveis areno-silto-argilosos, adquire vulnerabilidade aquífera considerada média. No entanto, devido às variações faciológicas dessa unidade, há níveis mais arenosos em determinados locais que podem facilitar a entrada de contaminantes. As manchas flúvio-aluvionares foram identificadas como medianamente vulneráveis. Sobretudo, por conta da facilidade do acesso à zona subsaturada e da associação desses depósitos fluviais com ambientes ambientalmente instáveis e dinâmicos. Muhammad (2016) analisando o complexo de depósitos fluviais em Lahore – Paquistão, considera o Aquífero Aluvial mais superficial como o mais vulnerável, contudo, coloca que são necessários estudos mais específicos dessa geologia. Isso porque a generalização poderá gerar erros, além de também ser necessário classificar essa geologia de modo a inserir uma vulnerabilidade considerável, já que há muita complexidade na disposição dos sedimentos trabalhados pela dinâmica fluvial (Al-Amoush, 2010).

O Complexo Gnaiss-Migmatítico que forma o Sistema Hidrogeológico Cristalino e os colúvio-eluviais possui vulnerabilidade média a baixa, respectivamente, por conta de suas características hidrogeológicas fortemente anisotrópicas, todavia, é necessária aplicação de estudos mais detalhados que considerem a natureza fissural do Complexo Gnaiss-Migmatítico. Lubianetzky et al., (2015), ao aplicar nova metodologia de vulnerabilidade aquífera, consideraram que as fraturas têm forte peso para o acesso do contaminante à água subterrânea. De todo modo, na área de estudo, não há viabilidade de mapeamento geológico completo, sobretudo pelo alto grau de ocupação na área, dificultando estudos das estruturas, fissuras e fraturas.

Índice de Saneamento Ambiental

O ISA demonstra distribuição espacial de risco associados ao saneamento básico, sobretudo, ao, que permite identificar a proporção de residências ligadas a rede se esgoto. O IES foi a variável mais problemática na composição do ISA (Figura - 4).

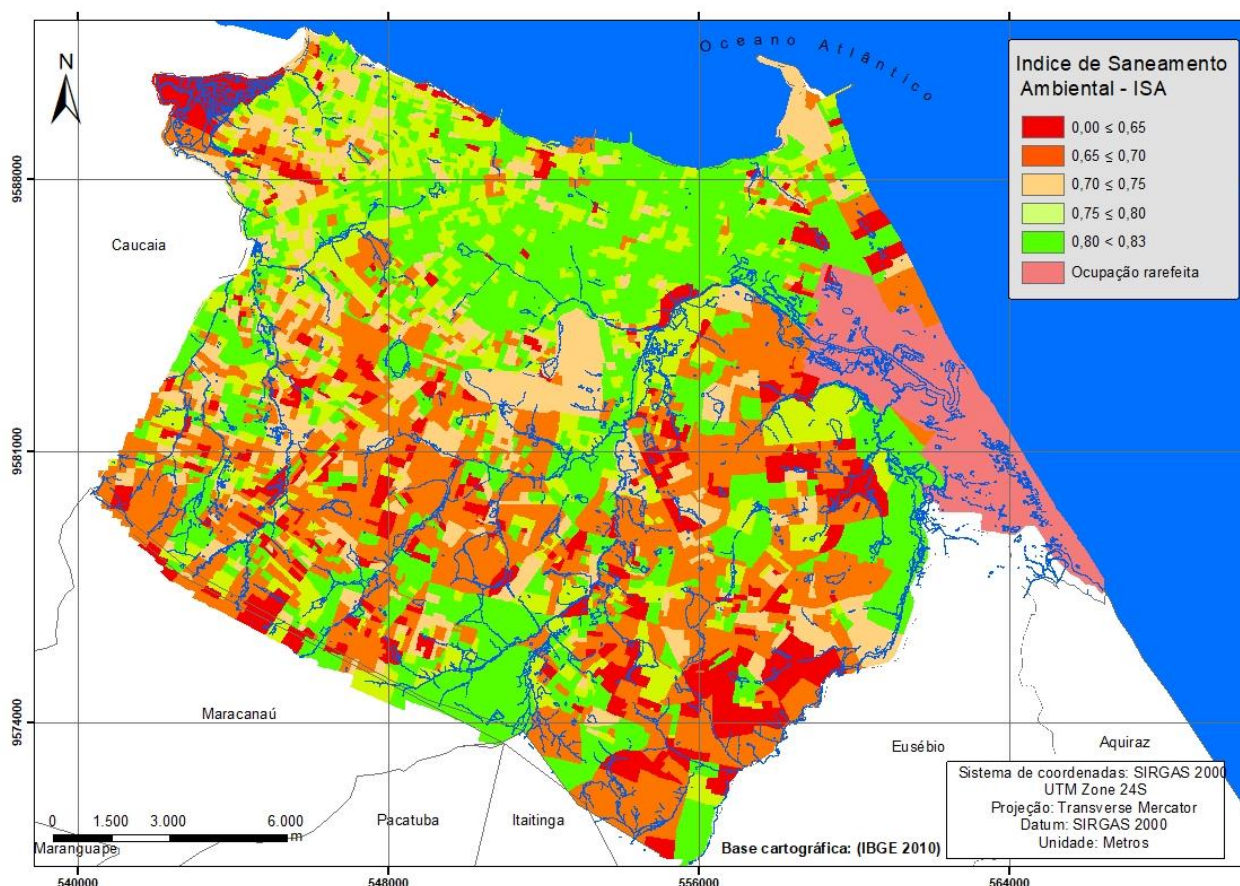


Figura 4. Mapa de valores de ISA por setores censitários

De fato, em áreas urbanas a maior frequência de contaminação possui como principal fonte os efluentes domésticos, sendo o nitrato o contaminante mais comum (Barret et al., 1999; Foster e Chilton, 2004). Huang et al., (2010) apontam que 64% do esgoto doméstico é composto de matéria orgânica, o que promove a produção do nitrato. Além disso, tal composto é problemático em razão

da sua habilidade de se ionizar e não ser removido da água por tratamentos convencionais (Zhao et al., 2012). Assim, ele é um dos principais indicadores para diagnosticar a contaminação por efluentes domésticos.

A maior proporção de setores censitários com valores do ISA menores que 0,7 se encontram em bairros mais periféricos, salvo áreas pouco habitadas, nas quais a concentração de residências não oferece risco de contaminação da água subterrânea de forma geral. Bento (2011), ao aplicar o Índice de Saneamento Básico (ISB) no município de Fortaleza, semelhante ao ISA, averiguou relação geográfica de centro-periferia que abarca a oferta do serviço de saneamento básico. Para ele, esse serviço está atrelado à produção da renda do solo urbano, sendo um fator para a especulação imobiliária no município. Borges (2008) Utiliza o ISA atrelado ao Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) para determinar uma condição de risco socioambiental na Bacia do Rio Jaguaribe na cidade de João Pessoa, onde foi observada correlação positiva entre o ISA e o IDH.

De acordo com o ISA aqui aplicado, há certa regularidade de altos valores, ou seja, boa qualidade de saneamento, em zonas centrais que se localizam, principalmente, no centro-norte da cidade. Nas áreas mais periféricas, há um misto de setores com valores variados. Em zonas pouco ocupadas, como ocorre na parte nordeste do município, não foi realizado o ISA, haja vista que nessas áreas a ocupação é rarefeita, ainda que exista, proporcionalmente, considerável deficiência de saneamento.

Índice de Risco à Contaminação da Água Subterrânea - IRCAS

O IRCAS permitiu identificar de forma paramétrica as áreas de maior risco. Essas regiões estão dispostas principalmente na parte costeira, adentrando à área de maior ocupação central na cidade (Figura - 5). Os valores de concentrações de nitrato revelam uma associação com as zonas de alto risco no Norte e Noroeste. Os poços que contem águas com maiores concentrações de N-N_3^- nessas áreas (18 – 40 mg/L), representam 75% (Tabela 2). 83% dos poços na zona de risco apresentaram águas com níveis de contaminação maiores que 12 mg/L de N-NO_3^- . Nas Áreas de médio risco 82% dos poços, possuem concentrações de nitrato inferiores a 18 mg/L, e nas zonas de baixo risco, 80% delas possuem menos que 12 mg/L de N-NO_3^- . Dos 212 poços apenas 25,3% (53 poços) tiveram concentrações abaixo de 10 mg/L para N-NO_3^- , o que é estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5, de setembro de 2017, do Ministério da Saúde (Brasil, 2017), como limite de consumo humano para águas potáveis. Dessas amostras, 41% estão na zona de baixo risco, isso identifica que o IRCAS é mais efetivo quando atribui o valor limite de 12 mg/L, e que a contaminação da água subterrânea pode ocorrer sem que haja um risco previsto pelo índice,

entretanto, grau de contaminação com concentrações maiores que 12 mg/L, possuem resposta satisfatória do índice.

Tabela 2. Número de poços e concentrações de nitrato por grau de risco

N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Risco			Total	Total (%)
	Baixo	Médio	Alto		
0 - 12,0	44	36	14	94	44%
12,0 ≥ 18,0	6	26	17	49	23%
18,0 ≥ 24,0	2	6	30	38	18%
> 24,0	3	6	22	31	15%
Total	55	74	83	212	100%

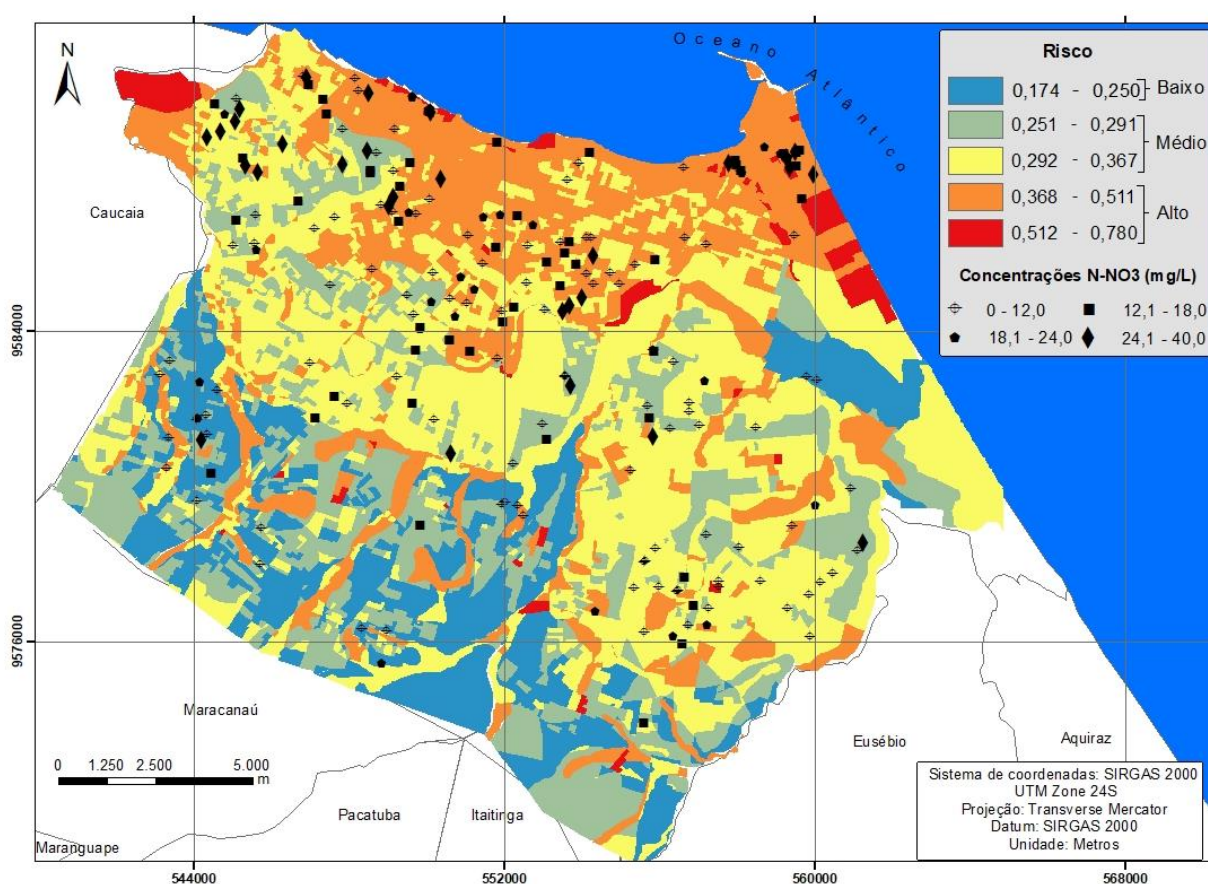


Figura 5. Mapa de risco (IRCAS)

O risco, de forma geral, permitiu identificar as áreas mais prováveis de contaminação, bem como indicar, de acordo o ISA, áreas prioritárias para medidas sanitárias corretivas e preventivas para minimização dos riscos. A inserção de fatores para avaliar o risco, vem sendo trabalhada em diversas metodologias de vulnerabilidade aquífera. Kazakis e Voudouris (2015), ao aplicarem a metodologia DRASTIC na bacia hidrográfica do Anthemountas, Grécia, consideraram que há baixa eficiência desta metodologia para avaliação do risco de contaminação por nitrato. Assim, eles incluem na metodologia um fator de perda de nitrogênio no solo, aumentando substancialmente a

precisão para $r = 0,7$, na correlação de Pearson. A aplicação da metodologia Rainfall and Time travel (RTt), criada por Oke et al., (2016), que se baseia em dados de quantidade e frequência das chuvas, e do tempo correspondente da infiltração até a recarga efetiva do aquífero para classificar a vulnerabilidade aquífera, mostrou-se com as mesmas limitações do DASTIC na Bacia do Rio Dohomey em aquíferos intersticiais (Oke et al., 2016). Tentando determinar zonas de proteção contra contaminação por nitrato na Bacia do Rio Choushui, Taiwan, Jang e Chen (2015) produziram um índice baseado na integração entre resultados de regressão logística e indicadores de krigagem, com a metodologia de vulnerabilidade chamada sIKlpm, utilizada para definir zonas de proteção baseadas em indicador de krigagem univariada atrelada à regressão logística a partir de dados das médias das sondagens mais representativas. Contudo, apesar da proposta de apresentar o risco, Jang e Chen (2015) não utilizaram parâmetros intrínsecos ao aquífero para avaliar a vulnerabilidade, e também não utiliza variáveis de uso e ocupação do solo para avaliação do risco.

A irregularidade na distribuição dos poços não permitiu ajustes mais precisos da eficiência do IRCAS, no entanto, é possível apontar que houve resposta satisfatória, considerando a limitação e as poucas amostras em áreas consideradas de risco crítico. O zoneamento dos valores de concentração de nitrato demonstram associação com as áreas de maior risco, sobretudo no norte e centro-noroeste da área (Figura 6). Aponta-se que em áreas com eficiência no saneamento ambiental (centro-norte) ainda há alto risco, pois nesse setor o fator natural da vulnerabilidade aquífera é preponderante para a contaminação. Áreas de alto risco precisam ser mais bem amostradas e avaliadas em estudos de maior detalhe, sobretudo em comunidades com ocupações irregulares e altos valores de contaminação ligados a efluentes domésticos.

Existe a necessidade do maior acompanhamento da qualidade da água nessas áreas e implementação de medidas corretivas quanto ao saneamento. Aplicar a combinação entre a vulnerabilidade e o uso do solo na cidade, delimita as zonas de graus diferenciados de risco e subsidia planos estratégicos de atuação do poder público (Zhang et al., 2016).

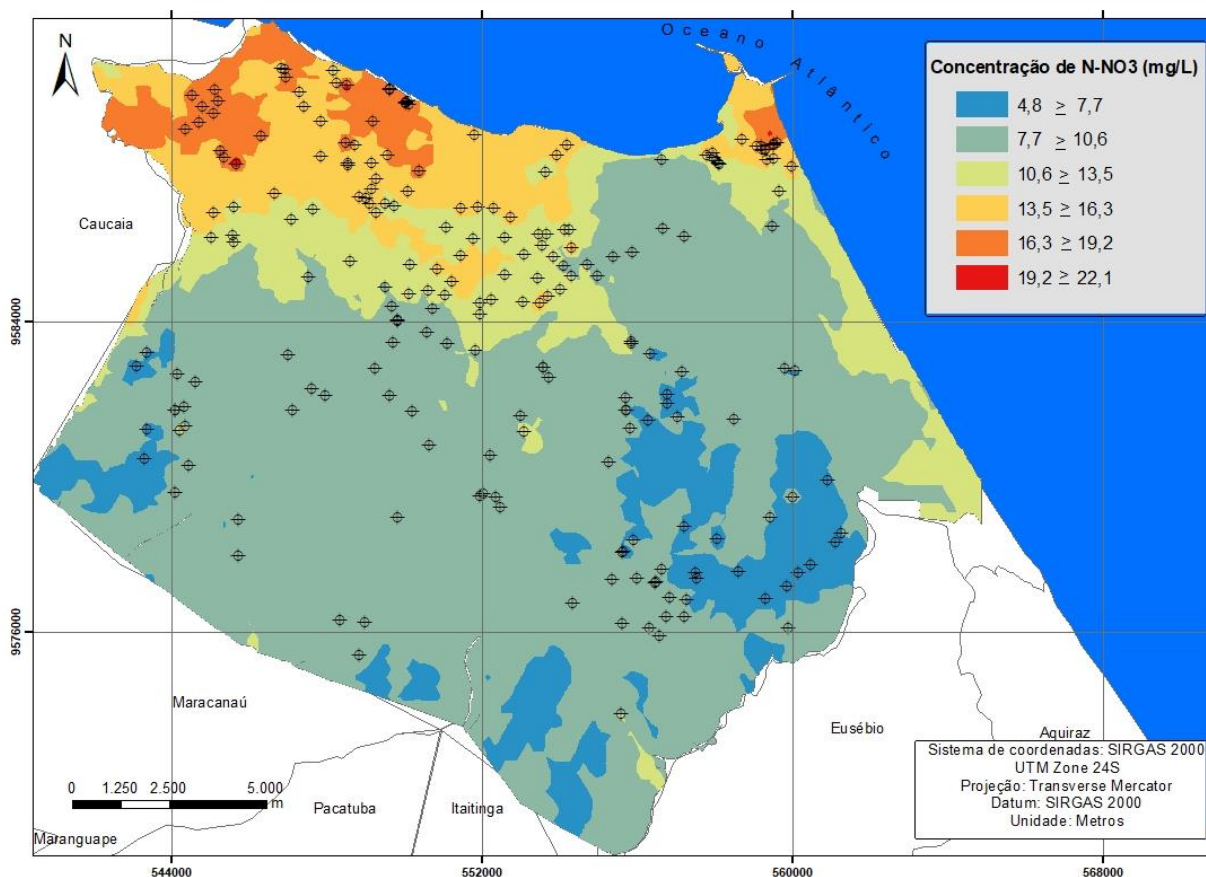


Figura 6. Zoneamento de concentração de nitrato (N-NO_3^-)

CONCLUSÃO

O IRCAS permitiu identificar as áreas mais susceptíveis à contaminação, relacionando a vulnerabilidade aquífera, por meio do índice GOD, aos aspectos sanitários. A ligação entre esses elementos resultou no mapa de risco que sintetizou a condição natural de proteção das águas aliada à disponibilidade efluentes contaminantes associada à má qualidade do saneamento ambiental. O IRCAS ainda se mostrou eficiente em relação à distribuição das amostras de contaminação de água subterrânea por nitrato, sendo mais preciso em concentrações acima de 12 mg/L. A validação do índice com dados secundários de diferentes datas prejudicou a investigação da real eficiência do IRCAS. Assim, considera-se averiguar sua eficiência por meio de dados primários e em escalas de maior detalhe em trabalhos futuros, no entanto, foi possível apontar áreas prioritárias para ações corretivas de uso e ocupação do solo, como, por exemplo, a expansão da rede de esgotamento e a intensificação de vigilância quanto aos esgotos clandestinos. A metodologia aplicada permite uma melhor forma de planejar dos recursos hídricos subterrâneos, com o ordenamento urbano territorial.

REFERÊNCIAS

- Al-Amoush, H., Hammouri, N. A., Zunic, F., Salameh, E. (2010). Intrinsic Vulnerability Assessment for the Alluvial Aquifer in the Northern Part of Jordan Valley. *Water Resources Management*, 24 (13), 3461-3485. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-010-9615-y>.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R. Hackett, G. (1997). DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution in potential using hydrogeologic settings. Washington, D.C.: Environment Protection Agency.
- Araújo, K. V., Cavalcante, I. N., Oliveira, R. M., Peixoto, F. S., Lima Neto, I. O. (2017). Vulnerabilidade Natural e Perigo de Contaminação do Sistema Aquífero Dunas na Região Norte do Município de Aquiraz - Ceará. *Revista do Instituto Geológico*, 38 (2), 37-48. <http://dx.doi.org/10.5935/0100-929X.20170008>.
- Aubre, F. (1992). Développement d' une nouvelle méthode d' évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. *Mémoire de maîtrise*, Québec : École des Gradués Université Laval, Faculté des Sciences et Génie. 249p.
- Banana E.; Chikoti P.; Harawa C.; MacGranahan, G.; Mitlin D.; Stephen S.; Shermbrucker N.; Shumba F.; Walnycki A., 2015. Sharing reflections on inclusive sanitation. *Environmental & Urbanization*, 27 (1): 19-34. <https://doi.org/10.1177/0956247815569702>
- Barret M.H., Hiscock K.M., Pepley, S., Lerner D.N., Tellam, J.H., French M.J., 1999. Marker Species For Identifying Urban Groundwater Recharge Sources: a review and case study in Nottingham, UK. *Water Resource*, 33 (14): 3083 – 3097. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00021-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00021-4)
- Bento, V. R. S. (2011). *Centro e Periferia em Fortaleza Sob a Ótica das Disparidades da Infraestrutura do Saneamento Básico*. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências e Tecnologia – UECE.
- Borges, U. N. (2008). *Análises de riscos potenciais de degradação ambiental em bacias hidrográficas urbanas com o apoio de tecnologias de baixo custo*. Dissertação (Mestrado): Recife: Centro de Tecnologia e Geociências – UFPE.
- Bhughriba, M., Barkaoui, A., Zarhloule, Y., Lahmer, Z., El Houadi, B., Verdoya, M. (2010). Groundwater vulnerability and risk mapping of the Angad transboundary aquifer using DRASTIC

index method in GIS environment. *Arabian Journal Of Geosciences*, 3 (2) 207-220, <http://dx.doi.org/10.1007/s12517-009-0072-y>

Brandão, R. L. (1998) *Diagnóstico geoambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da Região Metropolitana de Fortaleza. Sistema de Informações para Gestão e Administração Territorial da Região Metropolitana de Fortaleza – Projeto SINFOR*: Fortaleza: CPRM.

Brasil. (2017). Ministério da Saúde. *Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde*. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>. Acesso em: 20 jan. 2019.

Cavalcante, I. N. (1998). *Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada de recursos hídricos na região metropolitana de Fortaleza, Estado do Ceará*. Tese (Doutorado). São Paulo: Instituto de Geociências – USP. <https://doi.org/10.11606/T.44.1998.tde-12112015-140423>

Cavalcante, I. N., Gomes, M. C. R. (2011). As águas subterrâneas no Ceará: ocorrências e potencialidades. In: C. N. Medeiros., D. D. Gomes., E. L. S. Albuquerque., M. L. B. Cruz, (Eds) *Os Recursos Hídricos do Ceará: integração, gestão e potencialidades*, Fortaleza: IPECE, 2011. Disponível em:<<http://projects.mcrit.com/ceara/index.php/estudos-de-degradacao-ambiental/estudo-de-degradacao/118-os-recursos-hidricos-do-ceara-integracao-gestao-e-potencialidades>>. Acesso em: 22 jun 2018.

Civita, M. (1990). La valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento Assessment of aquifer vulnerability to contamination. *Ist Convegno Nazionale Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Techologie e Obiettivi*, n. 3, 39-86. Anais... Marano sul Parano des Sciences et Génie.

Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará - CAGECE. (1987). *Captação de Abreulândia: dados operacionais e de desempenho*. Relatório final. Ceará: CAGECE.

European Commission (2008). *Groundwater protection in Europe European Commission*, DG Environment, Brussels (BE) Luxembourg. Office for Official Publications of the European Communities.

Foster, S. S. D., Chilton, O. J. (2004). Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 12 (1) . 115-120.

Foster, S. S. D., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M., Paris, M; (2006). *Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais*. Washington, D.C.: Banco Mundial. Disponível em: <http://siteresources.worldbank.org/INTWRD/Resources/336486-1175813625542/GroundwaterQualityProtectionGuide_Portugese.pdf> acesso em: 20 jan. 2019.

Freeze, R. A., Cherry, J. A. (1979) *Groundwater*. Printed Hall: New Jersey. 624 p.

Gomes, M. C. R. (2013) *Análise situacional qualitativa sobre as águas subterrâneas de Fortaleza, Ceará – Brasil como subsídio a gestão dos recursos hídricos*. Tese (Doutorado) Fortaleza, Centro de Ciências – UFC.

Gomes, M. C. R. Cavalcante, I. N. C. (2015) Análise geoquímica das águas subterrâneas de Fortaleza, Ceará – Brasil. *Revista Águas Subterrâneas*, 29 (1), 42-59. <https://doi.org/10.14295/ras.v29i1.27917>

Huang, M., Li, Y., Gu, G. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1-3), 36-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2011) Censo demográfico (2010). *Características da população e dos domicílios: resultados do universo*. Rio de Janeiro: IBGE. Acompanha 1 CD-ROM. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd_2010_caracteristicas_populacao_domicilios.pdf Acesso em 12 de fev. de 2018.

Jang, C., Chen, S. (2015). Integrating indicator-based geostatistical estimation and aquifer vulnerability of nitrate-N for establishing groundwater protection zones. *Journal of Hydrology*, 523,, 441-451 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.077>.

Katta, B., Al-Fares, Walid Al., Charideh, A. R. (2010) Groundwater vulnerability assessment for the Banyas Catchment of the Syrian coastal area using GIS and the RISKE method. *Journal of Environmental Management*, 91 (5), 1103-1110,. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.12.008>.

Kazakis, N., Voudouris, K. S. (2015) Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: Modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. *Journal Of Hydrology*, 525, 13-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.035>.

Li, Y., Li, J., Chen, S., Diao, W. (2012) Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. *Environmental Pollution*, 165, 77-90, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.042>.

Lubianetzky, T. A., Dickson, S. E., Guo, Y. (2015). Proposed method: incorporation of fractured rock in aquifer vulnerability assessments. *Environmental Earth Sciences*, 74 (6), 4813-4825, <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4471-y>.

Moura, P.; Sabadia, J. A. B.; Cavalcante, I.N. (2016) Mapeamento de Vulnerabilidade dos Aquíferos Dunas, Barreiras e Fissural na Porção Norte do Complexo Industrial e Portuário do Pecém, Estado do Ceará. *Geociências*, 35 (2), 77-89.

Muhammad, A. M. et al. (2015) Evaluation of local groundwater vulnerability based on DRASTIC index method in Lahore, Pakistan. *Geophysical International* 54 (1), 67-81.

Murat, V. (2000) *Étude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution application aux aquifères granulaires du Piémont Laurentien*. Dissertação (Mestrado). Québec: Geociência - UQ.

Narain, S. (2012). Sanitation for All. *Nature*, 486: 185. <https://doi.org/10.1038/486185a>

Nobre, R.C.M., Filho, O.C.R., Mansur, W.J., Nobre, M.M.M., Cosenza, C.A.N., (2007). Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, 94(3-4), 277-292. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.07.008>

Oke, S. A., Vermeulen, D., Gomo, M. (2016) Aquifer vulnerability assessment of the Dahomey Basin using the RTt method. *Environ Earth Sci*. 75: 1 – 9. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5792-1>.

Oliveira, M. R. B. (2013) *O crescimento urbano e o risco à poluição das águas subterrâneas freáticas no entorno da lagoa da Parangaba, Fortaleza – Ceará*. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências -UFC.

Peixoto, F. S. *Efeitos do uso e ocupação do solo nas águas subterrâneas a sudeste do Município de Fortaleza*. 2016, 129 f. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências – UFC.

Pereira Júnior, L.C., Soares, H.L.T., Castro, S.S. (2015). Vulnerabilidade natural e risco de contaminação do aquífero Bauru no município de Rio Verde – GO. *Águas Subterrâneas*, 29 (2): 129-145.

Pinheiro, R. J. B., Ruber, A. C. C., Nummer, A. V., Silva, J. L. S. (2015). Aplicação dos Métodos GOD e POSH para determinação da vulnerabilidade e perigo à contaminação dos aquíferos na cidade de Santa Maria-RS. *REGA*, 12 (2): 61-79.

Pizzol, L., Critto, A., Giubilato, E., Marcomini, A. (2015). Risk-based prioritization methodology for the classification of groundwater pollution sources. *Science Of The Total Environment*, 506-507, 505-517. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.014>

Prefeitura de Fortaleza (2015). *Fortaleza 2040*. 2ª ed, Fortaleza: Iplanfor.

Tajra, A. A. (2001) Aspectos técnico-construtivos dos poços tubulares e a legislação pertinente. Área Piloto de Fortaleza-Ceará. Dissertação (Mestrado), Fortaleza: Centro de Ciências – UFC.

United States Environment Protection Agency - USEPA. (1993) *A review of methods for assessing aquifer sensitivity and groundwater vulnerability to pesticide contamination*. United States: USEPA, office of water.

Vrba, J. et Zaporozec, A. (1994) *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. Hannover: H. Heise.

Yamamoto, J. K. Landim, P. M. B. (2013). *Geoestatística: conceitos e aplicações*, 1. ed, Oficina de textos.

Zhang, B., Li, G., Cheng, P., Jim, T., Hong, Y. M. (2016). Landfill Risk Assessment on Groundwater Based on Vulnerability and Pollution Index. *Water Resources Management*, 30 (4):1465-1480. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-016-1233-x>.

Zhao, Y.; Zhang, B.; Feng, C.; Huang, F. Zhang, P.; Zhang, Z.; Yang, Y.; Sugiura. (2012), Behavior of autotrophic denitrification and heterotrophic denitrification in na intensifield biofilm-electrode reactor for nitrate-contaminated drinking water treatment., *Bioresource Techonology*, 107: 159 – 165. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.118>

Influências do uso e cobertura da terra e condições sanitárias na qualidade da água de aquíferos urbanos

Influence of land use and sanitation issues in water quality of the urban aquifer

Filipe da Silva Peixoto¹; Itabaraci Nazareno Cavalcante²; Diolande Ferreira Gomes²

¹Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Rua Almino Afonso, 478 - Centro - Mossoró/RN CEP: 59.610-210; felipepeixoto@uern.br , fone: 84 3315-2115.

²Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geologia, Avenida Humberto Monte, s/n - Parquelândia, CEP 60020-181, Fortaleza, CE, BR (itabaracicavalcante@gmail.com.br); (dfreire68@gmail.com)

Resumo

Neste estudo, buscou-se identificar se existem influências das condições sanitárias e uso da terra na qualidade da água em um aquífero urbano da cidade de Fortaleza -CE/Brasil. Para isso, analisou-se o: uso da terra (área construída, solo exposto, área verde e lagoas) através de imagens orbitais de resolução espacial de 5 metros; os aspectos sanitários (acesso ao serviço de esgoto, uso de fossas sépticas e fossa rudimentar para domicílios) onde foram investigados por setores censitários segundo dados do Censo de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Para estudar a qualidade da água subterrânea foram coletadas 30 amostras para delimitação de parâmetros físicos e químicos. Foi identificado que setores com áreas pouco construídas produzem baixas concentrações de agente contaminantes. Algumas áreas mais ocupadas apresentaram concentrações de nitrito associadas a altos valores de nitrato, indicando contaminação recente. As áreas onde mais de 75% dos domicílios estão vinculados ao serviço de esgoto sofrem pouca contaminação por nitrato no período chuvoso, enquanto nas áreas onde menos de 50% dos domicílios estavam vinculados ao serviço de esgoto foi evidenciada a contaminação por nitrato, principalmente no período chuvoso. O estudo mostrou que é impossível realizar o controle da contaminação aquífera sem políticas adequadas de uso da terra urbana. O foco na prevenção da contaminação e monitoramento da água subterrânea são necessários para políticas públicas de saúde da população, recuperação e conservação da qualidade da água.

Palavras-chave: Qualidade sanitária; Contaminação da água; Planejamento urbano e ambiental; Águas urbanas.

Abstract

In this study we search identify if there is relation between sanitary aspects, land use on nitrate contamination in a urban aquifer of the Fortaleza city – Brazil. For this we analyzed: use land

(constructed area, expose soil, green area and lagoons) through orbital images of especial resolution 5 meters; sanitary aspects (access to sewage service, uses of septic tanks and rudimentary cesspit for domiciles). To study groundwater quality, we collected 30 samples with physical-chemical parameters, include nitrate (N-NO_3^-), Nitrite (NO_2^-) Ammoniacal nitrogen (N-NH_4^-). Sectors with little constructed areas produce low contaminates agents concertation. Most occupied areas had significant influence on nitrite concentration, probably for infiltration from runoff and little natural recharge from atmospheric precipitation. Areas where >75% of the domiciles was linked to sewage service suffer little nitrate contamination in rainy period, while areas where <50% of the domiciles was linked to sewage service has been influence a large nitrate contamination in wet period. The study showed that is impossible accomplish the control of contamination in urban aquifer outside public polices of urban land use. Focus in contaminant prevention is the main way for recuperated and maintenance available water quality in urban aquifer.

Key words: Sanitation quality; Water contamination; Urban and environmental planning; Urban water.

1 Introdução.

O nitrato é um dos maiores contaminantes em ambiente subsuperficial, sendo um problema no meio rural e nas cidades. As atividades agrícolas produzem muitos resíduos de fertilizantes com alto volume de compostos nitrogenados (ZANG et al., 2015). Nas cidades, a contaminação por nitrato pode ser derivada de efluentes comerciais, industriais ou domésticos (MATAITOS, 2016). Os efluentes domésticos possuem diferentes componentes (HUANG, 2010), mas o nitrato é o mais comum, pois é resultado final do processo de decomposição da matéria orgânica e sua forma iônica na água não permite remoção por tratamento convencional (ZAHO et al., 2012). Além disso, o nitrato pode gerar complicações na saúde humana, tais como: câncer, aborto, mortalidade infantil, dor abdominal e diarreia (EBRAHIMI e ROBERTS, 2013).

O aquífero estudado se classifica como aquífero livre, e se encontra sob um setor de ocupação consolidada da cidade de Fortaleza-CE, assim, supõe-se que os processos de contaminação são muito complexos. Tubal (2017) indicou que a gestão de águas subterrâneas em áreas urbanas requer um conhecimento detalhado com as ferramentas adequadas para prever a evolução da qualidade da água. Os aquíferos urbanos podem ser afetados por fontes de poluição muito diversas. A poluição dos mesmos inclui a recarga das perdas de esgoto, escoamento urbano poluído, rios poluídos ou outras águas superficiais, intrusão de água do mar, vazamentos industriais (BARRET et al., 1999; LERNER e YANG 2000; FOSTER e CHILTON, 2004; MANNY, ATMAJA e PUTRA,

2016; PEIXOTO et al, 2017; TUBAL et al., 2017). O aquífero, contudo, tem uma importância estratégica para a sustentabilidade hídrica ambiental das cidades, além de promover importantes serviços ambientais de decomposição de resíduos.

A problemática do aquífero urbano envolve a complexidade socioambiental inerente as cidades. Para estudar o aquífero é preciso considerar e localizar a apropriação do solo, uso da terra e condições sanitárias (FORD e TELLEN, 1994). Além disso, a zona vadosa pode atuar como um filtro eficiente contra bactérias de escoamento de águas pluviais urbanas durante a infiltração do escoamento de águas pluviais (VOISIN et al., 2018). Portanto, as características hidrogeológicas e a vulnerabilidade dos aquíferos são importantes para se prever o comportamento dos contaminantes (KAZAKIS e VOUDOURIS, 2015). Schirmer, Leschik e Musolf (2013) afirmam que “é necessário relacionar melhor as características da cidade aos problemas ambientais relativos à água com base em abordagens metodológicas comparáveis” (p.289). A aplicação de metodologias para essa realidade, demanda investigar a relação do usos da terra e mecanismos de contaminação na perspectiva espacial e temporal.

A cidade de Fortaleza está localizada sobre um importante aquífero livre formado em sua maioria por sedimentos, que nas décadas de 60 a 80 contribuía com o serviço de abastecimento de água (CLAUDINO-SALES, 2004). Houve necessidade de ampliar o abastecimento de água disponível devido ao aumento populacional de 50% nas últimas três décadas e por causa do crescimento econômico e da diversificação industrial na Região Metropolitana de Fortaleza (ELIAS, 2003). Assim, o modelo de gestão de recursos hídricos adaptado às constantes secas priorizou o armazenamento em reservatórios superficiais em detrimento do uso e conservação dos aquíferos (PEIXOTO et al, 2017; CAMPOS, 2015);

Nos últimos anos, as secas constantes intrínsecas ao clima semiárido, a irregularidade das precipitações e a possibilidade de mudanças climáticas colocam em questão este modelo de gestão de recursos hídricos (SILVEIRA e PEIXOTO, 2018). Exemplo disso é que, atualmente, a demanda de água da cidade de Fortaleza é de 9,70 m³/s (SEUMA, 2015) e esse volume depende da disponibilidade de água no interior do estado, onde o efeito da irregularidade climática é maior do que na zona costeira, onde a cidade está situada.

É necessário estudar a qualidade da água em aquíferos urbanos, identificar os mecanismos de contaminação e promover ações de uso e conservação deste aquífero. Nesse estudo, buscou-se identificar se há relação entre a qualidade da água subterrânea e as condições sanitárias e de uso da terra na cidade de Fortaleza - Brasil, utilizando a concentração de nitrato como indicador de contaminação.

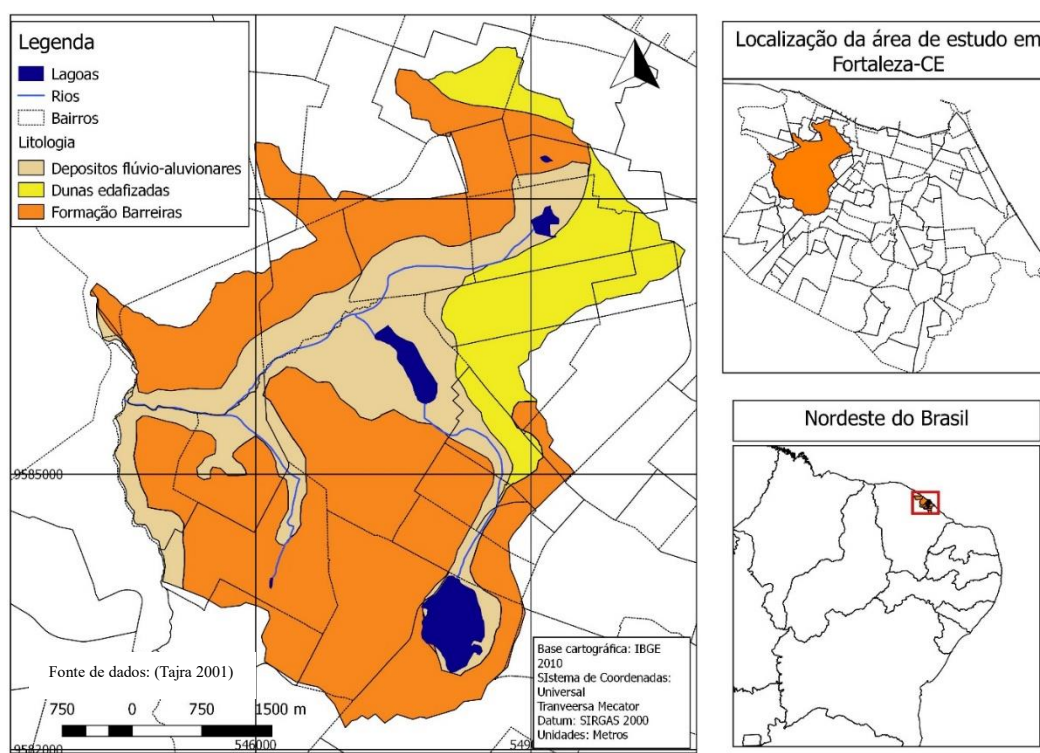
2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma bacia hidrográfica urbana, com 24,5 km² inserida a oeste da cidade de Fortaleza, no Ceará, Nordeste Brasileiro (Figura 1). Fortaleza é a quinta cidade mais populosa do Brasil com cerca de 2.600.000 habitantes (IBGE, 2018). O clima é classificado como Tropical com Verão Seco (ALVARES et al, 2015), porém 90% da área do Ceará possui clima Semiárido. A temperatura média anual é 27°C, com máximas de 32°C. As chuvas concentram-se no intervalo de fevereiro a junho, totalizando 1.500 mm/ano, mas a evapotranspiração potencial é de 2.300 mm / ano, ocasionando um balanço hídrico climático negativo (CEARÁ, 1992).

Existe atualmente grande dificuldade de abastecimento de água em grandes e médias cidades na região semiárida do Nordeste do Brasil, porém os aquíferos costeiros são importantes para o abastecimento alternativo de água. A litologia da área de estudo é formada por rochas sedimentares representadas por sedimentos, inconsolidadas em sua maioria, de silto-argilo-arenosos, representando a Formação Barreiras (BRANDÃO, 1995). As Dunas edafizadas, presentes no Nordeste da área, são formadas por areias de granulometria homogenea, selecionadas e depositadas pela dinâmica eólica, representam o melhor potencial aquífero, propiciando boas vazões de poços (5 - 15 m³/h) (CAVALCANTE, 1998). Enquanto do Depósitos flúvio-aluvionares, formada por camadas intercaladas de site areia e argila, acompanhar os cursos dos rios e as lagoas.

Figura 1 - Localização e litologia da área de estudo



2.2. Uso da terra

Para a avaliação e uso da terra foi coletada a imagem orbital do satélite RapdEye-4, sensor *RapdEye Earth Imaging System - REIS* que possui as seguintes características: 5 bandas multiespectrais (azul, verde, vermelho, *edge-red*, infravermelho próximo), resolução espacial de 5 m, e 12 bits de resolução radiométrica. A imagem utilizada foi cortesia do Ministério do Meio Ambiente (MMA), de junho de 2015.

No estágio de pré-processamento foi realizada as correções geométrica e atmosférica na imagem. A seguir, o estágio de processamento consistiu na composição das bandas nos seguintes canais: azul/azul; verde/verde e próximo infravermelho/ vermelho. Esta composição em cores falsas ressaltou áreas verdes. Foram determinadas 4 classes de uso da terra: áreas verdes; áreas construídas; solos e lagoas. Realizou-se uma classificação supervisionada por regiões, utilizando a máxima verossimilhança no software livre Spring 5.5.2 do instituto nacional de pesquisas espaciais -INPE.

2.3. Condições sanitárias

As condições sanitárias considerados para este estudo utilizam um índice de serviço de esgotamento sanitário composto por domicílios com acesso ao serviço de esgotamento sanitário/total de domicílios, além de densidade de domicílios que utilizam fossas sépticas e rudimentares.

Todos os parâmetros foram obtidos a partir de dados do censo realizado em 2010 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2011). Os dados foram agregadas em setores censitários através da veiculação dos dados brutos à tabela de atributos dos *shapes* considerados, utilizado o Sistema de Informação Geográfica- SIG Quantum Gis 2.18.26. Para análises comparativas com os parâmetros de qualidade da água, foi calculado o centroide dos polígonos representados setores censitários por meio do SIG e realizada krigagem de fossas sépticas e fossas rudimentares usadas para domicílios / km² com o software *Sufer* 12.

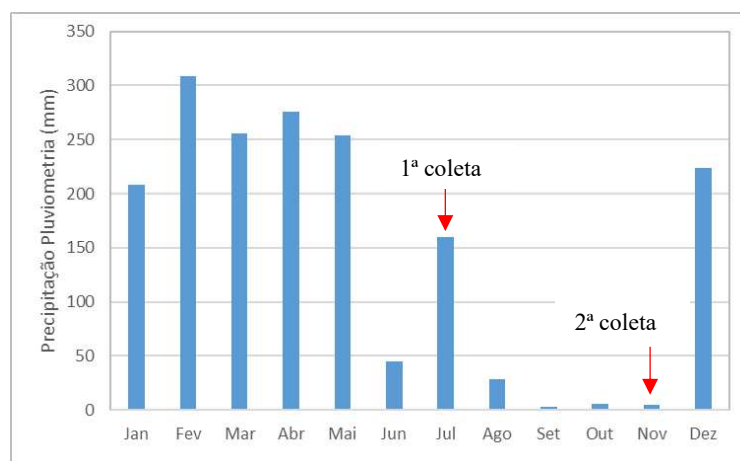
2.4. Qualidade da Água

A qualidade da água é importante para direcionar a prioridade de uso e depende da hidrogeoquímica do meio ambiente terrestre e da qualidade da recarga aquífera.

Os poços amostrados foram escolhidos a partir de um pré-cadastro de poços feito por Gomes e Cavalcante (2017) composto por 434 poços tubulares na cidade de Fortaleza. Foram selecionados 32 poços para amostragem final compondo o cadastro na área de estudo. O procedimento do campo foi executado em duas etapas: a primeira entre 02 e 06 de julho de 2018 (final do período úmido) quando foram realizadas análises de 32 amostras. A segunda, entre 22 e 26

de novembro de 2018 (período seco) (Figura 2), quando foram realizadas análises de 30 amostras, pois 2 poços estavam em manutenção. Escolheu-se, assim, trabalhar com 60 amostras, 30 para cada período sazonal, buscando um estudo comparativo e temporal.

Figura 2 – Precipitação pluviométrica anual (2018) em Fortaleza - Ceará



Todos os parâmetros foram analisados no Laboratório de Geoquímica Ambiental do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará - UFC, no mesmo dia da coleta em ambos os períodos. Foram analisados os seguintes íons e parâmetros: bicarbonato - HCO_3^- ; cloreto - Cl^- ; sulfato- SO_4^{2-} ; potássio - K^+ ; cálcio - Ca^{2+} ; magnésio - Mg^{2+} , pH, alcalinidade, condutividade elétrica - CE; amônio - NH_3^+ ; nitrogênio amoniacal - N-NH_4^+ ; nitrito - NO_2^- ; nitrato - N-NO_3^- ; ferro- Fe^{2+} ; fluoreto- F^- ; turbidez; dureza da água, sólidos totais dissolvidos - STD, todos de acordo com os métodos padrões (APHA, 1998).

Foi realizada a descrição hidroquímica classificando a salinidade e os tipos de água por meio do Software Qualigraf 18. Foi utilizada a estatística multivariada na análise de componentes principais - PCA através do software Andad 2.0 permitindo identificar parâmetros de associação que foram descritos em etapas subsequentes, principalmente para parâmetros de relações significativas com concentrações de nitrato, entendendo-se que o PCA é utilizado amplamente para redução de dados em estudos hidroquímicos e hidrogeológicos (Matiatos et al., 2016, p. 804);

A análise geoestatística foi realizada pela krigagem com pH, nitrato, nitrito, e sulfato, pois estes demonstraram associações a serem investigadas a partir da aplicação da ACP e demonstraram valores de concentração contaminantes em alguns poços, como no caso do nitrito. O modelo de ajuste esférico foi aplicado na descrição do variograma, sendo o procedimento realizado no software GeoR o processo de validação cruzada foi realizado e Suffer 9 onde aplicou-se a modelagem. Realizou-se correlação de covariância comparativa entre N-NO_3^- e índice de serviço de esgoto; de fossas sépticas e fossas rudimentares utilizadas para domicílios/ km^2 , utilizando a

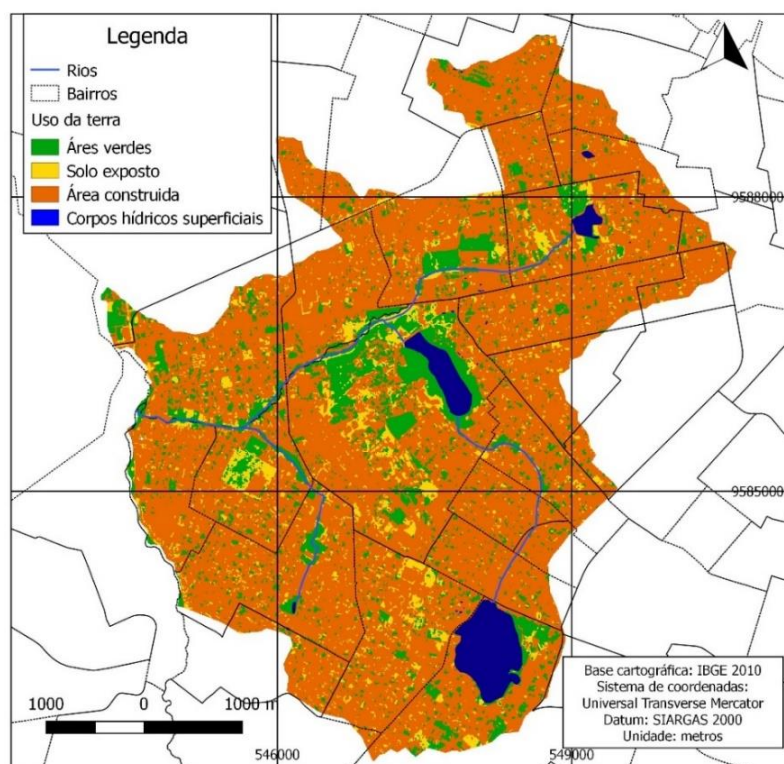
ferramenta “Cov.r” de Quantum Gis 2.18.26. A covariância mede a correlação espacial entre variáveis, permitindo identificar a associação entre fenômenos espaciais.

3. Resultados e Discussão

As características de uso da terra foram importantes para descrever os impactos no meio ambiente. A apropriação do recurso natural pela sociedade envolve não apenas o recurso que pode ser alocado mas, também, o espaço geográfico, onde o uso do solo promove importantes mudanças na paisagem. Ford e Tellen (1994) estabeleceram uma forte relação entre a poluição de NO_3^- e Ba^{+2} , além de concentrações mais altas de salinidade, sulfato, cloreto, sódio, boro e metal pesado associadas a metais em solos de uso industrial. Nas cidades, as terras de uso industrial, comercial e residencial são mais frequentes.

A área de estudo tem sido utilizada para uso comercial e residencial, a área construída combina ambos os usos. Há, de um modo geral, ocupação quase consolidada, pequenas áreas associadas a lagoas têm sido maioritariamente áreas não construídas com outras classes de uso de terra (Figura 3). Por exemplo, na área central está localizado o Campus Universitário do Pici/UFC, onde o uso institucional não permite ocupações residenciais, esse é o setor mais conservado na área de estudo.

Figura 3 - Uso da terra na área de estudo



A área construída é formada em grande maioria para uso residencial, e o uso comercial é restrito aos edifícios, além das principais avenidas. Cerca de 76% da área possui edificações, as áreas verdes possuem 13% e o solo exposto é de 7%. Essas últimas tipologias são pertencentes a áreas não ocupadas e possivelmente promovem baixos impactos quali-quantitativos no ciclo hidrológico (Tabela 1).

Tabela 1 – área e classes respectivas de uso da terra

Classes de uso da terra (km ²)				
Áreas verdes	Áreas construídas	Solo exposto	Lagoas	Total
3,33	18,76	1,77	0,63	24,52

3.2. Indicadores de saneamento

As condições de saneamento são representativas em impactos nas águas urbanas. As condições distintas do esgotamento sanitário, principalmente, podem causar efeitos diferentes na qualidade da água. A exemplo disso, Peixoto et al. (2017) mostraram que densidades maiores de fossas sépticas aumentam a recarga artificial involuntária de efluentes domésticos.

A distinção entre fossas sépticas e fossas rudimentares foi estabelecida nos padrões brasileiros. Segundo a NBR 7229 (ABNT, 1997), as fossas sépticas ou tanque sépticos são unidade de formato cilíndrico ou prismático que faz o tratamento do efluente para escoamento horizontal promovendo sedimentação, floculação e digestão de efluentes, enquanto a fossa rudimentar é o dispositivo que não obedece aos requisitos construtivos e operacionais estabelecidos na NBR. Recebe os efluentes diretamente em buracos e valas revestidas ou não de material concreto, sem qualquer mecanismo de mitigação da carga de contaminação.

Os indicadores sanitários representados pela densidade de fossas sépticas e fossas rudimentares são as principais fontes potenciais de contaminação da área. Há grande densidade de fossa rudimentar no setor sul (Figura 4). As fossas sépticas têm demonstrado grande dispersão, mas também no setor sul se encontram as maiores densidades (Figura 5).

Figura 4 – Densidade de domicílios com fossas rudimentares- FR

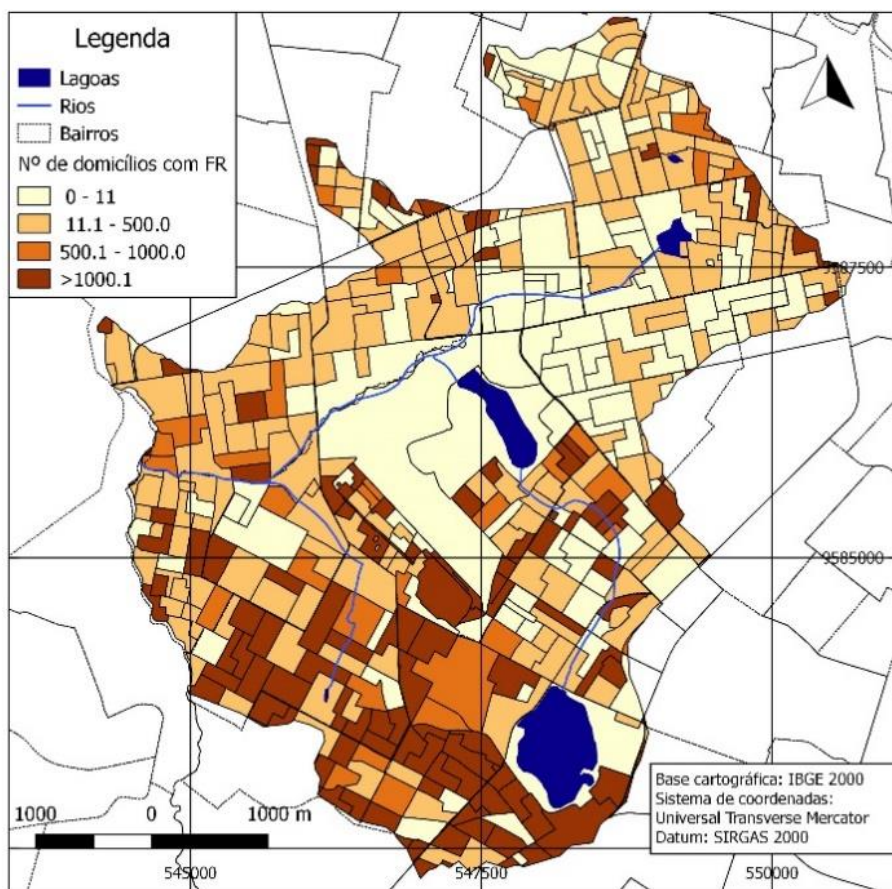
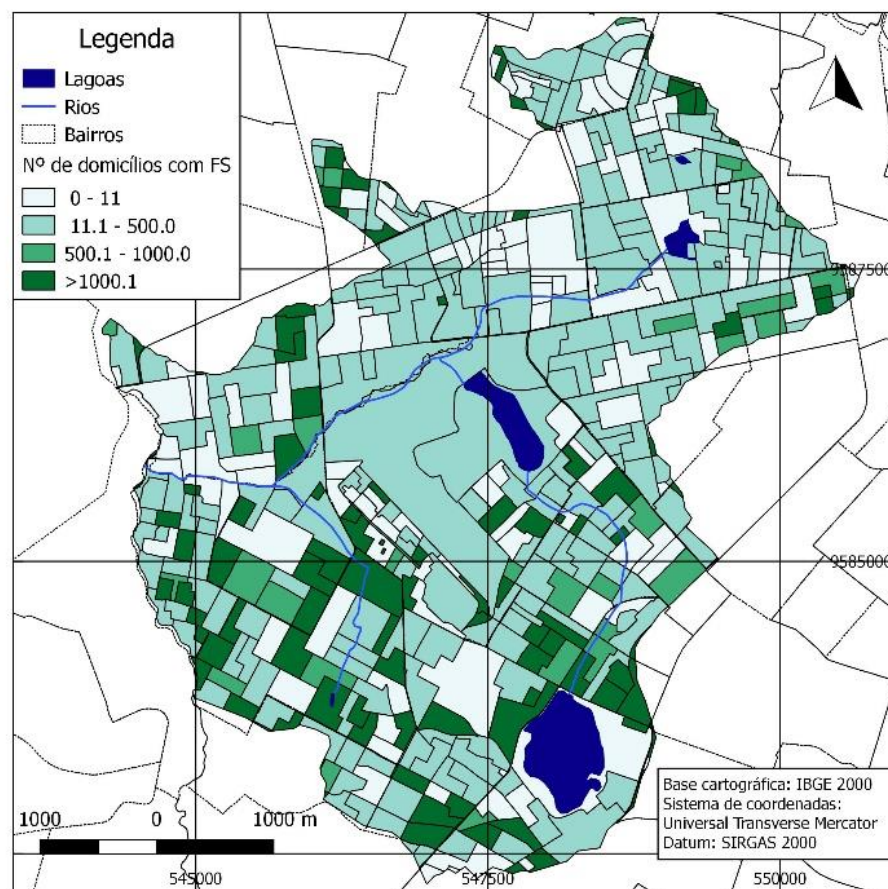


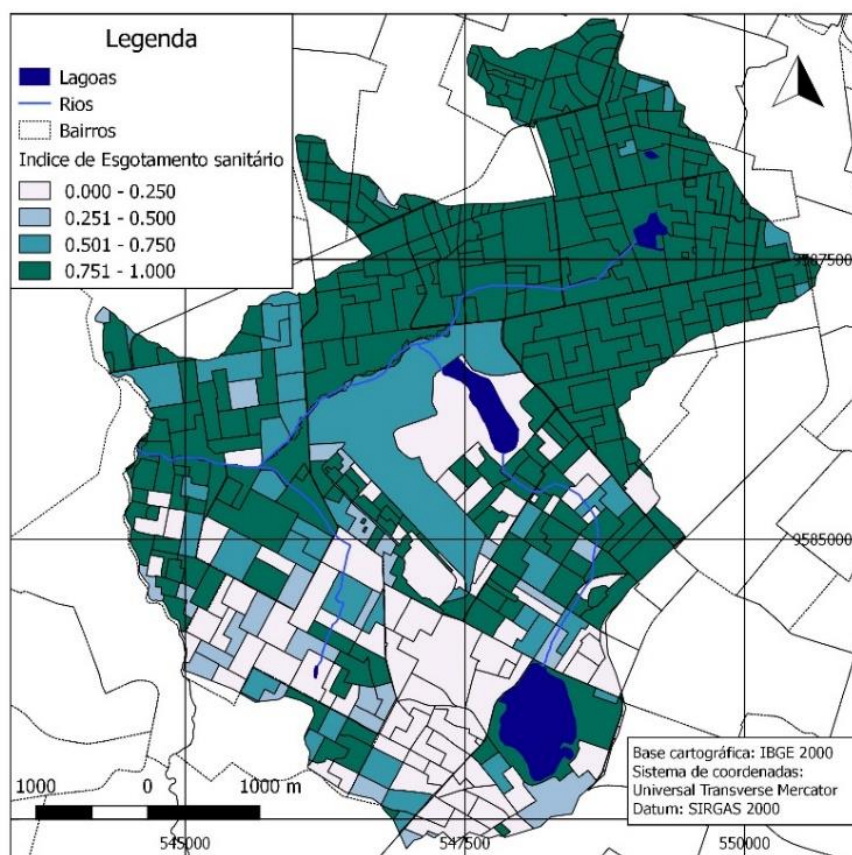
Figura 5 – Densidade de domicílios com fossas sépticas-FS



Para entender a magnitude desses valores, no Brasil, a instalação de fossas sépticas não deve ultrapassar o limite de 10 unidades/hectare ou 1.000 unidades/km² (ABNT, 1997). Para o padrão americano, que é muito mais restritivo que o padrão brasileiro, a densidade não deve exceder 15/km² (USEPA, 1977). Essa limitação considera que existe uma relação desses dispositivos e a quantidade de contaminantes que podem adentrar o ambiente subterrâneo. Na área de estudo, 40% dos setores censitários excederam o limite de 1000 unidades/km² de fossas sépticas e todas as áreas possuem fossas rudimentares num total de 13.545.

No setor sul há menor acesso ao serviço de esgoto, onde o setor censitário possui menos de 25% de domicílios ligados à rede de esgoto (Figura 6). O índice mostrou evidências de que a área de estudo é uma transição entre o serviço de esgoto urbano e suburbano. Na cidade de Fortaleza são notadas condições sanitárias ruins em semelhantes zonas periféricas como foi evidenciada por Bento (2011) e Peixoto et al. (2017).

Figura 6 - Índice de serviço de esgoto



A qualidade da água foi descrita 66% de água doce, 31% água salobra e apenas o poço 7 teve água salgada (Figura 7). Existe, portanto, boa qualidade natural da água subterrânea na área investigada segundo a concentração de sais na água, assim como descreveram Gomes e Cavalcante (2015) para o município de Fortaleza. As principais classes de água de acordo com o Diagrama de Piper são Cloretadas Sódicas (75%) e Sódicas Mistas (13%), enquanto as outras classes foram representadas unicamente por uma amostra, não sendo significativa (Figura -8).

Figura 7 - Classes segundo a salinidade

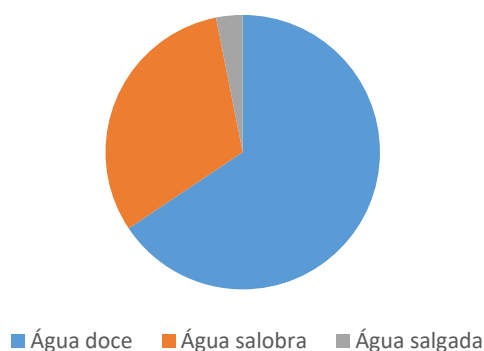


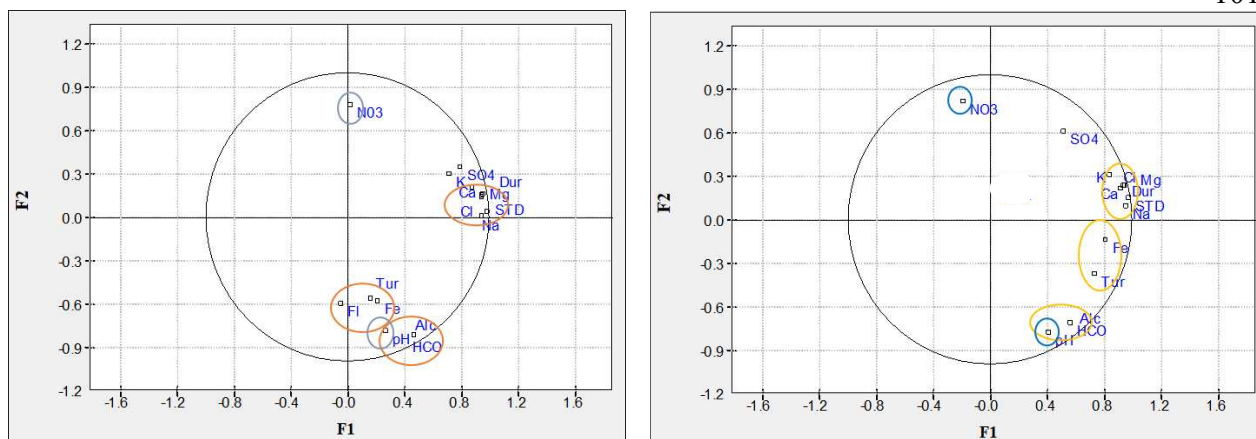
Figura 8 - Classes iônicas



A análise de componentes principais - ACP apresentou poucas diferenças entre o período seco e úmido. Existe associação entre todos os íons principais no período úmido, como também foi verificado por Zang et al (2015), exceto o bicarbonato (HCO_3^-) que está associado à alcalinidade e ao pH. Esse comportamento também foi evidenciado no período seco, mas neste o sulfato apresentou-se deslocado e não está associado a nenhum íon. Em ambos os períodos notou-se uma correlação inversa entre pH e NO_3^- como visto no Fator 2 (F2) da ACP, que possui 32,4% de variância (Figuras 9 e 10). A diminuição do pH tem uma relação biogeoquímica com a oxidação da matéria orgânica e contaminação por nitrato (HEM, 1959). Wilhelm et al. (1995) e Liu et al. (2013) sugerem que a acidificação das águas subterrâneas pode ser causada pela oxidação do NO_2^- para NO_3^- . Portanto, nessa condição as águas também se encontram com altas concentrações de NO_3^- .

Figure 9 – PCA no período chuvoso

Figure10- PCA no período seco



Geralmente, todos os íons principais, no período seco, tiveram médias e medianas mais altas que no período úmido. Esta é uma indicação de um regime pluvial de recarga de aquíferos, característica comum em aquíferos não confinados, apresentando no Fator 1 (F1) da PCA, que possui 46,2% da variância. Com o acréscimo da recarga pluvial, há maior diluição dos íons maiores.

O sulfato (SO_4^-) foi o único íon maior que diminuiu a média do desvio padrão-DP no período seco (Tabela 2). Os parâmetros de CE e STD do Poço 7 não foram considerados para médias e medianas em ambos os períodos, pois os valores desses parâmetros foram considerados anômalos com cerca de 6 vezes e 11 vezes maiores que a média nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. A ocorrência disso deve-se a localização do poço que capta água da aluvião do rio Maranguapinho, formado por sedimentos de origem flúvio-marinha que possui fácies argilosas com altas concentrações de sais. Oliveira et al. (2014) identificaram que as águas do desse rio, na mesma altura onde está locado o Poço 7, possuem valores de até 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que também pode influenciar na alta salinidade da água. A drástica diferença entre os valores de CE das águas do Poço 7 ocorre por conta diluição da água subterrânea pela recarga de água pluvial no período chuvoso. E, ainda, pela menor concentração de sais na água do rio Maranguapinho durante esse período (OLIVEIRA et al., 2014).

Tabela 2 – Estatística básica dos parâmetros

Parâmetros	min	max	mean	med	sd	Parâmetros	min	max	mean	med	sd
pH	4,0	7,3	6,1	6,3	0,9	$\text{Na}^+(\text{mg}/\text{L})$	27,1	495,9	103,0	91,0	84,8
pH*	4,1	7,5	6,1	6,2	0,8	$\text{Na}^{+*}(\text{mg}/\text{L})$	26,0	658,6	104,6	76,3	115,1
EC($\mu\text{S}/\text{cm}$)	152,7	4.922,0	665,6	672,1	799,9	$\text{K}^+(\text{mg}/\text{L})$	2,7	26,7	11,7	12,0	5,5
EC*($\mu\text{S}/\text{cm}$)	373,4	7.830,0	675,4	665,4	1.339,0	$\text{K}^{+*}(\text{mg}/\text{L})$	2,5	37,5	12,1	12,3	6,4
Alk(mg/L)	4,0	220,2	71,5	56,6	65,9	$\text{N-NO}_3^-(\text{mg}/\text{L})$	0,1	33,2	11,6	10,1	9,0
Alk*(mg/L)	0,0	210,1	80,7	52,6	85,6	$\text{N-NO}_3^{-*}(\text{mg}/\text{L})$	0,4	35,6	10,6	7,6	8,7
$\text{HCO}^-(\text{mg}/\text{L})$	0,0	246,4	87,3	69,0	80,4	$\text{NO}_2^-(\text{mg}/\text{L})$	0,0	1,1	0,2	0,0	0,3
$\text{HCO}^{-*}(\text{mg}/\text{L})$	0,0	256,3	98,4	64,1	104,5	$\text{NO}_2^{-*}(\text{mg}/\text{L})$	0,0	0,3	0,1	0,0	0,1
$\text{Cl}^-(\text{mg}/\text{L})$	19,0	1.374,6	149,5	111,5	232,8	$\text{N-NH}_4^+(\text{mg}/\text{L})$	0,0	3,0	0,7	0,1	1,0

Cl ⁻ *(mg/L)	18,0	2.439,2	185,2	109,0	432,0	N-NH ₄ ⁺ *(mg/L)	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0
Ca ²⁺ (mg/L)	0,8	108,0	21,2	19,6	19,0	Si ²⁺ (mg/L)	3,4	59,6	17,7	13,4	17,0
Ca ²⁺ *(mg/L)	8,0	192,0	25,1	18,0	33,7	Si ²⁺ *(mg/L)	2,6	55,3	14,4	8,5	14,4
Mg ²⁺ (mg/L)	2,9	218,4	23,0	16,8	36,3	Fe ²⁺ (mg/L)	0,1	2,1	0,2	0,1	0,4
Mg ²⁺ *(mg/L)	6,7	364,8	27,5	15,8	64,1	Fe ²⁺ *(mg/L)	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1
Dureza.(mg/L)	14,0	1.180,0	148,9	117,0	193,3	Fl ⁻ (mg/L)	0,2	1,0	0,4	0,4	0,2
Dureza*(mg/L)	32,0	2.000,0	177,6	113,0	347,6	Fl ⁻ *(mg/L)	0,1	0,9	0,2	0,2	0,1
											429,
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	0,6	139,8	29,9	26,0	28,1	STD(mg/L)	146,0	2.653,0	424,3	419,0	2
SO ₄ ²⁻ *(mg/L)	0,5	93,8	31,6	31,7	24,0	STD*(mg/L)	181,0	4.071,0	413,9	394,0	691,
											9

*período seco,

Lengenda: min - mínimo; max - máximo; mean = média; med – mediana; sd – desvio padrão

O aumento da profundidade em meio saturado causa diminuição de oxigênio disponível e potencial redox. Quando o oxigênio dissolvido cessa na água, os microrganismos reduzem o NO₃⁻ ao N₂, o Fe³⁺ ao Fe²⁺ ou o SO₄²⁻ ao H₂S (MERKEL e PLANER-FRIEDRICH, 2012). Outros autores associam a presença das altas concentrações de sulfato aos efluentes urbanos (POSTMA et al, 1991; SELVAKUMAR, CHANDRASEKAR e KUMAR, 2017). Entende-se que esta situação tem ocorrido na área de estudo, pois não há características sulfatadas em águas naturais locais. Além disso, a baixa concentração de sulfato no centro da área tem sido associada a condições menos poluentes de uso da terra.

O zoneamento foi realizado nos parâmetros de pH, SO₄²⁻, NO₂⁻ e NO₃⁻, revelando um comportamento espacial diferente em relação à condição sazonal. Por exemplo, o pH, embora tenha menor tendência a acidificação no período chuvoso por causa a recarga do aquífero, revelou menos ácido nesta seção do ano, atingindo a média de 6,4 (Figuras 11 e 12), sendo que o poço 32 apresentou amostra de água menos ácidas que a média no período chuvoso 7,26 no período seco 7,48.

O SO₄²⁻ registou menor concentração média no período seco, apesar dos valores mais altos estão localizado no leste e especialmente no oeste com poços com menores concentrações da área central. No período úmido houve maior concentração média 31,6 mg/L de SO₄²⁻, apesar disso, as amostras desse período apresentaram menores valores máximos do que no período seco, quando a desvio padrão (28,1) demonstrou maior variabilidade dos dados (Figura 13 e 14).

O nitrito está na posição intermediária no círculo do nitrogênio, e é importante para entender o mecanismo de contaminação porque a sua presença pode identificar contaminação recente. A presença de nitrito foi detectada, em concentração traço, em 40% dos poços em ambas as amostragens (chuvoso e seco). Os valores foram entre 0,02 e 0,3 mg/L porém, na amostra de água

do Poço 31, a concentração foi relevante (1,1 mg/L), haja vista que atingiu o limite para potabilidade segundo a Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde. Apesar dos valores baixos, a krigagem realizada revela concentrações maiores de nitrito no período chuvoso, inclusive com valores traços (0,3 mg/L) nas águas dos Poços 9 e 11 no período chuvoso (Figura-15). No período seco, foi detectado nitrito somente no extremo nordeste (Figura 16) e isso revela que no setor onde estão presentes os Poços 9 e 11, a infiltração age como um processo de condução de contaminantes dos efluentes domésticos para as águas subterrâneas.

Figura 11 - Zoneamento do pH no período úmido

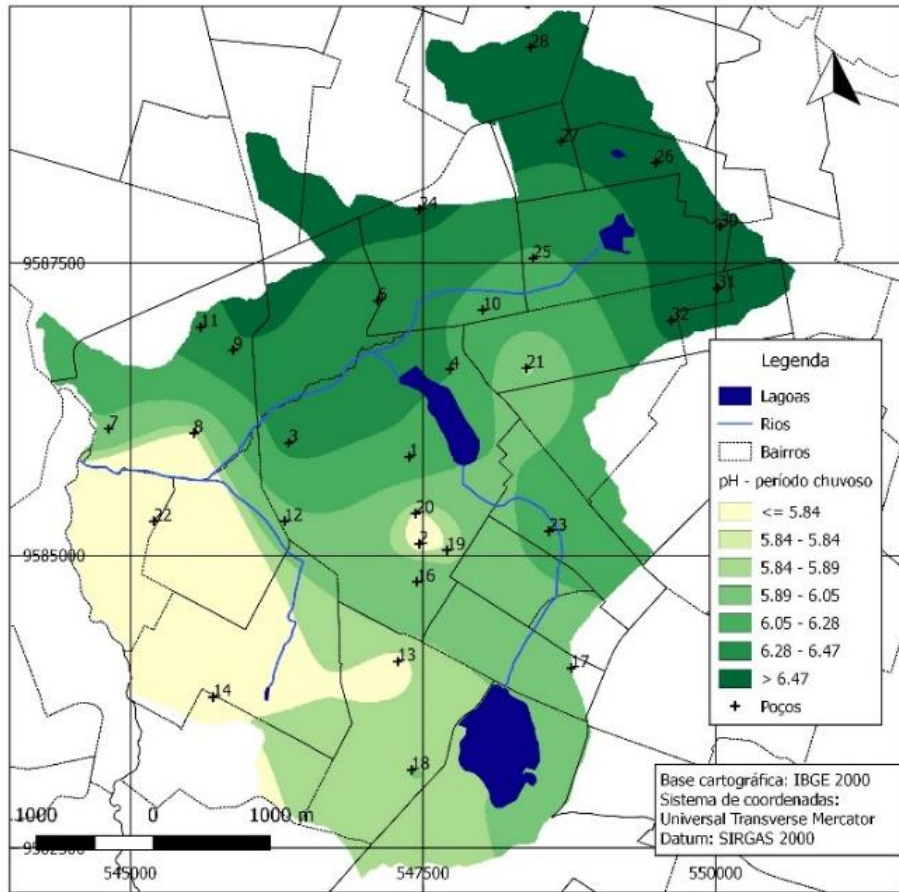


Figura 12 - Zoneamento de pH no período seco

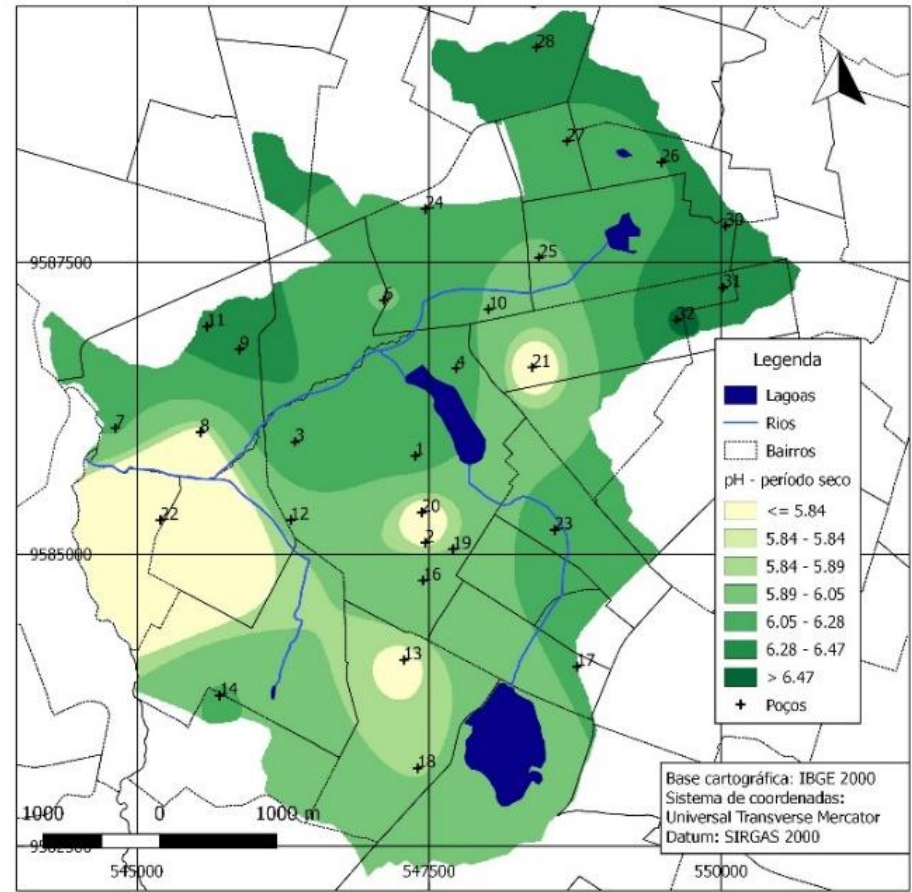


Figura 13 - Concentração de sulfato no período úmido

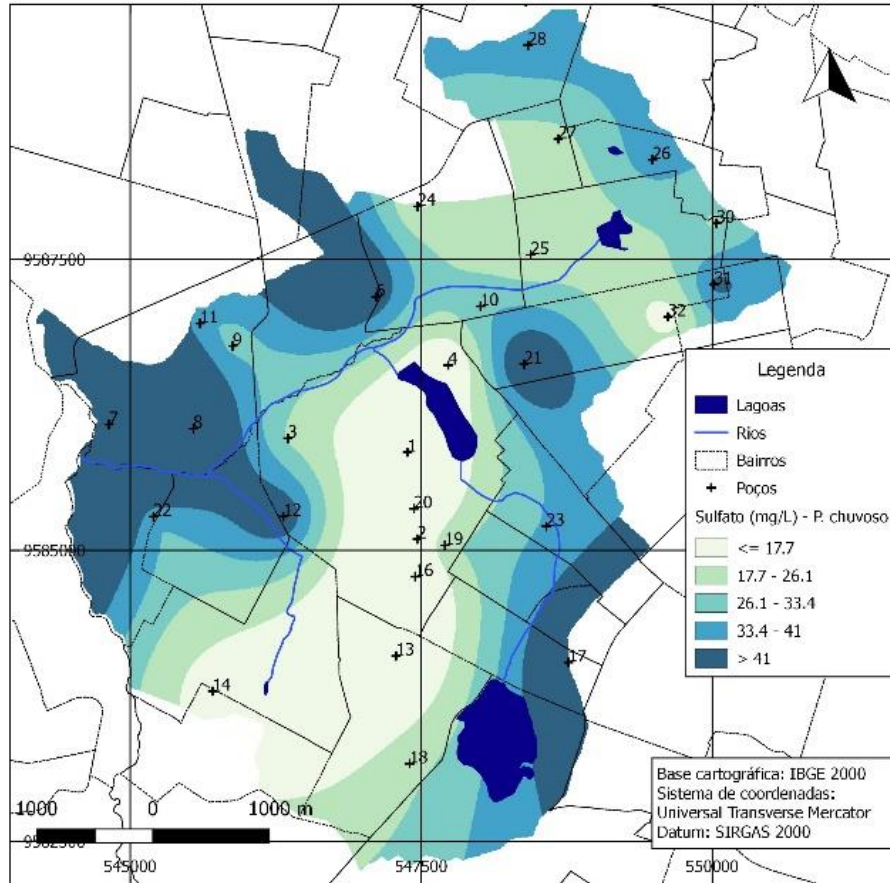


Figura 14 - Concentração de sulfato no período seco

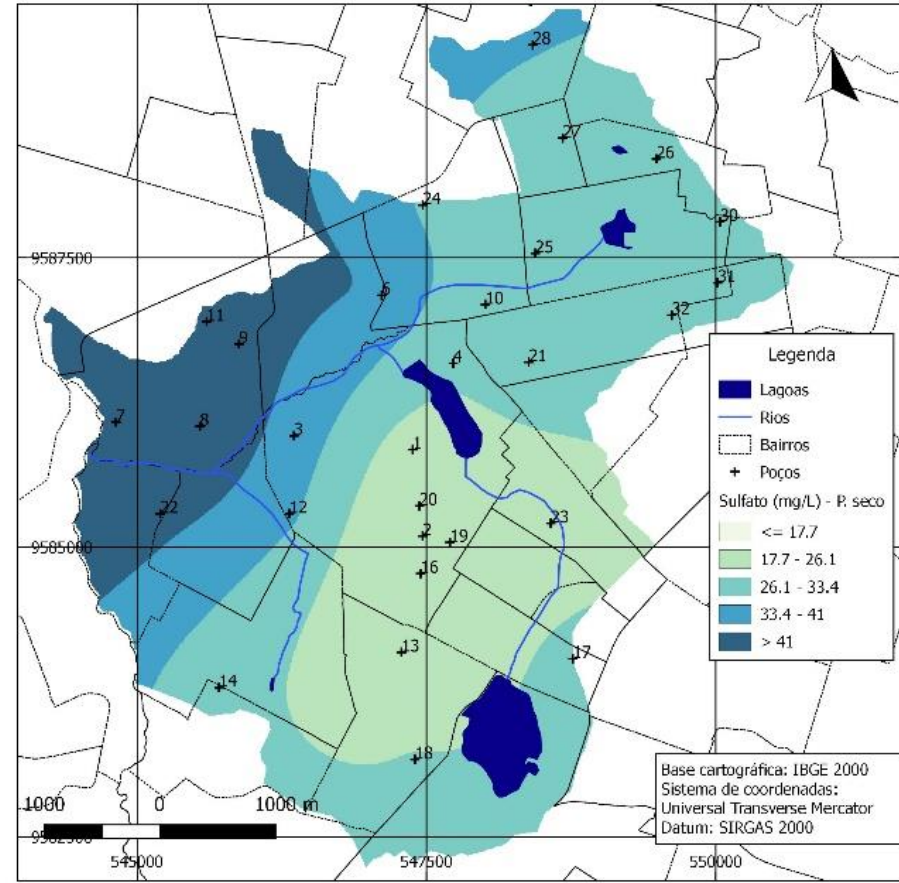


Figura 15 - Zoneamento do nitrito no período chuvoso

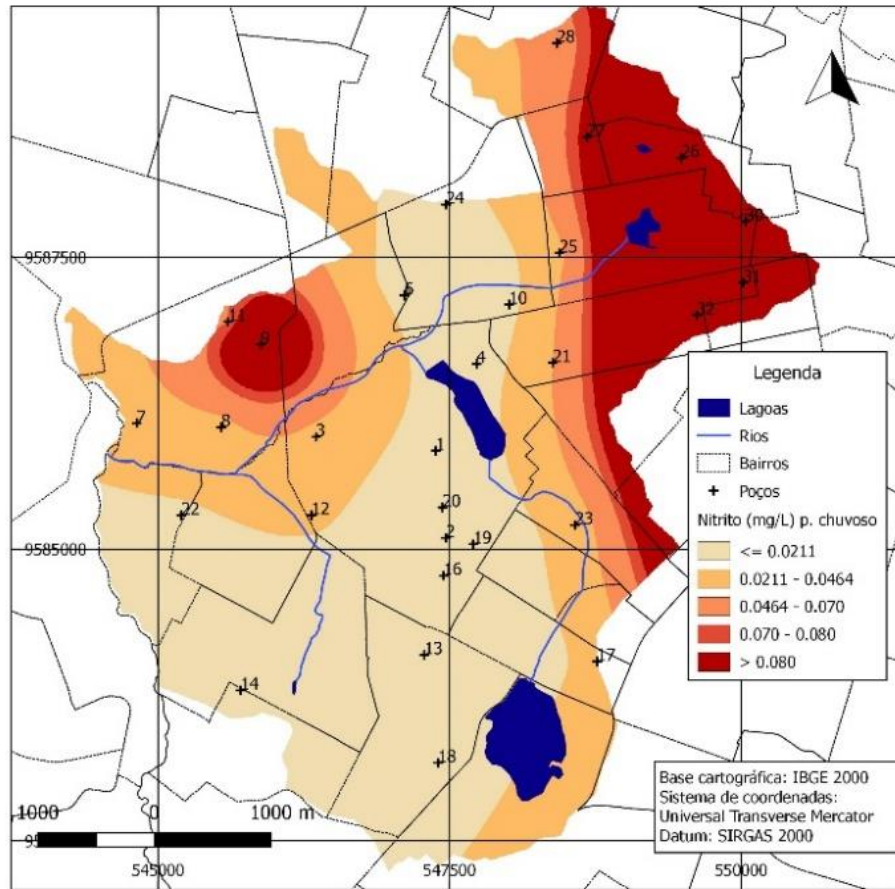
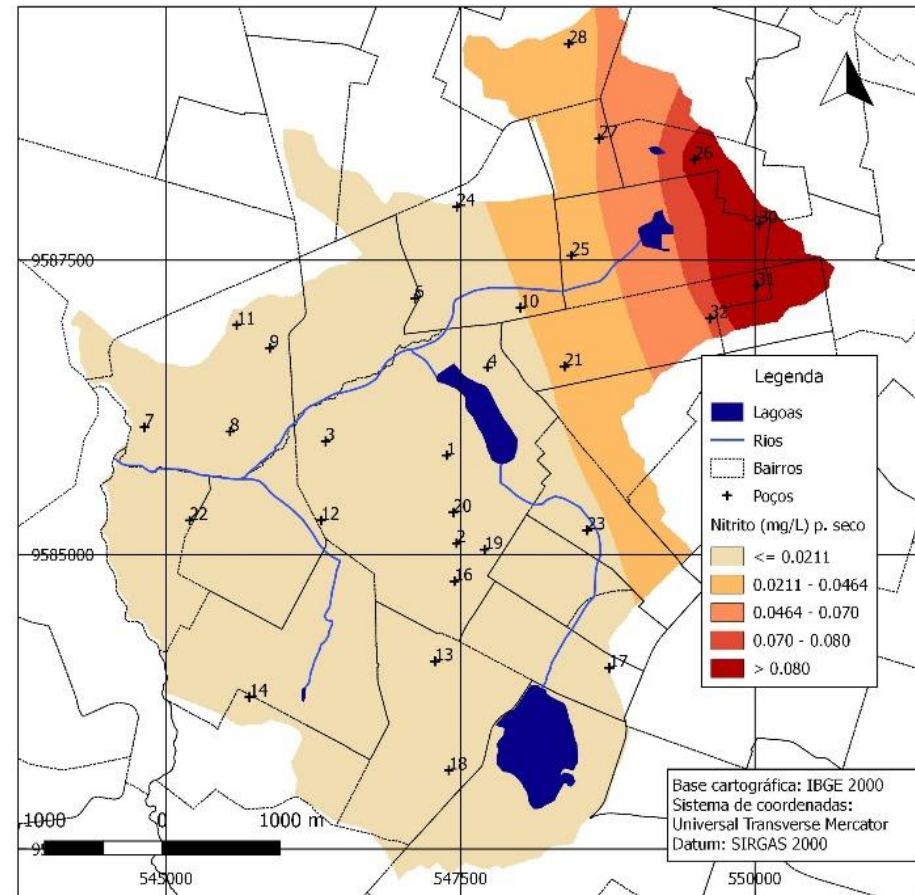


Figura 16 - Zoneamento do nitrito no período seco



O nitrato é o parâmetro mais problemático estudado na área. 16 e 14 amostras de águas dos poços na estação úmida e seca, respectivamente, ultrapassam os limites regulatórios da Organização Mundial da Saúde (10 mg / L para N-NO₃⁻). Em outras palavras, 53 a 46% das amostras estão contaminadas e, como o nitrato é um indicador de contaminação antropogênica, nessas águas também podem estar presentes diversos patógenos bacteriológicos. No entanto, essa água rica em nitrato pode ser usada para outros fins que não seja o consumo e a preparação de alimentos, sendo direcionada para limpeza, serviços domésticos gerais, uso industrial e irrigação de jardins.

A diluição em água rica em nitrato com água pobre em nitrato é o procedimento mais difundido, utilizado para a conformidade com o padrão de potabilidade. No entanto, quando não se dispõe de água para coleta e diluição, outras técnicas são adotadas, sendo a osmose inversa e resina aniônica as principais. Em Natal - RN, o processo de contaminação da água subterrânea por nitrato encontra-se em um estágio bastante avançado há mais de duas décadas, devido o sistema de saneamento adotado com disposição local de efluentes via fossas e sumidouros, e a estratégia utilizada pela companhia de abastecimento público para manter a água em uma qualidade aceitável é utilizando o processo de diluição (MELO et al., 2010)

No período úmido, a média de concentração de NO₃⁻ é mais alta que no período seco (Tabela 2). A atuação da recarga pode ter relação com a contaminação. No período seco, as contaminações alcançaram o maior valor (35 mg/L), mas de forma mais concentrada e pontual. Isso indica a entrada de contaminação por efluente doméstico maior do que no período úmido.

A contaminação mais generalizada observada no período chuvoso ocorreu no sudeste e sul, com concentrações acima de 13,5 mg/L. A contaminação também esteve presente no centro-norte, e observada valores entre 17,3 e 33,2 mg/L nas amostras de água dos poços 21, 25 e 27 (Figura -17)

No período seco, a concentração principal de nitrato ocorre na porção nordeste, onde estão presentes os poços 21 com amostra de água em concentração de 35,6 mg/L e poços 25, 26, 31 que possuem amostras de água com concentrações entre 16 e 28,1 mg/L. Altas concentrações (14,2 e 18,2 mg/L) também ocorre no extremo sul da área, nos poços 17 e 18 respectivamente (Figura 18).

Figura 17 - Concentração de nitrato no período úmido

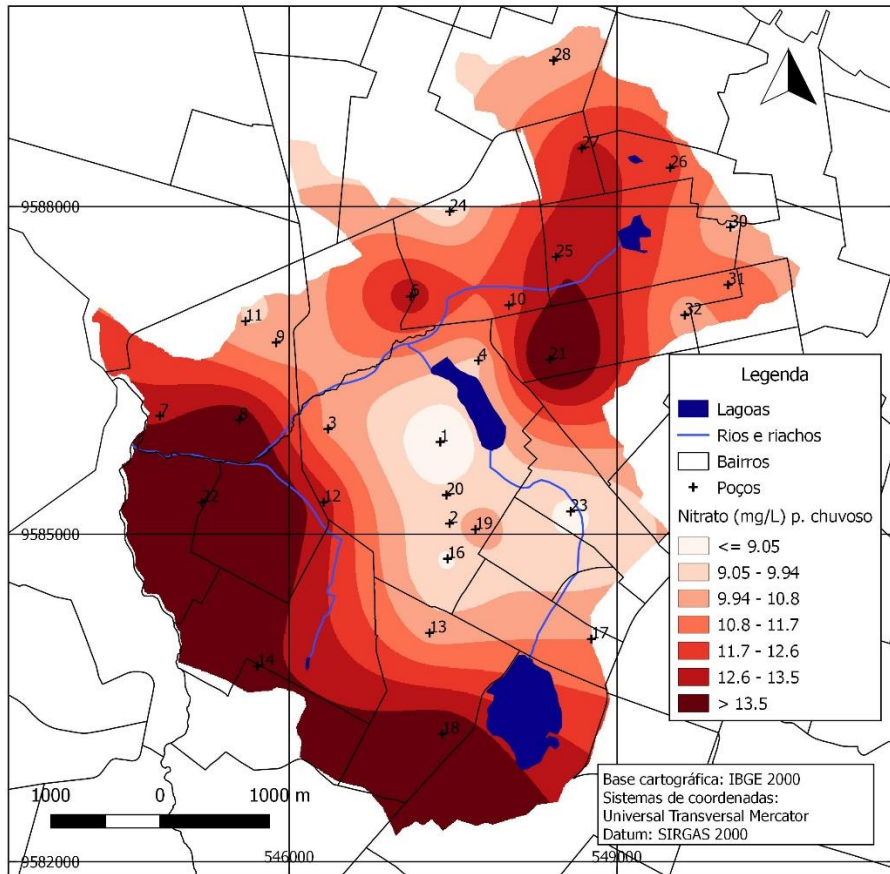
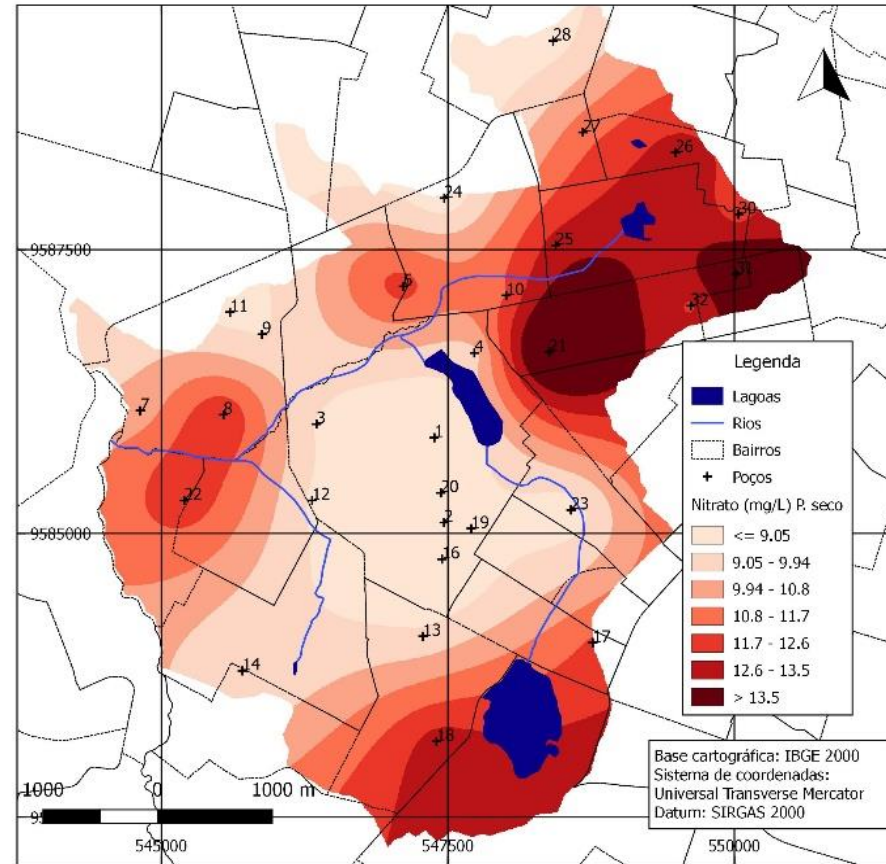


Figura 18 - Concentração de nitrato no período seco.



As diferenças entre as Figuras 17 e 18 têm relação com aspectos de uso da terra e aspectos sanitários. Primeiro, onde há aglomerado das áreas verdes, as concentrações de NO_3^- e SO_4^{2-} foram menores. Naturalmente, poucas ocupações residenciais, denotam fontes de contaminação em pequena quantidade. Com relação aos aspectos de saneamento, fica evidente que as áreas com índice de serviço de esgoto inferior a 0,50 são mais suscetíveis a mudanças na concentração de nitrato. Como nesta área existe grande área construída, somente a alta densidade de fossas sépticas e fossas rudimentares pode explicar esse comportamento, não havendo atividades agrícolas que possam ser fontes alternativas de contaminação, como observado. Com base nos dados do isótopo de nitrogênio, Matiatos (2016) verificou que as zonas industriais e urbanas são caracterizadas principalmente pelos valores de $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$ mais enriquecidos, indicando que os resíduos sépticos e industriais eram provavelmente as fontes de contaminação por nitrato. Zhang et al. (2015), em estudo no Delta do Rio Peral, no sul da China, também evidenciaram que as águas residuais domésticas e industriais eram as principais fontes de poluição por nitrato de água subterrânea. Desse modo, como não há áreas industriais na região em estudo, os aspectos sanitários são os principais fatores que controlam o conteúdo de nitrato das águas subterrâneas.

O volume de efluente encontra condições de mobilidade no período chuvoso, quando a infiltração da água conduz os contaminantes para a zona sub-saturada. Condições de grande impermeabilização e sistema de drenagem ineficiente no noroeste da área podem promover concentrações de nitrito acima de 0,08 mg/L. Assim, neste setor, a contaminação por nitrato tem sido mais associada à recarga de efluentes domésticos e à infiltração de água a partir do escoamento superficial que pode sofrer mudanças de qualidade dependendo do uso da terra. Burant et al. (2018), em estudo em Madison - EUA, mostraram que havia contaminantes orgânicos que forneciam informações sobre semelhanças e diferenças de contaminantes orgânicos no escoamento urbano derivado de diferentes usos da terra. Tubal et al, (2016) estudando recargas de aquíferos urbanos em Barcelona - Espanha, mostraram a eficiência de dados de uso da água, densidade populacional, alocação per capita e uso da terra na ausência de dados mais diretos com recarga. Assim, os aspectos urbanos estão associados a essa condição na área de estudo, onde as características analisadas revelaram que a fonte desses efluentes tem sido relativa à densidade de fossas sépticas e fossas rudimentares acima de 500 por km^2 . Além disso, a ocorrência do Aquífero Dunas, no norte da área de estudo, com permeabilidade alta (20%) (CAVALCANTE, 1998), também foi um fator ligado a vulnerabilidade intrínseca do

meio aquífero que pode ter influenciado na maior contaminação das águas subterrâneas nesse setor.

É perceptível uma associação espacial inversa entre pH e nitrato. A correlação do covariograma revelou que essa correlação foi maior no período úmido (Tabela 3).

Tabela 3 - Covariância entre os tipos de fossas e qualidade da água subterrânea

Co-variância				
	Fossa séptica	Fossa rudimentar	pH	pH*
Nitrato	0,1697	0,17984	-0,53	
Nitrato*	-0,1262	-0,1136		-0,46

*Período seco

A covariância entre as fossas sépticas, rudimentares e nitrato mostrou que a densidade de fossa rudimentar foi mais decisiva pelo aumento da concentração de nitrato no período úmido.

4. Conclusões

Existe diversidade de uso de terras na área de estudo contudo, as residências e infraestrutura urbana formam a grande maioria da tipologia em área construída. O uso do solo com ocupação rarefeita ocorre no centro da área com aglomerado de área verde e esta configuração induz diferentes níveis de nitrato e sulfato nas águas subterrâneas.

A composição natural da água analisada mostrou uma boa qualidade natural, pois apenas uma amostra foi identificada como água salgada, apesar de estar situada no aquífero costeiro. Águas Cloretadas Sódicas representam 75% das amostras. A ACP mostrou relação comum entre os principais íons, e isso ocorreu de forma semelhante nas duas estações estudadas.

Correlação negativa entre nitrato e pH revela o mecanismo de oxidação da transformação de NO_3^- ao N_2 e, além disso, a contaminação do nitrato em 53% e 47% das amostras no período úmido e seco, respectivamente, mostrou que este é o tipo de contaminação mais frequente na área.

O estudo comparativo expôs a influência determinante dos aspectos sanitários e uso da terra:

- No aquífero livre a oxidação do composto de nitrogênio é muito rápida, por isso observamos baixas concentrações de N-NH_4^+ e NO_2^- e altas concentrações de N-NO_3^- .

- Setores com áreas pouco construídas produzem menos efluentes. As áreas mais ocupadas foram as mais significativas na concentração de nitrito, provavelmente por infiltração de escoamento superficial e pequena recarga natural da precipitação atmosférica.

- Áreas onde mais de 75% dos domicílios estão vinculados ao serviço de esgoto sofreram pequena contaminação por nitrato no período chuvoso, enquanto áreas onde menos do que 50% dos domicílios estavam vinculados ao serviço de esgoto têm influenciado grande contaminação por nitrato no período úmido. Fossas sépticas, em muitos desse setores, apresentaram densidade maior que 1000 unidades/km².

- A infiltração de águas pluviais na região sul provoca melhor condução de potenciais contaminantes, e a oferta de oxigênio dissolvido promove a rápida oxidação de parte do composto orgânico para nitrato. Neste caso, a recarga mista ocorre a partir de fontes naturais e antropogênicas.

A condição de associação entre características urbanas e contaminação de aquíferos urbanos merece ser melhor estudada. A sustentabilidade urbana depende do uso racional e da conservação dos aquíferos urbanos. Para isso é necessária a preservação de áreas verdes para serviços ambientais, intervenção de saneamento em áreas e contexto do uso da terra estratégicas, para definir o uso da água do aquífero urbano compatível com a qualidade da água, além de quantificar a água disponível considerando as recargas antrópicas.

Referências

ALVARES, A. C.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GOLÇALVES, M. L. J.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 19. ed. Washington: D.C. 1998.

BARRETT, M. H.; HISCOCK, K. M.; PEDLEY, S. LERNER, D. N.; TELLAM, J. H.; FRENCH, M. J. Marker species for identifying urban groundwater recharge sources: a review and case study in Nottingham, UK. **Wat. Res.** [s.l.] v. 33, n. 14, 1999, p. 3083 – 3097,

BENTO, V. R. S. Centro e Periferia em Fortaleza Sob a Ótica das Disparidades da Infraestrutura do Saneamento Básico. **Dissertação** (Mestrado em Geografia). 2011. 173 f. Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2011.

BRANDÃO, R. L. **Diagnóstico geoambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da Região Metropolitana de Fortaleza**. Sistema de Informações para Gestão e Administração Territorial da Região Metropolitana de Fortaleza – Projeto SINFOR: Fortaleza: CPRM. 1998. p. 88.

BURANT, A.; SELBIG, W.; FURLONG, E. T.; HIGGINS, C. P. Trace organic contaminants in urban runoff: Associations with urban land-use, **Environmental Pollution**. [s.l.] v. 242, 2018, p. 2068-2077. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.066>

CAMPOS, J. N. B. Paradigms and Public Policies on Drought in Northeast Brazil: A Historical Perspective. **Environmental Management** v. 55: 2015, p. 1052 – 1065. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0444-x>

CAVALCANTE, I.N. Fundamentos Hidrogeológicos para a Gestão Integrada de Recursos Hídricos na Região Metropolitana de Fortaleza, Estado do Ceará. 1998. 153f. **Tese** (Doutorado em Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo.

CEARÁ. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Secretaria dos Recursos Hídricos. Fortaleza: Atlas, 1992. v.1.

CENSO DEMOGRÁFICO 2010. **Características da população e dos domicílios**: resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, Acompanha 1 CD-ROM. 2011, Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/caracteristicas_da_populacao/resultados_do_universo.pdf>. Acesso em: mar. 2017.

CLAUDINO-SALES, V. Lagoas costeiras na cultura urbana da cidade de Fortaleza, Ceará., **Revista da ANPEGE**, 2. 2005, p.89 – 96.

Ebrahimi, S.; Roberts, D. J. Sustainable nitrate-contaminated water treatment using multi cycle ion-exchange/bioregeneration of nitrate selective resin. **Journal of hazardous materials**, v. 262, 2013, p. 539 - 44. DOI: <https://10.1016/j.jhazmat.2013.09.025>

ELIAS, D. Desigualdade e Pobreza no Espaço Agrário Cearense. **Mercator – Revista de Geografia da UFC**, v. 02, n. 03, 2003, 34-48.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. New Jersey: Prentice Hall, 1994.

FORD, M.; TELLAM, J. H. Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham urban aquifer system, UK. **Journal of Hydrology**. v. 156, 1994, 101 – 135.

FOSTER, S. S. D.; CHILTON, P. J. Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. **Hydrogeology Journal**, v.12, 2004. p.115–120,

GOMES, M. C. R. CAVALCANTE, I. N. Application of multivariate statistical analysis in the study of the quality of groundwater. **Águas Subterrâneas** v. 31, n. 1, 2017, p. 134-149.
<http://dx.doi.org/10.14295/ras.v31i1.28617>

GOMES, M. C. R.; CAVALCANTE, I. N. Geochemical analysis of groundwater in Fortaleza, Ceará – Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n.1, p. 42-59.
<http://dx.doi.org/10.14295/ras.v29i1.27917>

KAZAKIS, N.; VOUDOURIS, K. S. Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. **Journal of Hydrology**, v. 525, 2015, p. 13-25. Doi:
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.035>

LERNER, D. N.; YANG, Y. Quantifying recharge at the city scale using multiple environmental tracers. **Anais..** Conference held at Liège, Belgium, May 2000. IAHS Publ. no. 262.

LIU, C. W.; WANG, Y.; B. JANG, C. S. Probability-based nitrate contamination map of groundwater in Kinmen. **Environmental Monit. Asses**, n. 185. 2013, p. 10147 – 10156.

MANNY, L.; ATMAJA, R. R. S.; PUTRA, D. P. E. Groundwater level changes in shallow aquifer of Yogyakarta City, Indonesia: Distribution and Causes. **Journal of Applied Geology**, v.1, n. 2, p. 89–99, 2016. doi: <http://dx.doi.org/10.22146/jag.27584>

MATIATOS, I. Nitrate source identification in groundwater of multiple land-use areas by combining isotopes and multivariate statistical analysis: A case study of Asopos basin (Central Greece), Science of the **Total Environment** v. 541, 2016, p. 802–814, doi:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.134>

MERKEL, B. J.; PLANER-FRIEDRICH, B. NORDSTROM, D. K. **Geoquímica de águas subterrâneas: um guia prático de modelagem de sistemas aquáticos naturais e contaminados**. Tradutor: Jacinta Enzweiler, Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2012. 212 p

OLIVEIRA, G. N. D.; MAGINI, C.; SABADIA, J. A. B.; GOMES, D. F.; CAVALCANTE, I. N. Avaliações físico-químicas e bacteriológicas das águas do Rio Maranguapinho, Região Metropolitana de Fortaleza/Ceará. **Revista de Geologia**, v. 27, n. 2. 2014, 139-166.

PEIXOTO, F. S. **Efeitos do uso e ocupação do solo sobre as águas subterrâneas: contaminação da água subterrânea por nitrato em subbacia urbana na cidade de Fortaleza/Brasil**. 1. ed. Baue Bassin: Omni Scriptorium Publishing Group, v. 1. 2017, 125p

PEIXOTO, F. S.; CAVALCANTE, I. N.; SILVEIRA, R. N. C. M.; ARAÚJO, K. V. Estimativa de recargas hídricas subterrâneas potenciais voluntárias e involuntárias em áreas urbanas. **Águas Subterrâneas**, v. 31, 2017, p. 104-116, doi: [10.14295/ras.v31i1.28621](https://doi.org/10.14295/ras.v31i1.28621)

PEIXOTO, F. S.; SILVEIRA, R. N. C. M.; CAVALCANTE, I. N.; ARAUJO, D. T.; OLIVEIRA, R. M. As águas subterrâneas na gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Curu – CE. **Conex. Ci. e Tecnol.** Fortaleza/CE, v. 11, n.1, 2017, p. 16 – 21. doi: <http://10.21439/conexoes.v11i1.1097>

POSTMA, D.; BOESEN, C.; KRISTIANSEN, H.; LARSEN, F. Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer' water chemistry, reduction processes and geochemical modeling. **Water Resources Research**, v. 27, n. 8, 1991, p. 2027-2045,

SCHIRMER, M.; LESCHIK, S.; MUSOLFF. Current research in urban hydrogeology – A review. **Advances in Water Resources** v. 51, 2013, p. 280–291. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>

SECRETARIA MUNICIPAL DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE – SEUMA. **Relatório de andamento e diagnóstico do sistema de abastecimento de água**. Plano municipal de saneamento básico de Fortaleza: Fortaleza, Prefeitura Municipal, 2015.

SELVAKUMARA, S.; CHANDRASEKARA, N.; KUMARB. G. (2017). Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. **Water Resources and Industry**, v. 17, 2017, p. 26–33. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wri.2017.02.002>

SILVEIRA, R. N. C.M. ; PEIXOTO, F. S. ; COSTA, R. N. T. ; CAVALCANTE. I. N. Drought's Impact in Irrigated Perimeters in the Brazilian Semi-Arid. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 41, p. 268-275, 2018, doi: http://dx.doi.org/10.11137/2018_2_268_275

TAJRA, A. A. Aspectos técnico-construtivos dos poços tubulares e a legislação pertinente. Área Piloto de Fortaleza-Ceará. **Dissertação** (Mestrado), Fortaleza: Centro de Ciências – UFC, 2001.

TUBAU, I. VASQUEZ-SUNÊ, E. CARRERA, J.; VALHONDO, C. CRIOLO, R. Quantification of groundwater recharge in urban environments. **Science of the Total Environment**, 592, 391–402. 2017, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.118>

VOISIN, J.; COURNOYER, B.; VIENNEY, A.; MERMILLOD-BLONDIN, F. Aquifer recharge with stormwater runoff in urban areas: Influence of vadose zone thickness on nutrient and bacterial transfers from the surface of infiltration basins to groundwater. **Science of the Total Environment**, v. 637–638, 2018, p. 1496–1507, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.094>

WILHELM, S. R.; SCHIFF, S. L.; ROBERTSON, W. D. Biogeochemical Evolution of Domestic Waste Water in Septic Systems: 2. Application of Conceptual Model in Sandy Aquifers. **Ground Water**, v. 34 n.5, 1996. P. 1 – 12.

ZHANG, Q.; SUN, J.; LIU, J.; HUANG, G.; LU, C.; ZHANG. Driving mechanism and sources of groundwater nitrate contamination in the rapidly urbanized region of south China. **Journal of Contaminant Hydrology**. v. 182, 2015, p. 221–230. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jconhyd.2015.09.009>

ZHAO, Y.; ZHANG, B.; FENG, C.; HUANG, F. ZHANG, P.; ZHANG, Z.; YANG, Y.; SUGIURA. Behavior of autotrophic denitrification and heterotrophic denitrification in a intensified biofilm-electrode reactor for nitrate contaminated drinking water treatment. **Bioresour Technol**, 107, 2012, p. 159 – 165. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.118>.

6. CONCLUSÃO

A recarga de aquíferos deve considerar as especificidades das fontes de recarga não naturais presentes na área urbana, e a aplicação do conceito de vulnerabilidade aquífera para a proteção e conservação da água subterrânea neste meio. Aponta-se, portanto, a necessidade de conservação dos aquíferos urbanos introduzindo medidas restritivas de uso do solo, e melhoramento da qualidade sanitária.

A investigação dos aquíferos urbanos passa pela visão sistêmica de entrada, saída e integração da água nesse sistema. Para desenvolver estratégias mais sustentáveis de gerenciamento desses aquíferos é necessário identificar as fontes potenciais de recarga antropogênica e seus mecanismos de funcionamento. Os estudos sistematizados desse tema começaram a ser aplicados no final da década de 1990, sendo que as metodologias mais aplicadas vem sendo: o balanço hídrico, variação do nível da água subterrânea; balanço de solutos e isótopos, além de métodos de modelagem matemática. Os estudos mais atuais procuram desenvolver estratégias integrativas dessas metodologias, aliando dados de uso e ocupação da terra e infraestrutura hídrica. Os trabalhos acerca de aquíferos urbanos precisam visar informações concretas e acuradas para a gestão e planejamento das águas subterrâneas e associação desta ao planejamento urbano.

A aplicação da vulnerabilidade aquífera é essencial para prever contaminação nas águas subterrâneas. A aplicação precisa ser realizada envolvendo o conceito de vulnerabilidade, que produz subsídios na qualidade de informações cartográficas para o planejamento, ordenamento territorial e conservação dos recursos hídricos subterrâneos. As metodologias mais utilizadas são baseadas em índices, utilizando dados paramétricos. Tanto pela facilidade de informação requerente para alimentar os índices, como para desenvolvimento de adaptações a partir de metodologias consideradas clássicas, como no caso do DRASTIC e GOD que são vastamente modificados para ser aplicado em diferentes estudos.

Os métodos de vulnerabilidade aquífera têm evoluído de gerais para mais específicos, envolvendo, para isso, determinados tipos de litologias, ambientes hidrogeológicos ou tipos de contaminantes específicos. O Índice de Risco de Contaminação de Águas Subterrâneas – IRCAS é uma metodologia de vulnerabilidade aquífera aqui desenvolvida, que é aplicada a aquíferos urbanos. Ele permitiu identificar áreas mais susceptíveis a contaminação, associando a vulnerabilidade aquífera, por meio do índice GOD, à aspectos sanitários. A ligação entre esses índices resultou no mapa de risco que sintetizou a condição natural de proteção das águas, e a quantidade de possíveis fontes de contaminação associadas aos efluentes domésticos, presentes, sobretudo, nas áreas de má qualidade de saneamento ambiental. O IRCAS ainda se mostrou

eficiente com relação à distribuição de amostras de contaminação de água subterrânea por nitrato, possibilitando apontar áreas prioritárias para ações corretivas de uso e ocupação da terra como: expansão da rede de esgotamento e intensificação de vigilância quanto a esgotos clandestinos. A metodologia aplicada permite subsidiar medidas de conservação dos recursos hídricos subterrâneos associadas ao ordenamento urbano territorial, pois também considera serviços de saneamento básico como importantes para predição do grau de contaminação da água subterrânea.

Para integração entre as políticas de uso do solo e de gerenciamento dos recursos hídricos, a concepção do modelo conceitual SAU compreende a relação sistêmica promovida pela água na natureza. As fases do ciclo hidrológico são atuantes no meio urbano com certas condições de desequilíbrio promovida pelas intervenções diversas que a cidade, física e culturalmente promove. O SAU é um sistema aberto caixa-branca composto por cadeias de subsistemas, possuindo tanto grandeza como localização espacial dinamicamente relacionadas, que são passíveis de serem identificadas e quantificadas em estocagens e fluxos de natureza interna.

O reconhecimento das águas urbanas como inter-relacionada e, inclusive, rompendo as barreiras da dualidade sociedade x natureza, pode servir de base para políticas de planejamento e gerenciamento das águas urbanas. O SAU presta suporte para a formulação de planos integrados, concebe as águas urbanas como não fragmentadas e extremamente inter-relacionadas com as atividades de serviços essenciais na cidade e uso e ocupação da terra.

No estudo realizado na sub-bacia urbana na cidade de Fortaleza-CE foi diagnosticado uma diversidade de uso do solo, contudo as residências e infraestrutura urbana formam grande maioria, se congregando na tipologia de “área construída”. O uso da terra com taxa de ocupação mais rarefeita ocorre no centro da área de estudo, caracterizado por aglomerados de “áreas verdes”. Esta configuração induz diferentes níveis de concentração de nitrato e sulfato nas águas subterrâneas, especificamente nesse local.

A composição natural da água analisada mostrou uma boa qualidade natural, pois apenas 1 amostra foi identificada como água salgada, apesar de estar situada no aquífero costeiro. Águas cloretadas sódicas representam 75% das amostras. A ACP mostrou relação comum entre os principais íons, isso ocorreu de forma semelhantes nas duas estações do ano estudadas. A correlação negativa entre nitrato e pH, revela o mecanismo de oxidação da transformação de NO_3^- ao N_2 , além disso, a contaminação do nitrato em 53 e 47% das amostras no período úmido e seco respectivamente, mostrou que este é o tipo de contaminação mais

frequente na área. Ademias, pode-se constatar que no aquífero estudado a oxidação do composto de nitrogênio é muito rápida, por isso observamos baixas concentrações de amônia e nitrito.

Setores com áreas pouco construídas produzem menos efluentes. As áreas mais ocupadas foram as mais significativas na concentração de nitrito, provavelmente por infiltração de escoamento superficial e pouca recarga natural da precipitação atmosférica. Áreas onde mais de 75% dos domicílios estavam vinculados ao serviço de esgoto sofreram pouca contaminação por nitrato no período chuvoso, enquanto áreas onde menos de 50% dos domicílios estavam vinculados ao serviço de esgoto apresentaram altas concentrações de nitrato nas amostras de água subterrânea, principalmente no período úmido. Fossas sépticas em muitos desse setores apresentaram densidades maiores que 1000 unidades/km². A infiltração de águas pluviais no setor sul da área de estudo provocou melhor condução de potenciais contaminantes, e a oferta de oxigênio dissolvido promoveu rápida oxidação de parte do composto orgânico ao nitrato.

A associação entre aspectos sanitários, uso da terra e contaminação de aquíferos urbanos merece ser melhor estudada, pois a sustentabilidade urbana depende do uso racional e da conservação dos aquíferos, não só para oferta de água, mas também para depuração de efluentes. Para isso são necessárias a preservação de áreas verdes para serviços ambientais, as intervenções sanitárias em áreas e contexto de uso da terra estratégicas, e definição de uso da água do aquífero compatível com a qualidade da água, além de quantificação da água disponível considerando as recargas hídricas antropogênicas.

REFERÊNCIAS

- ABE, H.; TANG, C.; TAKEUCHI, N.; KONDOH, A. Influence of Seasonal Pumping on Groundwater Sources and Flow System, Nagaoka Plain, Japan. **Groundwater**, [s.l.] v. 56, n. 3, p. 470-481, ago. 2017
- ADAMS, B.; FOSTER, S. Land-surface zoning for groundwater protection. **Journal Institution of Water and Environmental Management**, [s.l.] v. 6, n 4, p. 312-319, jun. 1992.
- AL-AMOUSH, H., HAMMOURI, N. A., ZUNIC, F., SALAMEH, E. Intrinsic Vulnerability Assessment for the Alluvial Aquifer in the Northern Part of Jordan Valley. **Water Resources Management**, [s.l.] v.24, n.13, p. 3461-3485. dez, 2010.
- ALBINET, M.; MARGAT, J. **Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine**. Bulletin du BRGM (deuxième série), n. 4, p. 13-22, 1970.
- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J.H., PETTY, R. ET HACKETT, G. **DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution in potential using hydrogeologic settings**. Washington: Environment Protection Agency, 1600 2- 87035. 1997.
- ALLER, L.; BENNETT, T. LEHR, J. H.; PETTY, R. J.; HACKETT, G. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. **Journal of the Geological Society of India**, [s.l.], v. 29, n. 1, jan. 1987.
- ALVARES, A. C.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GOLÇALVES, M. L. J.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s.l.] v. 22, n. 6, p.711–728. ago. 2014.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). “**Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**”. 19. ed. Washington: D.C. 1998.
- ANDRADE, A.; STIGTER, T. Y. Multi-method assessment of nitrate and pesticide contamination in shallow alluvial groundwater as a function of hydrogeological setting and land use. **Agricultural Water Management**, [s.l.] v. 96, n 12, p. 1751-1765, dez. 2009.
- 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**, [s.l.] v 333, n 2, p. 288-304. fev. 2007.
- ARAÚJO, K. V., CAVALCANTE, I. N., OLIVEIRA, R. M., PEIXOTO, F. S., LIMA NETO, I. O. Vulnerabilidade Natural e Perigo de Contaminação do Sistema Aquífero Dunas na Região Norte do Município de Aquiraz - Ceará. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 38 n. 2, p. 37-48. dez. 2017.
- AUBRE, F. **Développement d'une nouvelle méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec**. Mémoire de maîtrise, École des Gradués Université Laval, Faculté des Sciences et Génie. 1992.
- AUGE M. P. **Investigación hidrogeológica de La Plata y alrededores**. Universidad de Buenos Aires. Tesis Doctoral: Buenos Aires, 1997. P. 171

- BANANA E.; CHIKOTI P.; HARAWA C.; MACGRANAHAN, G.; MITLIN D.; STEPHEN S.; SHERMBRUCKER N.; SHUMBA F.; WALNYCKI A. Sharing reflections on inclusive sanitation. **Environmental & Urbanization**, [s.l.] v. 27, n. 1, p. 19 – 34, jan. 2015.
- BARRET, M. H.; HISCOCK, K. M.; DEPLEY, S.; LERNER, D. N.; TELLAN, J. H.; FRENCH, M. J. Maker Spicies For Identifying Urban Groundwater Recharge Sources: a review and case study in Nottingham, UK. **Water Resource**, [s.l.] v. 33, n. 14, p. 3083 – 3097, ago. 1999.
- BENEVIDES, A. Comitê das Bacias Hidrográficas Metropolitanas de Fortaleza (CBH – RMF): trajetórias e desafios para a gestão hídrica participativa. **Dissertação** (mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011. 163
- BENTO, V. R. S. Centro e Periferia em Fortaleza Sob a Ótica das Disparidades da Infraestrutura do Saneamento Básico. **Dissertação** (mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2011. 173 f.
- BERTRAND, G. Paysaje y geografía física global. In **El pensamiento geográfico**, ed. J. Mendonza et al., . Madrid: Alianza Editorial, 1982.
- BORGES, U. N. Análises de riscos potenciais de degradação ambiental em bacias hidrográficas urbanas com o apoio de tecnologias de baixo custo. **Dissertação** (mestrado): Recife: Cento de Tecnologia e Geociências – UFPE. 2008.
- BOTELLO, R. G. M., SILVA, A. S. Bacia Hidrográfica e Qualidade Ambiental, in: VITTE, A. C., GUERRA, A. J. T., (Org.), **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**, 3 ed. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 2010, p. 153-192.
- BOUGHRIBA, M., BARKAOUI, A., ZARHLOULE, Y., ZAKARIAE, L., EL HOUADI, B., VERDOYA, M. Groundwater vulnerability and risk mapping of the Angad transboundary aquifer using DRASTIC index method in GIS environment. **Arabian Journal of Geosciences**, [s.l.] v. 3, n. 2, p. 207-220, jun. 2009.
- BOY-ROURA, M.; NOLAN, B. T.; MENCIO, A.; MAS-PLA, J. Regression model for aquifer vulnerability assessment of nitrate pollution in the Osona region (NE Spain). **Journal of Hydrology**, [s.l.] v. 505, p. 150-162. Jan/feb. 2013.
- BRAGA, B., HESPANHOL, L., CONEJO, J.G.L., BARROS, M.T.L., SPENCER, M., PORTO, M., NUCCI, N., JULIANO, N., EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Prentice Hall, São Paulo. 2002.
- BRANDÃO, R. L. **Diagnóstico geoambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da Região Metropolitana de Fortaleza**. Sistema de Informações para Gestão e Administração Territorial da Região Metropolitana de Fortaleza – Projeto SINFOR: Fortaleza: CPRM. 1998. p. 88.
- BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº

7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 28 de nov. de 2015.

BRASIL. **Código Florestal, Lei N° 12.651**, de 25 de Maio de 2012, Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n^{os} 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n^{os} 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n^o 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 28 de nov. de 2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Estatuto da Cidade. Lei 10.257 de 10 de julho de 2001**. Regulamenta os Art's. 182 e 183 da Constituição Federal e estabelece diretrizes gerais da política. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/LEIS_2001/L10257.htm. Acesso em 20 de out. de 2018.

BURANT, A.; SELBIG, W.; FURLONG, E. T.; HIGGINS, C. P. Trace organic contaminants in urban runoff: Associations with urban land-use, **Environmental Pollution**, [s.l.] v. 242, p. 2068-2077. jun/jul. 2018.

CALDWELL, S.; BARRET, K.; CHANG, S. Ranking system for releases of hazardous substance. In: National conference on management of uncontrolled hazardous waste sites, **Anais..** Washington D.C. Silver Spring, M.D. Hazardous Material Control Research Institute, p. 14-20. 1981

CAMPOS, J. N. B. Paradigms and Public Policies on Drought in Northeast Brazil: A Historical Perspective. **Environmental Management**, [s.l.] v. 55: p. 1052- 1067. jan. 2015.

CAPRA, F. **A Teia da vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**, São Paulo, Cultrix, 1997.

CARTER, A.; PALMER, R.; MONKHOUSE, R. Mapping the vulnerability of Groundwater to pollution from agriculture practice particularly in respect of nitrate. In: International conference on vulnerability of soil and groundwater to pollutant. **Anais..**The Hague: TNO Committee on Hydrological Research; Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Noordwijk, 1987.

CASTANY, G. **Tratado Práctico de las Aguas Subterráneas**. Ed. Omega, Barcelona, 1971.
 CAVALCANTE, I. N., GOMES, M. C. R. (2011) As águas subterrâneas no Ceará: ocorrências e potencialidades. In: MEDEIROS, C. N.; GOMES, D. D.; ALBUQUERQUE, E. L. S.; CRUZ, M. L. B. (Org's) **Os Recursos Hídricos do Ceará: integração, gestão e potencialidades**, Fortaleza: IPECE, 2011. <http://projects.mcrit.com/ceara/index.php/estudos-de-degradacao-ambiental/estudo-de-degradacao/118-os-recursos-hidricos-do-ceara-integracao-gestao-e-potencialidades>

CAVALCANTE, I.N. Fundamentos Hidrogeológicos para a Gestão Integrada de Recursos Hídricos na Região Metropolitana de Fortaleza, Estado do Ceará. **Tese (Doutorado)**: São Paulo, Instituto de Geociências,– USP. 1998.

CEARÁ, **Decreto nº 26.902, de 16 de janeiro de 2003.** Cria o Comitê das Bacias Hidrográficas da Região Metropolitana de Fortaleza – CBH – RMF.

CEARÁ, **Lei nº 11.996, de 24 de julho de 1992.** Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH e dá outras providências.

CEARÁ, **Lei nº 14.944, de 28 de dezembro de 2010.** Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH, e dá outras providências.

CEARÁ. **Plano Estadual de Recursos Hídricos.** Secretaria dos Recursos Hídricos. Fortaleza: Atlas, v.1. 1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010.** Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, Acompanha 1 CD-ROM. 2011 Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/caracteristicas_da_populacao/resultados_do_universo.pdf. Acesso em: mar. 2017.

CHACHADI, AG, LOBO-FERREIRA, J. P. Assessing aquifer vulnerability to seawater intrusion using GALDIT method: part 2-GALDIT indicator descriptions. IAHS and LNEC, Proc. The fourth inter celtic colloquium on hydrology and management of water resources. **Anais..** Universidade do Minho, Guimarães, 2005.

CHAE, G. YUN, S.; KIM, D.; KIM, K.; JOO, Y. Time-series analysis of three years of groundwater level data (Seoul, South Korea) to characterize urban groundwater recharge. **Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology.** [s.l.] v. 43, p. 117–127, ago. 2010.

CHEN, Z.; NGO, H.H.; GUO, W.; LIM, R.; Wang, X.; O'HALLORAN, K.; LISTOWSKI, A.; CORBY, N.; MIECHEL, C. A comprehensive framework for the assessment of new end uses in recycled water schemes. **Science of the Total Environment,** [s.l.] v. 470, p. 44-52. set. 2014.

CHISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais.** ed. 1. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

CHORLEY, R. J. **Geomorfology and General System Theory.** USGS, Geological Survey Professional Paper, 1962, p. 1 – 9.

CIVITA, M. La valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento Assessment of aquifer vulnerability to contamination. **Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Technologie e Obiettivi,** Marano sul Parano des Sciences et Génie, [s.l.] v. 249 n. 3, p. 39-86. mar. 1990.

Claudino-sales, V. Lagoas costeiras na cultura urbana da cidade de Fortaleza, Ceará., **Revista da ANPEGE,** [s.l.] v. 2. p.89 – 96. fev. 2005.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ. CAGECE, **Saneamento básico: um compromisso de todos por mais qualidade de vida.** Governo do Estado do Ceará, Secretaria das cidades: Fortaleza, 2016.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO ESTADO DO CEARÁ - CAGECE. **Captação de Abreulândia:** dados operacionais e de desempenho. Relatório final. 1987.

CORCORAN, E., C. NELLEMAN, E. BAKER, R. BOS, D. OSBORN, H. SAVELLI. **Sick Water?** The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, UN-HABITAT, GRID-Arendal, 2010.

COSTA, M. C. L. A cidade e o pensamento médico: uma leitura do espaço urbano. **Mercator**, Fortaleza, v. 1, n. 2, p. 61 – 69. jul. 2002.

DANTAS, E. W. C.; ARAGÃO, R. F.; LIMA, E. L. V.; THÉRY, H. Nordeste Brasileiro Fragmentado: de uma região com bases naturais a uma de fundamentação econômica. In: DANTAS, E. W. C. **Litoral e Sertão:** natureza e sociedade no nordeste brasileiro, Fortaleza: Expressão Gráfica, 2006. p. 13 – 44.

DAVIE, T. **Fundamentals of Hydrology:** Routledge fundamentals of physical geography. 2. ed. Taylor & Francis: London, 2008.

DOERFLIGER, N.; JEANNIN, P.Y. ZWAHLEN, F. Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). **Environ Geol**, [s.l.] v. 39, p. 165–176, apr. 1990.

DOVERI, M. & MUSSI, M. Water Isotopes as Environmental Tracers for Conceptual Understanding of Groundwater Flow: An Application for Fractured Aquifer Systems in the “Scansano-Magliano in Toscana” Area (Southern Tuscany, Italy): **Water**, [s.l.] v. 6, n. 8, p. 2255-2277, oct. 2014.

DUARTE, U. **Geologia ambiental da área de São Pedro, SP:** vetor águas subterrâneas. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1980.

EBRAHIMI, S.; ROBERTS, D. J. Sustainable nitrate-contaminated water treatment using multi cycle ion-exchange/bioregeneration of nitrate selective resin, **Journal of hazardous materials**, [s.l.] 262, p. 539-544. jan. 2013.

EISWIRTH M. Hydrogeological factors for sustainable urban water systems. NATO Science Series **IV Earth and Environmental Sciences**. [s.l.] v 8, p. 159–184, jun. 2002.

ELIAS, D. Desigualdade e Pobreza no Espaço Agrário Cearense. **Mercator**, Fortaleza, v. 02, n. 03, p. 34-48, jul. 2013.

ERKAN, P. A New and soft urban planning paradigm: the strategic spatial planning. **Debreceni műszaki közlemények**, [s.l.] v. 2, n 1, p. 89-100. jan. 2008.

ESTABA, R. M. La descentralización y la ordenación del territorio de Venezuela: estrategias hacia la modernidad. Scripta Nova. **Revista eletrônica de geografia y ciencias sociales**. Barcelona, v. 54, p. 123 – 134. dec. 1999.

EUROPEAN COMMISSION. **Groundwater protection in Europe European Commission**, DG Environment, Brussels (BE) Luxembourg. Office for Official Publications of the European Communities, 2008.

EVANS, T. A.; MAIDMENT, D. R. A. **Spatial and statistical assessment of the vulnerability of texas groundwater to nitrate contamination**. CRWR Online Report, p. 232, 1995.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMÉTRIO, J. G. A. (Coord.) **Hidrogeologia : conceitos e aplicações**. 3. ed. rev. ampl. Rio de Janeiro: CPRM, 2008, 812 p.

FENECH, C.; ROCK, L.; NOLAN, J.; TOBIN, J.; MORRISSEY, A. The potencial for a suite of isotope and chemical markers differentiate sources of nitrate contamination: A review. n. 46, **Water Resource**, [s.l.] p. 2013- 2041, nov. 2012.

FENN, D. HANLEY, K, DE GEARE, T. . **Use of the Water Balance Method for predicting leachate generation from solid waste disposal sites**. US Environmental Protection Agency Report.1995

FETTER, C. W. **Applied hydrogeology**. 3º ed. Springer: Berlin, 1994.

FORD, M.; TELLAM, J. H. Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham urban aquifer system, UK. **Journal of Hydrology**, [s.l.] v. 156, p. 101 - 135. jan. 1994.

FORTALEZA, **Lei complementar n. 062, de fevereiro de 2009**, Institui o Plano Diretor Participativo do Município de Fortaleza e dá outras providencias. Diário Oficial do Município, ano LVI, 13 de março de 2009, n. 14.020.

FOSTER S, HIRATA R, GARDUNO H, TOVEY C. **Urban groundwater use policy—balancing benefits and risks**. GW-MATE strategic overview series No. 3. World Bank, Washington, 2010,

FOSTER, S. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: VAN DUIJVANBOODEN, W. VAN WAEGENINGH, H. G. (Org's). **Vulnerability of soil and groundwater to pollution**. nº 38 noordwijk: Proceedings and Information of the International Conference Held in the Netherlands, TNO, Committee on Hydrological Research Delft. The Metherlabnds,. p. 69 – 86. 1987.

FOSTER, S. HIRATA, R. C. A. **Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data**. Lima: WHO/ PAHO/ HPE/ CEPIS, 1987, p. 87.

FOSTER, S. S. D. & CHILTON, P. J. Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. **Hydrogeology Journal**, [s.l.] v.12, p.115–120, mai. 2004.

FOSTER, S. S. D.; MORRIS, B. L.; CHILTON, O. J.; Groundwater in Urban Developmet – A review of linkage and concerns. In: **Symposium: Impacts of urban Growth on Surface Water Groundwater Quality**. Birmingham: AHS, n. 259. p. 3 – 12, 1999.

FOSTER, S., HIRATA, R., GOMES, D., D'ELIA, M., PARIS, M; (2006). **Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais**. Washington, D.C.: Banco Mundial. Disponível em:

http://siteresources.worldbank.org/INTWRD/Resources/3364861175813625542/GroundwaterQualityProtectionGuide_Portugese.pdf.

FOSTER, S; HIRATA, R. C. A. O. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes**. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.

FOULQUIER, A. MALARD, F.; BARRAUD, S. GILBERT, J. Thermal influence of urban groundwater recharge from stormwater infiltration basin. **Hydrol. Process.** [s.l.] v. 23, p. 1701–1713. nov. 2009.

FRACALANZA, A. P. Água: de elemento natural à mercadoria. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, n. 17, v. 33, dez. 2015.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Prentice-Hall International, London, 1987.

GIRÃO, R. **Geografia Estética de Fortaleza**. Fortaleza: BNB, 1959.

GOGU, R.C., DASSARGUES, A. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. **Environmental Geology**, [s.l.] v. 39, n 6, p. 549–559. jun. 2000.

GOMES, M. C. R. Análise situacional qualitativa sobre as águas subterrâneas de Fortaleza, Ceará – Brasil como subsídio a gestão dos recursos hídricos. **Tese (Doutorado)**, Centro de Ciências, Fortaleza – UFC. 2013.

GOMES, M. C. R. CAVALCANTE, I. N. Application of multivariate statistical analysis in the study of the quality of groundwater. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 134-149. abr. 2017.

GOMES, M. C. R.; CAVALCANTE, I. N. Geochemical analysis of groundwater in Fortaleza, Ceará – Brasil. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 42-59, out. 2015.

HAERTLE, A. Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps. **Groundwater in Water Resources Planning**, n 142, p. 1073-1085, 1983.

HAN, D.; CURRELL, M. J.; CAO, G. HALL, B. Alterations to groundwater recharge due to anthropogenic landscape change. **Journal of Hydrology**, [s.l.] v. 554, p. 545–557, fev. 2017.

HANTUSH, M.S.,. Analysis of data from pumping tests in leaky aquifers. **Trans. Am. Geophys. Union**, [s.l.] v. 37, p. 702--714. dez. 1956.

HARGERTY, J. D.; PAVONI, J. L.; HEER, J. E. **Solid water management**. New York, 1973.

HE, B. WANG, Y. TAKASE, K.; MOURI, G. RAZAFINDRABE, B. Estimating land use impacts on regional scale urban water balance and groundwater recharge. **Water Resour Manage**, [s.l.] v. 23, p.1863–1873. may. 2009.

HEALY, R. W. & COOK, P. G. Using Groundwater levels to estimate recharge. **Hydrogeology Journal**, [s.l.] v. 10, p. 91–109. set. 2002.

HIRATA, R. C. A. Oito perguntas e oito tentativas de respostas sobre a vulnerabilidade à poluição de aquífero. **Anais..** In: I Seminario-Taller. Protección de Acuíferos Frente a la Contaminación: metodología. Toluca, México, 2001.

HOWARD, K. W. F. Sustainable cities and the groundwater governance challenge. **Environment earth science**, [s.l.] v. 73, n. 6, p 2543–2554. jun. 2015.

HUANG, M., LI, Y., GU, G. Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. **Desalinization**, [s.l.] v. 262, p. 36 – 42. apr. 2010.

J.M. VÍAS, B. ANDREO, J.M. PERLES, F. CARRASCO, I. VADILLO. Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. **Hydrogeol**, [s.l.] v. 14, n. 6, p. 912–925, jun. 2006.

JANG, C.; CHEN, S. Integrating indicator-based geostatistical estimation and aquifer vulnerability of nitrate-N for establishing groundwater protection zones. **Journal of Hydrology**, [s.l.] v. 523, p. 441-455, jan. 2015.

JANG, C.; LING, C.; LIANG, C.; CHEN, S. Developing a reliable model for aquifer vulnerability. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**. [s.l.] v. 30, n. 1, p. 175-187, jan. 2016.

JARVIS, T. W.; GIORDANO, M.; PURI, S.; MATSUMOTO, K.; WOLF, A. International borders, groundwater flow and hydroschizophrenia. **Ground water**, [s.l.] v. 43, n. 5, p. 764-770. mai. 2005.

JOO, Y.; BRUMBACK, B.; LEE, K.; YUN, S.; KIM, K.; JOO, C. Clustering of temporal profiles using a Bayesian logistic mixture model: Analyzing groundwater level data to understand the characteristics of urban groundwater recharge. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, [s.l.] v. 14, n 3, p. 356–373, mar. 2009.

KATTAA, B., AL-FARES, WALID AL., CHARIDEH, A. R. Groundwater vulnerability assessment for the Banyas Catchment of the Syrian coastal area using GIS and the RISKE method. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.] v. 91 n. 5, p. 1103-1110, mai. 2010.

KAZAKIS, N.; VOUDOURIS, K. S. Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. **Journal of Hydrology**, [s.l.] v. 525, p. 13-25, dez. 2015.

KIM, Y.; LEE, K; SUNG, I. H. Urbanization and the groundwater budget, metropolitan Seoul area, Korea. **Hydrogeology Journal**. [s.l.] v. 9, p. 401–412. set. 2001.

KRUSE, E.; CAROL, E.; MANCUSO, M.; LAURENCENA, P.; DELUCHI, M.; ROJO, A. Recharge assessment in an urban area: a case study of La Plata, Argentina. *Hydrogeology Journal*, [s.l.] v 21, n. 5, p 1091–1100, apr. 2013.

KULFS, C. Rating the Hazard potential on waste disposal facilities. In: National conference on management of uncontrolled hazardous waste sites, **Anais..** Washington D.C. Silver Spring, M.D. Hazardous Material Control Research Institute, p. 30-41. 1980

KUMAR, P. BANSOD, B. K. S.; DEBNATHE, S. K.; THAKUR, P. .; GRANSHUAMT, C. Index-based groundwater vulnerability mapping models using hydrogeological settings: A critical evaluation. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.] v. 51, p. 38-49, feb. 2015.

L, HEMIDI. Vulnérabilité de la nappe alluviale de Gerrara à la pollution. **Tese** (Doutorado), Ouargla, Sciences de La Terre e de L'univers, – UO. 2013.

LE GRAND, H. E. A. **standardized system for evaluating waste disposal sites**: a manual to accompany description and rating charts. Worthington, OH: National Water Well Association, 1983.

LE GRAND, H. System for evaluating contamination potential of some waste disposal sites. **Journal American Water Work Association**, [s.l.] v. 56, n. 8, p. 959-974. aug. 1964.

LEFEBVRE, H. **Du rural a l'urban**. 5. ed. Paris: Édition Anthropos. 1975.

LERNER , D. N. & HARRIS, B. The relationship between land use and groundwater resources and quality. **Land Use Policy**, [s.l.] v. 26, n. 1 p. 265-273. jan. 2004.

LERNER, D. N. Groundwater Recharge in Urban Areas. , **Atmospheric Environmental** v. 24 n. 1, p. 29 – 33. jan. 1990.

LERNER, D. N. Identifying and quantifying urban recharge: a review. **Hydrogeology Journal**. [s.l.] n. 10, p. 143 – 152. sep. 2002.

LERNER, D. N.; YANG, Y. Quantifying recharge at the city scale using multiple environmental tracers. **Anais...**Conference held at Liège, Belgium. IAHS v. 262, 2000.

LERNER, D. N.; YANG, Y. BARRETT, M. H.; TELLAM, J. H. Loading of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. **Anais..** Symposium HS5, Birmingham.. IAHS, n. 259, 1999.

LI, Y., LI J, CHEN S, DIAO W. Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. **Environmental Pollution**, [s.l.] n. 165, p. 77-90, oct. 2012.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M.J.B., 2000. Hidrologia de matas ciliares, in: RODRIGUES, R.R., LEITÃO FILHO, H.F. (Orgs.), **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 2 ed. Editora da USP, São Paulo, p.33-43.

LOPES, L. G. N.; SILVA, A. G.; GOURLART, A. C. O. A Teoria Geral do Sistema e suas aplicações nas ciências naturais. **Natureza on line**, [s.l.]. v. 13 n.1, p 1-5, jan. 2015.

LUBIANETZKY, T. A.; DICKSON, S. E.; GUO, Y. Proposed method: incorporation of fractured rock in aquifer vulnerability assessments. **Environmental Earth Sciences**, [s.l.] v. 74, n. 6, p. 4813-4825, jun. 2015.

MAIA, P. H. P. Um novo método para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos. Instituto de Geociências, **Tese** (doutorado), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

MAKONTO, O. T.; DIPPENAAR, M. A. Aquifer vulnerability using recharge, depth to groundwater, soil type and slope to classify the vadose zone (Molototsi and Middle Letaba quaternary catchments, Limpopo Province, South Africa). **Environmental Earth Sciences**, [s.l.] v. 72, n. 5, p. 1615-1623, may. 2014.

MANNY, L.; ATMAJA, R. R. S.; PUTRA, D. P. E. Groundwater level changes in shallow aquifer of Yogyakarta City, Indonesia: Distribution and Causes. **Journal of Applied Geology**, [s.l.], v.1, n. 2, p. 89–99, feb. 2016.

MARCOLONGO, B.; PRETTO, L. **Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Vicenza**. Padova: Grafiche Erredici. 13 p. (Publicación CNR-GNDCI-CNR n. 28), 1987.

MATIATOS, I. Nitrate source identification in groundwater of multiple land-use areas by combining isotopes and multivariate statistical analysis: A case study of Asopos basin (Central Greece), **Science of the Total Environment**, [s.l.] v. 541 p. 802–814, dec. 2016.

MAZIEIRO, T. A.; WENDLAND, E. Variabilidade Espacial da Recarga em Área Urbana. **RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v 13 n.3, , p. 35-46. nov. 2008.

MERIANO, M.; HOWARD, K. W. F.; EYLES, N. The role of midsummer urban aquifer recharge in stormflow generation using isotopic and chemical hydrograph separation techniques. **Journal of Hydrology**. [s.l.] v. 396, p. 82–93, dec. 2011.

MERKEL, B. J.; PLANER-FRIEDRICH, B. NORDSTROM, D. K. **Geoquímica de águas subterrâneas: um guia prático de modelagem de sistemas aquáticos naturais e contaminados**. Tradutor: Jacinta Enzweiler, Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2012.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, **Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Disponível em:
http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em:
<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em 28 de nov. de 2015.

MONKHOUSE, R. A. **Vulnerability of aquifers and groundwater quality in the United Kingdom**. Nottingham, Reino Unido: Institute of Geological Sciences Report, 1983.

MONNIER, G. Evaluation of the influence of urban development on groundwater recharge north-east of Paris (France). **Bull Eng Geol Env.** [s.l.] v. 59, p. 329–342, 2001.

MONTEIRO, C. A. F. **Geossistemas: a história de uma procura.** São Paulo: Contexto, 2000.

MORAES, J. B. A. Caracteres Hidrogeológicos do Aquífero Dunas Para a Gestão de Recursos Hídricos na Região Metropolitana de Fortaleza - Ceará. **Dissertação** (mestrado), Fortaleza: Centro de Ciências – UFC, 2011.

MORAG, N. Water, Geopolitics and State Building: The Case of Israel. **Middle Eastern Studies**, [s.l.] v. 37, n. 3, p. 179-198, mar. 2010.

MORAIS, J. B. A. Vulnerabilidade e riscos à poluição/contaminação das águas subterrâneas na área do Complexo Industrial Portuário do Pecém (CIPP) – Estado do Ceará, **Tese** (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, 2016, 240 f.

MOURA, P.; SABADIA, J. A. B.; CAVALCANTE, I.N. Mapeamento de Vulnerabilidade dos Aquíferos Dunas, Barreiras e Fissural na Porção Norte do Complexo Industrial e Portuário do Pecém, Estado do Ceará. **Geociências**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 77-89. fev. 2016

MUHAMMAD, A. M. ZHONGUAN, T.; DAWOOD, A. S.; EALR, B. et al. Evaluation of local groundwater vulnerability based on DRASTIC index method in Lahore, Pakistan. **Geofísic Internacional**, [s.l.] v. 1, n. 54, p. 67-81. dec. 2015.

MURAT, V. Étude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution application aux aquifères granulaires du Piémont Laurentien. **Thèse** (doctorat), Université Du Québec, Québec, 2000.

NARAIN, S.. Sanitation for All. **Nature**, [s.l.] v. 486 n. 14, p 185. apr. 2014.

NEWCOMER, M. E.; GURDAK, J. J.; SKLAR, L. S. NANUS, L. Urban recharge beneath low impact development and effects of climate variability and change. **Water Resources Research**, [s.l.] v. 50, p. 1716-1734, jan. 2014.

NOBRE, R.C.M., FILHO, O.C.R., 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.** [s.l.] v. 94, p. 277–292. oct. 2007.

OKE, S. A., VERMEULEN, D., GOMO, M. Aquifer vulnerability assessment of the Dahomey Basin using the RTt method. **Environ Earth Sci.** [s.l.] v. 75, p. 1 – 9, dec. 2016.

OLIVEIRA, M. R. B. O crescimento urbano e o risco à poluição das águas subterrâneas freáticas no entorno da lagoa da Parangaba, Fortaleza – Ceará. **Dissertação** (mestrado), Fortaleza: Centro de Ciências -UFC. 2013.

PASSARELLO, M. C.; SHARP JR. J. M.; PIERCE, S. A. Estimating urban-induced artificial recharge: a case study for Austin, TX. **Environmental & Engineering Geoscience**, [s.l.] v. 28, n. 1, p. 25–36. jan. 2012.

PEIXOTO, F. S. **Efeitos do uso e ocupação do solo sobre as águas subterrâneas: contaminação da água subterrânea por nitrato em subbacia urbana na cidade de Fortaleza/Brasil.** 1. ed. Baue Bassin: Omni Scription Publishing Group, 2017. v. 1. 125p

PEIXOTO, F. S. SILVEIRA, R. N. C. M. Watershed: trends and approach of applicability in urban environment. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife v. 10, n. 3, p. 767-783. set. 2017.

PEIXOTO, F. S.; CAVALCANTE, I. N.; SILVEIRA, R. N. C. M.; ARAÚJO, K. V. Estimativa de recargas hídricas subterrâneas potenciais voluntárias e involuntárias em áreas urbanas. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 31, p. 104-116, mar. 2017.

PEIXOTO, F. S.; SILVEIRA, R. N. C. M.; CAVALCANTE, I. N.; ARAUJO, D. T.; OLIVEIRA, R. M. As águas subterrâneas na gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Curu – CE. **Conex. Ci. e Tecnol.** Fortaleza, v. 11, p. 1-16 – 21. Jun. 2017.

PEIXOTO, F. S.; STUDART, T. M. C.; CAMPOS, J. N. B. Gestão das águas urbanas: questões e integração entre legislações pertinentes. **REGA**, Porto Alegre, v. 13, n. 2., p. 160-174, dez. 2016

PEQUENO, L. R. B. **Como anda Fortaleza**, Rio de Janeiro: Letras Capital: Observatório das Metrôpoles, 2009.

PEREIRA JUNIOR, E. Dinâmicas industriais e urbanização no Nordeste do Brasil. **Mercator**, Fortaleza, v. 14, n.4, número especial p. 63 – 81. dez. 2015.

PEREIRA JÚNIOR, L.C., SOARES, H.L.T., CASTRO, S.S. (2015), Vulnerabilidade natural e risco de contaminação do aquífero Bauru no município de Rio Verde – GO. **Águas Subterrâneas**. São Paulo, v. 29 n. 2, p. 129-145. fev. 2012.

PHILIPS, C.; NATHWANI, J.; MOOIJ, H. Development of a soil-waste interaction matrix for assessing land disposal of industrial wastes. **Water Resources Research**, Washington, D.C. vol. 11, p. 859-868, 1977.

PINHEIRO, R. J. B., RUBER, A. C. C., NUMMER, A. V., SILVA, J. L. S. Aplicação dos Métodos GOD e POSH para determinação da vulnerabilidade e perigo à contaminação dos aquíferos na cidade de Santa Maria-RS. **REGA**. Porto Alegre v. 12, n. 2, p. 61-79. dez. 2015.

PIZZOL, L., CRITTO, A., GIUBILATO, E., MARCOMINI, A. Risk-based prioritization methodology for the classification of groundwater pollution sources. **Science Of The Total Environment**, v. 506-507, p. 505-517, 2015.

POLETO, C;. SUDS (Sustainable Urban Drainage Systems): Uma Contextualização Histórica. **Revista Thema**, [s.l.] v. 1, n. 8, jan. 2011.

POSTMA, D.; BOESEN, C.; KRISTIENSEN, H.; LARSEN, F. Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer' water chemistry, reduction processes and geochemical modeling. **Water Resources Research**, [s.l.] v. 27, n. 8, p. 2027-2045, aug. 1991.

PREFEITURA DE FORTALEZA. **Fortaleza 2040**, 2ª ed, Fortaleza: Iplanfor. 2015.

RAO, P. S. C.; HORNSBY, A. G.; JESSUP, R. E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Soil and Crop Science Society of Florida proceedings**, [s.l.] v. 44, p. 1-8. jul. 1985.

REBOUÇAS, A. C. Água na Região Nordeste: desperdício e escassez. **Estudos Avançados**, São Paulo, v.. 29, n 11, p. 127-154, dez. 1997.

REZENDE, D. A. Planejamento estratégico municipal como proposta de desenvolvimento local e regional de um município paraense. **Ver. FAE**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 87 – 104, fev. 2016.

RODRIGUES, A. M.; **Produção e consumo do e no espaço**: problemática ambiental urbana. São Paulo: Hucitec, 1998.

ROGERS, P. P. Water governance, water security and water sustainability. In: Rogers, P. P. et al. (Ed.) **Water crisis: myth or reality?** London: Fundación Marcelino Botín, Taylor & Francis, p. 3-36. 2006.

SAHA, D.; DWIVEDI, S. N.; ROY, G. K.; REDDY, D. V. Isotope-based investigation on the groundwater flow and recharge mechanism in a hard-rock aquifer system: the case of Ranch urban area, India. **Hydrogeology Journal**. [s.l.] v. 21, p. 1101–1115, dec. 2013.

SANTANA, E. W. **Plano estratégico dos recursos hídricos do Ceará**. Assembleia Legislativa do Estado do Ceará, Fortaleza: INESP, 2009.

SANTOS, M. **A Natureza do espaço**: técnica e tempo, razão e emoção, Hucitec: São Paulo, 1996.

SCHIRMER, M.; LESCHIK, S.; MUSOLFF. Current research in urban hydrogeology – A review. **Advances in Water Resources**. [s.l.] v. 51, p. 280–291, may. 2003.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS – SRH. **Planejamento Estratégico 2015 – 2022**. Governo do Estado do Ceará, 2015.

SECRETARIA DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE. **Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas do Município de Fortaleza**. Plano Municipal de Saneamento Básico: Fortaleza, 2015.

SECRETARIA DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE. **Relatório de andamento e diagnóstico do sistema de abastecimento de água**. Plano municipal de saneamento básico de Fortaleza: Fortaleza, 2015.

SECRETARIA MUNICIPAL DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE, SEUMA. **Relatório de andamento e diagnóstico do sistema de abastecimento de água**. Plano municipal de saneamento básico de Fortaleza: Fortaleza, Prefeitura Municipal, 2015.

SECRETARIA MUNICIPAL DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE – SEUMA. **Apresentação em Audiência Pública do Prognóstico dos Serviços de Abastecimento de Água do Município**. Plano municipal de saneamento básico de Fortaleza: Fortaleza, 2015.

SELVAKUMARA, S.; CHANDRASEKARA, N.; KUMARB. G. Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. **Water Resources and Industry**, [s.l.] v.17 p. 26–33. jul. 2017.

SILVA, C.; AMIR, Y.; PENNA, Y. Controle da poluição das águas subterrâneas do Vale do Paraíba. **Anais..** In: Congresso brasileiro de águas subterrâneas, 1. Recife, 1980.

SILVA, U. P. A. A Dimensão Social da Gestão dos Recursos Hídricos. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande - MS. **Anais..** do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.

SILVA, U. P. Larissa Gaspar, Blog. **Especialistas discutem abastecimento de água em Fortaleza**, hiperlink: <http://larissagaspar.com.br/2017/03/25/especialistas-discutem-abastecimento-de-agua-em-fortaleza/>, 2017

SILVEIRA, R. N. C.M. ; PEIXOTO, F. S. ; COSTA, R. N. T. ; CAVALCANTE. I. N. Drought's Impact in Irrigated Perimeters in the Brazilian Semi-Arid. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, Rio de Janeiro, v. 41, p. 268-275, dez. 2018.

SOTCHAVA, V. B. **Por uma teoria de classificação de geossistemas de vida terrestre**. São Paulo:GEO/USP, 1978.

SUGUI, K. **Água**. São Paulo: Holos, 2006.

SWAIN, A. Challenges for water sharing in the Nile basin: changing geo-politics and changing climate. **Hydrological Sciences Journal**, [s.l.] v. 56, n. 4, p. 687-702, apr. 2011.

TAJRA, A. A. (2001) Aspectos técnico-construtivos dos poços tubulares e a legislação pertinente. Área Piloto de Fortaleza-Ceará. **Dissertação** (mestrado), Fortaleza: Centro de Ciências – UFC.

TALTASSE, P. **Mapas de vulnerabilidade à poluição dos lençóis aquíferos do município de Campinas (SP)**. 1. Ed, São Paulo: Editora USP / Instituto de Geociências, 1972.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, , p.284-307. 1935.

TROPPEMAIR,H.; GALINA, M. H. Geossistemas. **Mercator**, v.5, n.10, p.79-89, 2006.

TUBAU, I.; VASQUEZ-SUÑE, E.; CARRERA, J.; VALHONDO, C.; CRIOLLO, R. Quantification of groundwater recharge in urban environments. **Science of Total Environment**, [s.l.] v. 592, p. 391 – 401, may. 2017.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento integrado das inundações urbanas no Brasil. **REGA**, Porto Alegre. v.1, n. 1, p. 59-73, jan. 2004.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, K. M. **Recursos Hídricos no Século XXI**, São Paulo: Oficina de Texto, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - USEPA. (1993) A review of methods for assessing aquifer sensitivity and groundwater vulnerability to pesticide contamination. USEPA, office of water.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA. **A review of methods for assessing aquifer sensitivity and groundwater vulnerability to pesticide contamination.** EPA, office of water v. 4602, 813-R-93-002, 147, 1993.

VALÊNCIO, N. S. F. L.; MARTINS, M. R.; LEME, A. A. (org). **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil: novos e velhos desafios para a cidadania.** 2. Ed. São Carlos: RIMA, 2006, 238, p.

VASCONCELOS, S. M. S. Estimativa da Recarga Subterrânea a partir do Balanço Hídrico – Exemplo de Fortaleza, (CE). **Revista de Geologia**, Fortaleza, v.7. p. 27 - 34. jan. 1994.

VASCONCELOS, V. V.; MARTINS JR, P. R.; HADAD, R. M.; KOONTANAKULVONG, S. Aquifer recharge: epistemology and interdisciplinarity. **Revista Internanional Interdisciplinar Interthesis.** Florianópolis, v.10, n.2, p. 360-409. feb. 2013.

VASQUEZ-SUÑE, E. CARRERA, J.; TUBAU, I.; SANCHEZ-VILLA, X.; SOLER, A. An approach to identify urban groundwater recharge. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 14, p. 2085–2097, dec. 2010.

VILLAÇA, F. **Dilemas do plano diretor. In: O município no século XXI: cenários e perspectivas.** Ed. especial. São Paulo: Fundação Prefeito Faria Lima – CEPAM, 1999.

VILLAR, P. C. Groundwater and the Right to Water in a Context of Crisis. **Ambiente & Sociedade**, Uberlandia, v. 19, n. 1, p. 85-102, jan. 2016.

VOISIN, J.; COURNOYER, B.; VIENNEY, A.; MERMILLOD-BLONDIN, F. Aquifer recharge with stormwater runoff in urban areas: Influence of vadose zone thickness on nutrient and bacterial transfers from the surface of infiltration basins to groundwater. **Science of the Total Environment.** [s.l.] v. 637–638, p.1496–1507, dec. 2018.

VRBA, J. ET ZAPOROZEC, A. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. Hannover: H. Heise. 1994.

VRIES, J. J. & SIMMERS, I. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. **Hydrogeology Journal**, [s.l.] v. 10, p. 5–17, sep. 2002.

VYSTAVNA1, Y.; DIADIN, D.; ROSSI, P. M.; GUSYEV, M.; HEJZLAR J.; MEHDIZADEH, R. · HUNEAU, F. Quantification of water and sewage leakages from urban infrastructure into a shallow aquifer in East Ukraine. **Environmental Earth Sciences**, [s.l.] v. 77, p. 1 – 13, jan. 2018.

WAHNFRIED, I. & HIRATA, R.; Comparação de Métodos de Estimativa de Recarga de Aquíferos em Uma Planície Aluvionar na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (São Paulo). **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10 n. 2, p. 15-25, fev. 2005.

WAKODE, H. B.; BAIER, K.; RAMAKAR, J.; AZZAM, R. Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyderabad, India. **International Soil Land Water Conservation Research**, v. 13, n. 3, mar. 2018

WALTHER, J. V. **Essentials of Geochemistry**. Jones and Bartlett Publishers, Sudbury – EUA, 2005.

WORLD HEARTH ORGANIZATION - WHO, **Water sanitation and hygiene in health care facilities: status in low and meddle-income countries and way forward**, Geneva: UNICEF/World Heath Organization, 2015, 1-35.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAM - WWAP. **Water for people Water for Life**. The United Nations World Water Development Program, 2003.

YANG, Y.; LERNER, D. M.; BARRET, M. H.; TELLAM, J. H. Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. **Environmental Geology**, [s.l.] v. 38 , n. 3, p. 183 – 198, feb. 1999.

ZHANG, B., LI, G., CHENG, P., JIM, T., HONG, Y. M. Landfill Risk Assessment on Groundwater Based on Vulnerability and Pollution Index. **Water Resources Management**, [s.l.] v. 30 n. 4, p. 1465-1480, sep. 2016.

ZHANG, Q.; SUN, J.; LIU, J.; HUANG, G.; LU, C.; ZHANG. Driving mechanism and sources of groundwater nitrate contamination in the rapidly urbanized region of south China. **Journal of Contaminant Hydrology**, [s.l.] v. 182, p. 221–230. jan. 2015.

ZHANG, Y.; LIU, S.; CHENG, F. SHEN, Z. WetSpas-based Study of the Effects of Urbanization on the water balance components at regional and quadrat scales in Beijing, China. **Water**, [s.l.] v. 10, n. 5; p. 8 – 25, feb. 2018.

ZHAO, Y.; ZHANG, B.; FENG, C.; HUANG, F. ZHANG, P.; ZHANG, Z.; YANG, Y.; SUGIURA. Behavior of autotrophic denitrification and heterotrophic denitrification in intensifield biofilm-electrode reactor for nitrate-contaminated drinking water treatment., **Bioresource Techonology**, [s.l.] v. 107, p. 159 – 165. oct. 2012.

APÊNDICE A - ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS

Requisitante: Felipe (Doutorando)

Endereço: Departamento de Geologia - UFC

Data de entrada no Laboratório: 06/11/2018 Tipo de amostra: água captada de poço

Resultados das análises físico-químicas de amostras de água captada por poços de Fortaleza - Ceará

Identificação da Amostra	pH	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Alcalinidade Total (mg/L CaCO ₃)	Bicarbonato (mg/L HCO ₃ ⁻)	Cloreto (mg/L Cl ⁻)	Cálcio (mg/L Ca ⁺²)	Magnésio (mg/L Mg ⁺²)	Dureza Total (mg/L CaCO ₃)	Sulfato (mg/L SO ₄ ⁻²)	Sódio (mg/L Na ⁺)	Potássio (mg/L K ⁺)	Nitrato (mg/L N-NO ₃ ⁻)	Nitrito (mg/L N-NO ₂ ⁻)	Nitrogênio Amoniacal Total (mg/L N-NH ₃ ,4)	Amônia (mg/L NH ₃)	Silica (mg/L SiO ₂)	Turbidez (UNT)	Ferro Total (mg/L Fe)	Fluoreto (mg/L F ⁻)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L STD)
1	6,91	545,1	72,7	88,7	110,0	17,6	15,8	110,0	2,6	62,5	7,5	0,4	<0,001	<0,01	0,0	2,6	7,1	0,26	0,6	306
2	5,34	307,5	6,1	7,4	52,0	3,2	8,6	44,0	0,5	46,8	2,5	13,6	<0,001	<0,01	0,0	11,1	5,4	0,08	0,3	181
3	6,95	1.021	208,1	253,8	148,0	9,6	19,2	104,0	41,8	172,4	10,0	6,0	<0,001	<0,01	0,0	55,3	6,0	0,07	0,3	681
4	6,94	547,8	72,7	88,7	110,0	16,0	16,3	108,0	2,5	63,4	8,3	0,2	<0,001	<0,01	0,0	2,6	5,6	0,09	0,4	306
5	5,72	834,3	42,4	51,8	132,0	40,8	16,3	170,0	59,7	76,4	16,7	14,7	0,020	<0,01	0,0	4,2	5,9	0,07	0,2	458
6	5,54	685,7	24,2	29,6	90,0	20,8	14,4	112,0	59,0	69,0	13,3	21,3	0,010	<0,01	0,0	2,7	6,6	0,10	0,2	390
7	6,77	7.830	210,1	256,3	2.439,2	192,0	364,8	2.000,0	93,8	658,6	37,5	6,5	0,030	<0,01	0,0	29,6	8,9	0,59	0,2	4.071
8	4,99	730,9	6,1	7,4	106,0	10,4	25,0	130,0	58,0	77,0	15,8	23,1	<0,001	<0,01	0,0	14,5	4,9	0,08	0,2	401
9	7,01	996,4	210,1	256,3	140,0	8,0	14,4	80,0	45,5	167,8	17,5	5,6	<0,001	<0,01	0,0	47,0	7,5	0,21	0,3	674
10	6,20	620,4	88,9	108,4	94,0	21,6	19,2	134,0	27,0	60,0	12,1	7,8	0,020	<0,01	0,0	11,0	5,2	0,07	0,2	377
11	6,51	721,7	109,1	133,1	114,0	8,8	13,4	78,0	29,8	117,2	15,5	5,5	<0,001	<0,01	0,0	29,1	7,8	0,45	0,2	456
12	5,98	734,6	48,5	59,1	132,0	24,0	16,8	130,0	54,8	89,3	13,3	6,7	0,03	<0,01	0,0	6,6	6,5	0,11	0,2	419
13	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
14	6,64	1.885	193,9	236,6	445,9	28,8	48,0	272,0	14,7	267,8	16,7	5,4	<0,001	<0,01	0,0	44,7	6,3	0,10	0,2	1082
15	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16	7,09	735,1	339,4	414,0	20,0	9,6	11,0	70,0	2,9	136,7	10,0	0,1	<0,001	<0,01	0,0	35,2	7,4	0,25	0,7	605
17	6,09	628,8	16,2	19,7	96,0	25,6	15,4	128,0	52,8	76,1	10,0	14,2	<0,001	<0,01	0,0	7,7	5,7	0,10	0,2	358
18	5,79	677,0	32,3	39,4	112,0	17,6	16,8	114,0	36,0	88,3	7,5	18,3	<0,001	<0,01	0,0	2,6	6,3	0,08	0,2	398
19	5,80	653,7	6,1	7,4	134,0	18,4	11,5	94,0	34,2	81,9	12,5	11,6	<0,001	<0,01	0,0	5,5	6,2	0,10	0,3	351

20	4,58	253,3	4,0	4,9	40,0	2,4	6,7	34,0	0,8	33,9	3,3	10,1	<0,001	<0,01	0,0	8,4	5,0	0,07	0,2	136
----	------	-------	-----	-----	------	-----	-----	------	-----	------	-----	------	--------	-------	-----	-----	-----	------	-----	-----

Metodologia: Foram seguidas as diretrizes gerais do Standard methods for the examination of water and wastewater 22nd Edition (APHA, 2012); <0,1: inferior ao limite de detecção; NC: não coletada



Universidade Federal do Ceará
Centro de Ciências
Departamento de Geologia
Laboratório de Geologia Marinha e Aplicada



Requisitante: Felipe (Doutorando)

Endereço: Departamento de Geologia - UFC

Data de entrada no Laboratório: 06/11/2018 Tipo de amostra: água captada de poço

Resultados das análises físico-químicas de amostras de água captada por poços de Fortaleza - Ceará

Identificação da Amostra	pH	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Alcalinidade Total (mg/L CaCO ₃)	Bicarbonato (mg/L HCO ₃ ⁻)	Cloroeto (mg/L Cl ⁻)	Cálcio (mg/L Ca ⁺²)	Magnésio (mg/L Mg ⁺²)	Dureza Total (mg/L CaCO ₃)	Sulfato (mg/L SO ₄ ⁻²)	Sódio (mg/L Na ⁺)	Potássio (mg/L K ⁺)	Nitrato (mg/L N-NO ₃ ⁻)	Nitrito (mg/L N-NO ₂ ⁻)	Nitrogênio Amoniacal Total (mg/L N-NH ₃ ,4)	Amônia (mg/L NH ₃)	Sílica (mg/L SiO ₂)	Turbidez (UNT)	Ferro Total (mg/L Fe)	Fluoreto (mg/L F ⁻)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L STD)
21	4,35	835,0	2,0	2,5	112,0	28,0	16,8	140,0	76,5	93,0	18,3	35,6	0,01	<0,01	0,0	9,2	5,3	0,07	0,2	513
22	4,06	702,7	0,0	0,0	132,0	9,6	14,4	84,0	33,5	81,4	12,5	17,3	0,01	0,05	0,0	10,5	5,3	0,12	0,2	370
23	6,49	611,5	94,9	115,8	112,0	16,0	18,2	116,0	7,3	77,5	10,0	0,5	<0,001	<0,01	0,0	6,1	6,1	0,07	0,3	365
24	6,55	634,8	56,6	69,0	134,0	27,2	9,1	106,0	14,5	73,6	12,5	0,3	<0,001	<0,01	0,0	2,7	5,9	0,10	0,2	344
25	5,72	582,8	18,2	22,2	106,0	16,0	16,3	108,0	15,9	65,9	12,5	15,8	<0,001	<0,01	0,0	8,5	6,3	0,06	0,2	333
26	6,31	697,9	105,0	128,1	80,0	29,6	15,4	138,0	40,3	90,1	11,7	17,0	0,19	<0,01	0,0	8,1	7,5	0,16	0,2	478
27	5,92	650,4	56,6	69,0	108,0	20,8	16,8	122,0	24,0	75,6	14,2	12,7	0,02	<0,01	0,0	20,3	5,7	0,07	0,1	405
28	6,66	520,6	105,0	128,1	56,0	24,8	13,9	120,0	34,9	60,1	11,7	5,4	0,01	<0,01	0,0	3,7	5,8	0,10	0,1	357
29	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NC	NC	NC	ND	<0,001	ND	ND	NC	ND	NC	ND	NC
30	6,20	373,4	28,3	34,5	58,0	14,4	9,6	76,0	28,7	46,5	5,0	4,4	<0,001	<0,01	0,0	5,3	5,7	0,09	0,1	221
31	6,11	699,3	40,4	49,3	96,0	30,4	19,7	158,0	38,9	71,7	12,5	28,1	0,30	<0,01	0,0	8,3	5,7	0,09	0,09	450
32	7,48	533,3	216,1	263,7	18,0	60,0	15,8	216,0	15,1	32,9	8,3	3,1	0,02	<0,01	0,0	14,0	7,5	0,14	0,09	441

Metodologia: Foram seguidas as diretrizes gerais do Standard methods for the examination of water and wastewater 22nd Edition (APHA, 2012); <0,1: inferior ao limite de detecção; NC: não coletada

Diolande F. Gomes
 Diolande F. Gomes
 Química - CRQ 10100188

Prof. George Satander Sá Freire
 Prof. George Satander Sá Freire
 Coordenador do LGMMA



Universidade Federal do Ceará
 Centro de Ciências
 Departamento de Geologia
 Laboratório de Geologia Marinha e Aplicada



Requisitante: Felipe (Doutorando)

Endereço: Departamento de Geologia - UFC

Data de entrada no Laboratório: 26/07/2018 Tipo de amostra: água captada de poço

Resultados das análises físico-químicas de amostras de água captada de poços de Fortaleza - Ceará

Identificação da Amostra	pH	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	Alcalinidade Total (mg/L CaCO_3)	Bicarbonato (mg/L HCO_3^-)	Cloreto (mg/L Cl^-)	Cálcio (mg/L Ca^{+2})	Magnésio (mg/L Mg^{+2})	Dureza Total (mg/L CaCO_3)	Sulfato (mg/L SO_4^{-2})	Sódio (mg/L Na^+)	Potássio (mg/L K^+)	Nitrato (mg/L N-NO_3^-)	Nitrito (mg/L N-NO_2^-)	Nitrogênio Amoniacoal Total (mg/L $\text{N-NH}_3,4$)	Amônia (mg/L NH_3)	Silica (mg/L SiO_2)	Turbidez (UNT)	Ferro Total (mg/L Fe)	Fluoreto (mg/L F^-)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L STD)
1	6,83	539,9	58,6	71,5	118,0	14,4	17,3	108,0	1,2	61,0	5,3	0,2	<0,001	<0,01	<0,01	2,6	13	0,1	1,0	292
2	5,04	233,2	4,0	4,9	44,0	0,8	7,7	34,0	0,6	31,6	2,7	9,5	<0,001	<0,01	<0,01	12,2	13	0,1	0,5	146
3	7,33	1.033,0	202,0	246,4	158,0	10,4	21,1	114,0	24,2	162,4	6,3	6,0	0,02	<0,01	<0,01	59,6	14	0,1	0,6	715
4	7,00	536,1	60,6	73,9	119,0	14,4	16,8	106,0	1,6	72,2	7,5	0,1	<0,001	<0,01	<0,01	2,7	13	0,1	0,9	309
5	6,52	770,0	44,4	54,2	132,0	36,0	14,9	152,0	62,4	98,2	17,8	12,7	<0,001	1,3	0,01	4,8	14	0,2	0,4	476
6	5,80	747,2	22,2	27,1	103,0	28,0	17,3	142,0	48,2	96,0	14,5	25,8	<0,001	3,0	<0,01	2,8	13	0,2	0,3	450
7	6,68	4.922	163,6	199,6	1374,6	108,0	218,4	1180,0	139,8	495,9	26,7	10,7	0,03	<0,01	<0,01	43,2	15	0,3	0,4	2653
8	4,85	781,3	8,1	9,9	126,0	11,2	27,8	144,0	63,5	81,4	14,5	21,1	<0,001	<0,01	<0,01	16,8	12	0,1	0,4	444
9	7,02	1.015	220,2	268,6	141,0	7,2	16,3	86,0	31,0	171,4	15,0	7,0	0,30	<0,01	<0,01	45,3	54	2,1	0,4	727
10	6,31	674,9	113,1	138,0	100,0	31,2	23,0	174,0	32,6	65,5	9,7	8,1	<0,001	<0,01	<0,01	14,4	13	0,1	0,4	450
11	6,46	702,2	101,0	123,2	112,0	6,4	13,0	70,0	33,2	111,7	11,3	6,1	<0,001	<0,01	<0,01	24,9	17	0,5	0,4	463
12	6,14	819,7	56,6	69,0	141,0	28,8	21,1	160,0	52,0	108,5	15,0	17,7	0,03	<0,01	<0,01	14,2	14	0,1	0,5	498

Metodologia: Foram seguidas as diretrizes gerais do Standard methods for the examination of water and wastewater 22nd Edition (APHA, 2012); <0,1: inferior ao limite de detecção



Universidade Federal do Ceará
 Centro de Ciências
 Departamento de Geologia
 Laboratório de Geologia Marinha e Aplicada



Requisitante: **Felipe (Doutorando)**

Endereço: **Departamento de Geologia - UFC**

Data de entrada no Laboratório: **27/07/2018** Tipo de amostra: **água captada de poço**

Resultados das análises físico-químicas de amostras de água captada de poços de Fortaleza - Ceará

Identificação da Amostra	pH	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	Alcalinidade Total (mg/L CaCO_3)	Bicarbonato (mg/L HCO_3^-)	Cloreto (mg/L Cl^-)	Cálcio (mg/L Ca^{+2})	Magnésio (mg/L Mg^{+2})	Dureza Total (mg/L CaCO_3)	Sulfato (mg/L SO_4^{2-})	Sódio (mg/L Na^+)	Potássio (mg/L K^+)	Nitrato (mg/L N-NO_3^-)	Nitrito (mg/L N-NO_2^-)	Nitrogênio Amoniacoal Total (mg/L $\text{N-NH}_3,4$)	Amônia (mg/L NH_3)	Sílica (mg/L SiO_2)	Turbidez (UNT)	Ferro Total (mg/L Fe)	Fluoreto (mg/L F^-)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L STN)
13	5,41	152,7	8,1	9,9	16,0	0,8	2,9	14,0	0,5	27,1	2,7	6,8	<0,001	<0,01	0,0	14,9	13	0,08	0,3	104
14	6,14	1.648	97,0	118,3	397,9	20,8	40,3	220,0	11,0	248,0	19,3	12,2	<0,001	<0,01	0,0	73,8	13	0,11	0,5	983
15	4,34	805,0	0,0	0,0	151,0	6,4	16,8	86,0	6,3	120,5	11,6	27,5	<0,001	0,14	0,0	10,3	14	0,12	0,4	444
16	7,22	459,8	193,9	236,6	27,0	8,0	6,7	48,0	0,6	89,8	7,7	0,1	<0,001	<0,01	0,0	37,9	19	0,56	1,0	415
17	5,64	579,1	16,2	19,7	92,0	20,8	15,8	118,0	55,9	66,2	7,7	11,1	<0,001	<0,01	0,0	8,7	13	0,10	0,4	336
18	6,01	669,3	46,5	56,7	108,0	20,8	17,8	126,0	23,6	95,7	8,1	19,8	<0,001	<0,01	0,0	3,4	14	0,11	0,3	421
19	5,43	683,3	16,2	19,7	132,0	20,8	12,5	104,0	27,8	92,2	15,1	20,6	0,02	<0,01	0,0	6,6	14	0,08	0,3	417
20	4,94	225,5	10,1	12,3	38,0	1,6	8,2	38,0	0,8	33,1	2,7	8,4	<0,001	<0,01	0,0	12,6	13	0,07	0,3	146
21	4,43	805,9	0,0	0,0	111,0	28,0	16,8	140,0	56,8	99,3	20,1	33,2	0,04	1,07	0,0	9,8	13	0,05	0,2	488

Metodologia: Foram seguidas as diretrizes gerais do Standard methods for the examination of water and wastewater 22nd Edition (APHA, 2012); <0,1: inferior ao limite de detecção


 Prof. George Satander Sá Freire
 Coordenador do LGMA


 Diolande F. Gomes
 Química - CRQ 10100188



Universidade Federal do Ceará
 Centro de Ciências
 Departamento de Geologia
 Laboratório de Geologia Marinha e Aplicada



Requisitante: Felipe (Doutorando)

Endereço: Departamento de Geologia - UFC

Data de entrada no Laboratório: 30/07/2018 Tipo de amostra: água captada de poço

Resultados das análises físico-químicas de amostras de água captada de poços de Fortaleza - Ceará

Identificação da Amostra	pH	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	Alcalinidade Total (mg/L CaCO_3)	Bicarbonato (mg/L HCO_3^-)	Cloreto (mg/L Cl ⁻)	Cálcio (mg/L Ca^{+2})	Magnésio (mg/L Mg^{+2})	Dureza Total (mg/L CaCO_3)	Sulfato (mg/L SO_4^{-2})	Sódio (mg/L Na^+)	Potássio (mg/L K^+)	Nitrato (mg/L N-NO_3^-)	Nitrito (mg/L N-NO_2^-)	Nitrogênio Amoniacoal Total (mg/L $\text{N-NH}_{3,4}$)	Amônia (mg/L NH_3)	Silica (mg/L SiO_2)	Turbidez (UNT)	Ferro Total (mg/L Fe)	Fluoreto (mg/L F ⁻)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L STN)
22	4,02	704,9	0,0	0,0	129,0	10,4	15,8	92,0	32,2	102,8	15,1	21,7	0,01	0,08	0,0	20,6	15	0,13	0,3	421
23	6,68	814,6	181,8	221,8	122,0	16,8	22,6	136,0	34,1	146,5	15,4	2,4	<0,001	<0,01	0,0	7,2	13	0,10	0,6	597
24	6,89	641,9	70,7	86,3	139,0	28,8	10,6	116,0	16,1	95,7	15,1	0,4	<0,001	<0,01	0,0	14,4	14	0,08	0,4	408
25	5,98	575,3	22,2	27,1	100,0	18,4	16,3	114,0	17,9	73,2	14,7	17,3	<0,001	<0,01	0,0	23,9	13	0,07	0,3	368
26	6,51	840,8	86,9	106,0	110,0	34,4	18,7	164,0	38,4	104,0	10,7	14,1	0,20	<0,01	0,0	20,6	18	0,38	0,3	505
27	6,35	624,2	64,6	78,9	99,0	21,6	17,8	128,0	23,2	75,6	14,7	17,8	0,09	0,13	0,0	5,6	13	0,06	0,3	415
28	6,88	536,1	111,1	135,5	58,0	24,0	17,8	134,0	39,3	61,4	12,4	7,5	0,03	0,10	0,0	4,2	13	0,09	0,5	386
29	6,84	538,9	56,6	69,0	116,0	13,6	16,8	104,0	1,6	70,9	10,1	0,2	<0,001	<0,01	0,0	5,4	13	0,11	0,6	304
30	6,83	389,1	38,4	46,8	67,0	15,2	11,0	84,0	23,9	44,9	6,2	3,0	<0,001	<0,01	0,0	7,8	12	0,10	0,4	236
31	6,30	627,2	50,5	61,6	83,0	31,2	18,7	156,0	45,1	64,2	12,4	19,3	1,10	0,06	0,0	16,0	13	0,07	0,3	417
32	7,26	429,9	163,6	199,6	19,0	37,6	18,7	172,0	10,8	29,2	7,7	2,1	0,01	<0,01	0,0	20,6	16	0,12	0,3	352

Metodologia: Foram seguidas as diretrizes gerais do Standard methods for the examination of water and wastewater 22nd Edition (APHA, 2012); <0,1: inferior ao limite de detecção

APÊNDICE B- CARTAS DE SUBMISSÕES E ACEITE DOS ARTIGOS

07/03/2019

Gmail - [RCG] Agradecimento pela submissão



Filipe Peixoto <fpeixoto10ufc@gmail.com>

[RCG] Agradecimento pela submissão

1 mensagem

Paulo Cezar Mendes <caminhosdegeografia.ufu@gmail.com>

24 de abril de 2018 13:29

Para: Prof Filipe da Silva Peixoto <fpeixoto10ufc@gmail.com>

Prof Filipe da Silva Peixoto,

Agradecemos a submissão do trabalho "CONSERVAÇÃO E PROTEÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA: UMA REVISÃO DE METODOLOGIAS DE MAPEAMENTO DE AQUIFEROS PARA O ORDENAMENTO TERRITORIAL" para a revista Caminhos de Geografia.

Acompanhe o progresso da sua submissão por meio da interface de administração do sistema, disponível em:

URL da submissão:

<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/author/submission/41888>

Login: filipe1

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

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

Paulo Cezar Mendes
Caminhos de Geografia

Caminhos de Geografia
<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/>

07/03/2019

Gmail - [REGA] Agradecimento pela submissão



Filipe Peixoto <fpeixoto10ufc@gmail.com>

[REGA] Agradecimento pela submissão

1 mensagem

Fábio Veríssimo Gonçalves <fabio.vero@gmail.com>
Para: Filipe da Silva Peixoto <fpeixoto10ufc@gmail.com>

30 de abril de 2018 09:35

Filipe da Silva Peixoto,

Agradecemos a submissão do trabalho " SISTEMA ÁGUAS URBANAS (SAU): CONTRIBUIÇÕES À GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO MEIO URBANO" para a revista Revista de Gestão de Água da América Latina. Acompanhe o progresso da sua submissão por meio da interface de administração do sistema, disponível em:

URL da submissão: <https://www.abrh.org.br/OJS/index.php/REGA/authorDashboard/submission/82>
Login: fpeixoto10ufc

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

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

Fábio Veríssimo Gonçalves
Editor Chefe

Revista de Gestão de Água da América Latina

07/03/2019

Gmail - [Geociencias] Agradecimento pela Submissão



Filipe Peixoto <fpeixoto10ufc@gmail.com>

[Geociencias] Agradecimento pela Submissão

1 mensagem

Prof. Dr. Norberto Morales <revigeoc@rc.unesp.br>
Para: Filipe da Silva Peixoto <fpeixoto10ufc@gmail.com>

21 de janeiro de 2019 08:26

Filipe da Silva Peixoto,

Agradecemos a submissão do seu manuscrito "RECARGA EM AQUÍFEROS URBANOS: UMA REVISÃO DE METODOLOGIAS" para Geosciences = Geociências. Através da interface de administração do sistema, utilizado para a submissão, será possível acompanhar o progresso do documento dentro do processo editorial, bastando logar no sistema localizado em:

URL do Manuscrito:

<http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/author/submission/13858>

Login: filipe1

Em caso de dúvidas, envie suas questões para este email. Agradecemos mais uma vez considerar nossa revista como meio de transmitir ao público seu trabalho.

Prof. Dr. Norberto Morales
Geosciences = Geociências

Geosciences = Geociências

<http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias>

07/03/2019

E-mail de Universidade do Estado do Rio Grande do Norte - Artigo aceito para publicação



Filipe da Silva Peixoto <felipepeixoto@uern.br>

Artigo aceito para publicação

1 mensagem

publigc USP <publigc@usp.br>

1 de março de 2019 15:34

Para: felipepeixoto@uern.br, itabaracacavalcante@gmail.com.br

Prezados Autores,

Temos o prazer de informar que o artigo "**Vulnerabilidade Aquifera e risco à contaminação da água subterrânea em meio urbano**" foi aprovado para publicação na Geologia USP. Série Científica, v. 19, n. 2.

O texto aprovado encontra-se anexo, há porém, algumas pequenas correções apontadas pela Seção de Publicações, as quais solicitamos que sejam atendidas (esse texto aprovado é o que deve ser corrigido e enviado) e também, **favor verificar se todas as citações estão referenciadas e se todas as referências foram citadas.**

- todas as equações devem estar em formato editável.

Pedimos que, após os acertos, nos enviem os arquivos digitais conforme as normas da revista, diretamente para o e-mail publigc@usp.br. (até 13/03/2019)

Lembramos que:

- **AS FIGURAS DEVEM ESTAR EM ALTA RESOLUÇÃO, NOS FORMATOS TIF OU JPG COM NO MÍNIMO 300 DPI, cada figura em arquivo separado;**

- as tabelas em formato editável (word ou excel)

- as legendas (arquivo único para todas as legendas);

e todos os arquivos devem ser enviados separadamente do texto.

No texto deixar marcado o local exato das figuras e tabelas.

Qualquer dúvida, por favor, entre em contato: Seção de Publicações. (11) 3091-3973 ou publigc@usp.br.

Atenciosamente,



Daniel Machado
Chefe de Seção
Publicações - IGc/USP
Tel./Fax: 55 11 3091-3973
publigc@usp.br

 142384-Texto do artigo-APROVADO.docx
2908K