UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**GESTÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ (SP)**

Bruno Pirilo Conicelli

Orientador: Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata

TESE DE DOUTORAMENTO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

SÃO PAULO
2014

BRUNO PIRILO CONICELLI

Gestão das Águas Subterrâneas
na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (SP)

Tese apresentada ao Instituto de
Geociências da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Doutor em Ciências

Área de concentração: Hidrogeologia
e Meio Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Ricardo César
Aoki Hirata

SÃO PAULO
2014

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Conicelli, Bruno Pirilo
Gestão das Águas Subterrâneas na Bacia
Hidrográfica do Alto Tietê (SP) / Bruno Pirilo
Conicelli. - São Paulo, 2014.
163 p.

Tese (Doutorado) : IGc/USP
Orient.: Hirata, Ricardo César Aoki

1. São Paulo (SP): Gestão das Águas
Subterrâneas 2. São Paulo (SP): Bacia
Hidrográfica do Alto Tietê 3. Gestão Aquíferos
4. Áreas Críticas Águas Subterrâneas I. Título

*Ao meu pai Roberto (In Memoriam), à
minha mãe Vania e à minha irmã
Bianca.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço ao meu orientador, o Prof. Dr. Ricardo Hirata, pela oportunidade, por suas contribuições ao longo deste trabalho e pelo apoio fundamental dado ao longo dos anos de amizade e convivência.

Agradeço à CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado que contribuiu para a realização dessa pesquisa.

Agradeço à Universidade de São Paulo e o instituto de geociências, pela estrutura, suporte, apoio e oportunidade na realização do curso de doutorado.

Agradeço à Universidade de Waterloo pela oportunidade e por ceder suas instalações ao longo do estágio realizado no Canadá.

Agradeço à Servmar e a FABHAT pela cessão dos dados que compõe esse trabalho e as pessoas que estiveram envolvidas nessa pesquisa, como a Camila Rodrigues, Mariana Bernardino, Alaine Cunha, João Paulo, Carolina Mayumi, Leandro Gonçalves, Rafaela Malheiro e ao Francisco Piza.

Meu profundo agradecimento ao Laboratório de Modelos Físicos (LAMO) pela estrutura cedida e aos amigos do grupo que tornaram essa jornada mais feliz, são eles: Paulo, Ingo, Tatiana, Bruna, Rafael, Marcos, Ana, Jonathan, Marcus, Alessandra, Osvaldo, Pinhatti, Emanuel, Mateus, Claudia e aos professores Reginaldo Bertolo, Veridiana Martins e Alexandra Suhogusoff, além de todos aqueles tiveram influência direta e indireta nesse trabalho.

Aos amigos brasileiros de Waterloo, Felipe, Aline, Paulo, Juliana, Lucas, Carlos, Lia e Marcelo que foram minha família quando estive no Canadá.

Aos amigos geógrafos que me acompanharam durante minha vida acadêmica, em especial ao Adão, Eduardo, Lucas, Pedro, Renato e sempre na memória de todos nós, o grande amigo Leandro.

Sou grato aos amigos Bruno, João e Pablo pelo estímulo constante, paciência, compreensão e apoio durante esses anos em que estive mais ausente.

Aos amigos Jorge e Marcio pelas conversas, risadas, ideias e principalmente pelo famoso churrasco em Itu.

Aos amigos Sandra e Raul pelas ideias, troca de experiências e pelas risadas, sejam na USP ou na mesa do bar.

Meu profundo agradecimento à Nataly, pelo carinho, apoio, incentivo e paciência ao longo dessa pesquisa.

Sou profundamente grato à minha família que esteve ao meu lado no momento mais difícil da minha vida. Às minhas tias Vera, Vaneid e Valeria, aos meus tios Sidney e Licínio, aos meus primos Felipe, Rodrigo, Tiago, Patrícia, aos meus avós Maria e Otávio e a todos que estiveram do nosso lado ao longo dessa jornada.

Aos meus pais, Roberto e Vânia e minha querida irmã Bianca, pelo amor incondicional, carinho, amizade, apoio, princípios, incentivo, compreensão e valores transmitidos ao longo de minha vida.

RESUMO

CONICELLI, B. P. **Gestão das Águas Subterrâneas na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (SP)** 2014. 163 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências – Universidade de São Paulo, São Paulo.

A disponibilidade por água direcionou e motivou o desenvolvimento das atividades e das ocupações territoriais na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BAT). Nessa trajetória, a água subterrânea passou a ser uma das grandes reservas disponíveis para suprir a essa crescente demanda onde atualmente existem aproximadamente 12 mil poços fornecendo cerca de 10m³/s. Na BAT este cenário de dependência ao recurso hídrico subterrâneo se acentua, na medida em que a disponibilidade de água superficial diminui. Dessa forma, a intensa extração de água, concentrada na área urbana da bacia, tem causado rebaixamentos nos níveis dos aquíferos. A situação é agravada, pois parte da água fisicamente disponível torna-se qualitativamente indisponível por contaminações provenientes das atividades antrópicas mal operadas. Hoje na BAT são reconhecidas 2.018 áreas onde os aquíferos e os solos são contaminadas, ademais de existirem outras 53 mil atividades com potencial para gerar contaminação aos aquíferos. Nessa pesquisa foi realizado um mapeamento das áreas críticas integradas de qualidade e quantidade, onde a área da BAT foi dividida em células de 500x500m. De um total de 23.867 áreas em toda a BAT, foi possível identificar, 943 áreas de alta, 1876 áreas de média e 3120 áreas de baixa criticidade. Entretanto, essa situação é desconhecida pelos usuários dos recursos hídricos. Apesar desse cenário, a gestão das águas subterrâneas ainda é bastante incipiente na bacia. A limitação é ainda maior, pois a identificação dos poços é difícil e os problemas, quando detectados, não são de responsabilidade de apenas um, mas de um conjunto de usuários. Assim, como em outras regiões metropolitanas do Brasil, a BAT possui uma alta densidade de poços ilegais, onde a sua exploração acarreta em um rebaixamento excessivo nos níveis dos aquíferos, reduzindo a oferta de água, diminuindo assim, a segurança hídrica da bacia. Experiências recentes na gestão das águas subterrâneas têm indicado que o gerenciamento desse recurso terá mais sucesso quanto maior for a participação do usuário, portanto a gestão da água, aplicada nesse trabalho através da integração de informações relativas ao meio físico, uso e ocupação do solo, aspectos sócios econômicos, do balanço hídrico, e os aspectos hidrogeológicos torna-se fundamental para prover o conhecimento e as ferramentas gerenciais para a tomada de decisões e conscientização dos usuários, que levarão à proteção e ao uso controlado dos recursos hídricos subterrâneos.

Palavras-chave: Gestão das Águas, Bacia do Alto Tietê, Gestão Aquíferos, Áreas Críticas, Águas Subterrâneas.

ABSTRACT

CONICELLI, B. P. **Groundwater Management in the Alto Tiete Basin (SP)**. 2014. 163 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências – Universidade de São Paulo, São Paulo.

The availability of water directed and motivated the development of activities and land occupations along the Alto Tiete Basin (BAT). In this way, groundwater has become one of the major reserves available to supply the growing demand, where there are currently approximately 12 thousand wells supplying almost 10m³/s. In the BAT, the scenery of groundwater resource dependence increases whereas the availability of surface water decreases. In this way, the intense water extraction, concentrated in the urban area of the basin, has led downgrades in the levels of aquifers. The situation is exacerbated because the water physically available becomes qualitatively unavailable due to chemical contamination from chemicals used in productive activities and services. The BAT has serious quality problems in part of the aquifers, having 2.018 contaminated areas recognized by CETESB, furthermore there are other 53.000 activities with the potential to generate contamination to aquifers. In the BAT, 23.867 areas of 500x500m, it was identified by mapping of the integrated critical areas, 943 high critical areas, 1876 medium critical areas, and 3120 low critical areas. However, this scenario is unknown to users. . Despite this scenario, the management of groundwater is still incipient in the basin. The limitation is even greater, since identification of the wells is difficult and problems, when detected, are not the responsibility of just one, but a number of users. As well as in other metropolitan areas of Brazil, BAT has a high density of illegal wells, where the illegal exploitation may result in an excessive drawdown of groundwater levels, reducing the supply of water, thus reducing water security of the basin. Recent experiments in management of groundwater have indicated that the management of this resource will be more successful with greater user participation. Therefore, water management applied in this work through the integration of information relating to the environment, use and occupation of land, socio economics aspects, of the water balance and hydrogeological aspects becomes essential to provide the knowledge and managerial tools for making decisions and user awareness, which will lead to the protection and controlled use of groundwater resources.

Keywords: Water Management, Alto Tietê Basin, Aquifer Management, Critical Areas, Groundwater.

Lista de Figuras

Figura 2.1 - Ciclo para inserção dos usuários na gestão dos recursos hídricos	20
Figura 2.4.1 - A ilegalidade dos poços como resultado de conflitos não aparentes (ciclo vicioso) e a boa gestão, a partir da cooperação de usuários (ciclo virtuoso)	35
Figura 3.2.1 – Estrutura do software ArcGIS (Esri, 2011)	43
Figura 3.2.2 - Estruturação da HidroGeoBAT para o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos	45
Figura 4.1.1 - Localização da BAT e suas sub-bacias demarcadas em diferentes cores (FABHAT, 2009)	47
Figura 4.2.1 - Mapa de Uso e ocupação do solo	50
Figura 4.4.1 - Mapa dos Sistemas de Abastecimentos	57
Figura 4.5.1 - Mapa Geológico	60
Figura 5.1.1.1 - Mapa do Cadastro Total de Poços	63
Figura 5.2.1 - Mapa Hidrogeológico	68
Figura 5.2.1.1 - Modelo conceitual de circulação de água no sistema aquífero cristalino (modificado de Hirata & Ferreira, 2001)	69
Figura 5.2.2.1 - Modelo conceitual de circulação de água no sistema aquífero sedimentar (modificado de Hirata & Ferreira, 2001)	73
Figura 5.3.1 - Mapa Pedológico	78
Figura 5.3.2 - Mapa de Declividade do Terreno	79
Figura 5.3.3 - Mapa de Cálculo do Balanço Hídrico	81
Figura 5.3.4 - Definição do excedente hídrico (águas disponíveis para recarga e escoamento superficial), a partir da avaliação da precipitação, evapotranspiração potencial e escoamento superficial	82
Figura 5.3.5 - Mapa das Áreas Atendidas por Rede de Água e Esgoto - Por Setor Censitário	89
Figura 5.3.6 - Mapa da Recarga Potencial	90
Figura 5.4.1 - Mapa da Mediana do Nível Estático - Por Célula	92
Figura 5.4.2 - Mapa da Mediana do Nível Dinâmico - Por Célula	93
Figura 5.4.3 - Mapa Potenciométrico	95

Figura 5.5.1 - Mapa da Somatória da Vazão nos Poços Outorgados	97
Figura 6.1.1.1 - Sistema GOD para avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação (Foster et al 2006)	101
Figura 6.1.1.2 - Mapa de Vulnerabilidade Natural à Contaminação de Aquífero - Método GOD ..	103
Figura 6.2.1 - Mapa de Fontes Potenciais de Contaminação por Atividade Agrícola e Criação de Animais	106
Figura 6.3.2.1 - Mapa de Densidade de Fontes de Contaminação de Elevada Carga Potencial	112
Figura 6.3.2.2 - Mapa de Densidade de Fontes de Contaminação de Moderada Carga Potencial ..	113
Figura 6.3.2.3 - Mapa de Densidade de Fontes de Contaminação de Reduzida Carga Potencial ...	114
Figura 6.3.3.1 - Mapa de Densidade de Áreas Declaradas Contaminadas - Hidrocarbonetos Não Halogenados	117
Figura 6.3.3.2 - Mapa de Densidade de Áreas Declaradas Contaminadas - Hidrocarbonetos Halogenados	118
Figura 6.3.3.3 - Mapa de Densidade de Áreas Declaradas Contaminadas - Metais & Outros	119
Figura 7.1.1.1 - Mapa da Recarga Potencial em células de 500x500m	123
Figura 7.1.1.2 - Cruzamento de dados para o mapa de disponibilidade hídrica por célula de 500x500m	124
Figura 7.1.1.3 - Mapa de disponibilidade hídrica por célula de 500x500m	125
Figura 7.1.1.4 - Mapa de Áreas Críticas de Quantidade	128
Figura 7.1.2.1 - Mapa de Áreas Críticas de Qualidade	131
Figura 7.1.3.1 - Esquema para definição das áreas críticas integradas	132
Figura 7.1.3.2 - Mapa de área críticas integradas	134
Figura 7.1.4.1 – Fluxograma das etapas do gerenciamento de áreas contaminadas (CETESB-GTZ, 2001)	136
Figura 7.2.1.1 - Mapa de densidade dos poços e do sistemas de abastecimento público	143
Figura 7.2.1.2 - Mapa de áreas críticas de quantidade e o sistemas de abastecimento público ...	144
Figura 7.2.1.3 - Mapa de áreas críticas de qualidade e o sistemas de abastecimento público	146
Figura 7.2.1.4 - Mapa de áreas críticas integradas de qualidade-quantidade e o sistemas de abastecimento público	149

Lista de Gráficos

Gráfico 4.3.1.1 - Média por sub-bacias do Índice de atendimento urbano de água (baseado em SNIS, 2006)	52
Gráfico 4.3.1.2 - Média por sub-bacias do Consumo médio per capita de água (baseado em SNIS, 2006)	53
Gráfico 4.3.2.1 - Índices de atendimento e tratamento de esgoto urbano (baseado em SNIS, 2006)	55
Gráfico 4.3.2.2 - Volume de esgoto coletado por sub-bacias (baseado em SNIS, 2006)	55
Gráfico 4.3.2.3 - Volume de esgoto tratado por sub-bacias (baseado em SNIS, 2006)	56
Gráfico 5.1.2.1 - Evolução do número de poços construídos por ano na área de estudo	64
Gráfico 5.1.2.2 - Tipo de poços na área de estudo	65
Gráfico 5.1.2.3 - Tipo de uso de água subterrânea na área de estudo	65
Gráfico 5.1.2.4 - Estado atual de exploração dos poços na BAT	66
Gráfico 5.2.2.1 - Frequência de poços e vazão explorada associada - SAS	73
Gráfico 5.2.2.2 - Frequência de poços e vazão explorada associada – SAC	74
Gráfico 5.5.1 - Vazão explorada versus vazão outorgada	96
Gráfico 5.5.2 - Tipos de aquíferos explorados	98
Gráfico 5.5.3 - Profundidade dos poços	99

Lista de Tabelas

Tabela 4.4.1 - Mananciais e produção (m ³ /s) (Apresentação SABESP – Plano Diretor de Abastecimento de Água da RMSP – Agência da Bacia do Alto Tietê – 09/03/04 apud FUSP, 2009) ..	58
Tabela 5.2.1.1 - Caracterização das unidades hidrogeológicas	71
Tabela 5.3.1 - Coeficientes de escoamento superficial aplicados para estimativa do balanço hídrico	77
Tabela 5.3.2 - Classes com diferentes taxas de escoamento superficial	80
Tabela 5.3.3. Dados climáticos utilizados para o balanço hídrico em cada bloco	82
Tabela 5.3.4 - Balanço hídrico para os blocos da BAT (mm/ano)	85
Tabela 5.3.5 - Cálculos de recarga na BAT (Viviani-Lima et al, 2007)	87
Tabela 5.3.6 - Porcentagem das áreas da BAT por faixas de recarga	88
Tabela 6.1.1.1. Valoração dos parâmetros do GOD para os aquíferos da BAT	102
Tabela 6.1.1.2. Áreas das classes de vulnerabilidade da BAT	104
Tabela 6.3.2.1. Classificação e ranqueamento das fontes pontuais de contaminação segundo o sistema POSH (Foster <i>et al</i> , 2006)	109
Tabela 6.3.2.2. Resumo das características químicas associadas as atividades industriais e os índices de probabilidade de geração de carga contaminante ao aquífero (Foster <i>et al</i> , 2006)	110
Tabela 6.3.3.1 - Áreas declaradas contaminadas por atividades econômicas	115
Tabela 6.3.4.1. Resultado do cruzamento entre as atividades elevadas segundo POSH e as áreas declaradas contaminadas por atividades que manuseiam hidrocarbonetos halogenados	121
Figura 6.3.4.2. Resultado do cruzamento entre as atividades elevadas segundo POSH e as áreas declaradas contaminadas por atividades que manuseiam metais e outros	121
Tabela 7.1.1.1 – Disponibilidade Hídrica nas células de 500x500m (Volume de recarga do aquífero menos o Q7-10)	124
Tabela 7.1.1.2 – Soma da vazão dos poços da BAT	126
Tabela 7.1.3.1 – Esquema para definição, porcentagem da área da BAT e o número de células nas áreas críticas integradas	133
Tabela 7.2.1.1. Análise comparativa entre a produção e a disponibilidade hídrica superficial atuais nas áreas dos sistemas da BAT (Garcia <i>et al</i> , 2008)	141

Tabela 7.2.1.2. Análise da qualidade de água das águas subterrâneas	145
Tabela 7.2.1.3. Risco de desabastecimento da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê	148

Sumário

1. INTRODUÇÃO	16
2. NOVOS E VELHOS PARADIGMAS NA GESTÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	18
2.1. Gestão das águas subterrâneas	18
2.2. Desafios na gestão das águas subterrâneas.....	23
2.3. Água subterrânea: Um recurso comum	26
2.3.1. O dilema dos recursos comuns.....	27
2.3.1.1. A Tragédia dos Comuns.....	27
2.3.1.2. A Lógica da Ação Coletiva	28
2.3.2. Ostrom e os recursos comuns.....	29
2.3.2.1. Capacidade de Organização dos Usuários.....	32
2.4. Os Ciclos Vicioso e Virtuoso na Gestão das Águas Subterrâneas	33
3. INFORMAÇÕES GEOREFERENCIADAS PARA O GERENCIAMENTO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS..	38
3.1. Uma nova abordagem é possível?	38
3.1.1. Conscientização do usuário de água subterrânea	39
3.2. Análise Hidrogeológica Georreferenciada.....	41
4. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ	47
4.1. Caracterização geral da área	47
4.2. Mapa de uso e ocupação do solo	49
4.3. Infraestrutura sanitária.....	51
4.3.1. Sistema de Abastecimento de Água	51
4.3.2. Sistema de Esgotamento Sanitário	54
4.4. Uso e fontes de água.....	56
4.5. Geologia.....	59
5. CARACTERIZAÇÃO DA QUANTIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	61
5.1. Cadastro de poços	61

5.1.1.	Características do banco de dados	61
5.1.2.	Resultados obtidos	64
5.2.	Modelo hidrogeológico conceitual.....	67
5.2.1.	Sistema Aquífero Cristalino (SAC).....	69
5.2.2.	Sistema Aquífero Sedimentar (SAS)	72
5.2.3.	Produtividade do aquífero	75
5.3.	A recarga dos aquíferos	76
5.4.	Mapas dos níveis estático e dinâmico e mapa potenciométrico.....	91
5.5.	Mapa da vazão outorgada	96
6.	CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	100
6.1.	Vulnerabilidade dos aquíferos	100
6.1.1.	Método GOD	100
6.2.	Fontes difusas de poluição de solos e águas subterrâneas.....	105
6.3.	Fontes pontuais de poluição de solos e águas subterrâneas	107
6.3.1.	Características do banco de dados do SIPOL.....	107
6.3.2.	Método POSH	108
6.3.3.	Levantamento das áreas declaradas contaminadas	115
6.3.4.	Comparação da eficiência do método POSH	120
7.	ÁREAS CRÍTICAS.....	122
7.1.1.	Áreas críticas de quantidade	122
7.1.2.	Áreas críticas de qualidade.....	129
7.1.3.	Áreas críticas integradas de qualidade e quantidade	132
7.1.4.	Manejo das áreas críticas	135
7.2.	Risco de desabastecimento do sistema público.....	139
7.2.1.	Análise da disponibilidade hídrica total	140
8.	CONCLUSÕES.....	150
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	153

1. INTRODUÇÃO

Em todo o mundo as águas subterrâneas estão se tornando cada vez mais importante, sendo fonte de abastecimento seguro para o uso doméstico, industrial e agrícola. No Brasil mais de 50% do abastecimento público é feito por água subterrânea (Rebouças, 2003), sendo que no Estado de São Paulo cerca de 70% dos municípios são total ou parcialmente abastecidos por água subterrânea (Hirata *et al*, 2007). Dentre as inúmeras vantagens desse recurso destaca-se que ele é uma fonte segura de água em períodos de seca, onde as águas superficiais ficam escassas, ele é menos vulnerável à contaminação, possui água de excelente qualidade natural e que na maioria dos casos dispensa qualquer tipo de tratamento, além disso, o aquífero apresenta uma gigantesca capacidade de armazenamento.

Entretanto, a grande importância do recurso subterrâneo para o desenvolvimento social e econômico da população contrasta com a deficiência no conhecimento do potencial e o estágio de exploração dos aquíferos no país, que coloca assim, grandes desafios para a adequada gestão da água. De outra parte, o gerenciamento efetivo dos recursos hídricos subterrâneos pode ser comprometido com a crescente ilegalidade dos poços de captação de água. A estimativa é que no Estado de São Paulo a maioria dos poços existentes (mais de 70%) é clandestina (FUSP, 2002).

Essa ilegalidade da exploração implica em problemas associados à falta de sustentabilidade (ou superexploração) das extrações de água subterrânea (sobretudo para uso no abastecimento público urbano); aos conflitos entre usuários, causando a perda do recurso e aumento dos custos de exploração; e à contaminação de aquíferos pela degradação induzida pelo bombeamento não planejado.

A ilegalidade dos poços é motivada por que os usuários e os tomadores de decisão não veem problemas (e consequências) na falta de cumprimento legal, soma-se a isso o fato de que os usuários não são informados da obrigação deste procedimento e a sociedade “classifica” as leis de água subterrânea como aquelas que “não precisam ser seguidas”. Outro fator determinante para a ilegalidade dos

poços é que o usuário tem a percepção de que o processo de autorização e outorga é moroso, custoso e com retorno duvidoso, além disso, a legislação utiliza os princípios de mecanismos de “comando e controle”, entretanto, a estrutura existente de governo não está aparelhada a fiscalizar as irregularidades. Infelizmente não existe um movimento de mudança para esse cenário, pois não há, por parte do governo (e muitas vezes entre os próprios técnicos), a “vontade” da aplicação efetiva da lei, entretanto e paradoxalmente, os casos de conflito pela água são raros (e quando existem não são entendidos pelas partes), dando a falsa impressão de que os problemas não virão e não haverá necessidade de medidas mais restritivas de controle pelo uso da água.

Ações de controle adotadas para a gestão da água superficial têm sido, quando aplicadas para as águas subterrâneas, pouco efetivas no mundo inteiro. Esse cenário torna-se emblemático particularmente no Estado de São Paulo, onde a exploração se faz por centenas a milhares de usuários individuais e a fiscalização, sem apoio do proprietário do poço e da sociedade, não é efetiva (Foster *et al*, 2004). Assim, ações que levem ao controle da exploração, baseado em processos de licenciamento e outorga para as águas subterrâneas, terão que lançar mão de mecanismos de participação e comunicação social, envolvendo todo o grupo de interessados, além das instituições responsáveis pela gestão dos recursos hídricos.

Esse cenário traz uma questão: Como será possível compatibilizar os diversos usos e necessidades com a falta de controle na exploração dos recursos hídricos subterrâneos? A dinâmica atual gera desigualdades no acesso à água, fomentando o conflito. Para evitar esse panorama é preciso um novo paradigma que complemente a visão tradicional da gestão dos recursos hídricos, onde se privilegiam as ações de comando e controle, surgindo assim, um sistema de gestão da água onde as decisões são ancoradas em três níveis: Estado, sociedade civil e o setor privado. Facilitar as interações dinâmicas (diálogos e parcerias) entre eles é fundamental para melhorar a forma como se lida com as águas subterrâneas. Para tal, essa pesquisa usa uma metodologia inovadora, onde o foco são as informações georreferenciadas, permitindo assim, a interpretação de dados complexos através de mapas, gráficos e tabelas.

2. NOVOS E VELHOS PARADIGMAS NA GESTÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O conhecimento é indispensável para a gestão dos recursos hídricos, porém ele se torna mais imperativo quando se lida com as águas subterrâneas. Por ser um recurso invisível, torna-se difícil para as pessoas compreenderem a dinâmica dos aquíferos. Diferentemente das águas superficiais, as águas subterrâneas ainda são um grande mistério para os usuários e até para muitos gestores, que em muitas ocasiões não têm a exata noção do que são esses recursos e o seu funcionamento na natureza. Isso torna o gerenciamento um desafio, sendo indispensável o acesso a informações dirigidas que esclareçam os pontos primordiais dessa dinâmica. Esta pesquisa tem como um de seus pontos de referência a preocupação com a gestão integrada dos recursos hídricos subterrâneos na Bacia do Alto Tietê (BAT). Portanto, o desafio que se coloca é: gerenciar as águas subterrâneas, utilizadas por usuários que compartilham os mesmos recursos, porém possuem interesses distintos, dentro de uma bacia densamente habitada e com escassez hídrica. Ostrom (2002) mostra que a gestão equivocada de um recurso comum tende a levar a sua destruição. Assim, o correto gerenciamento das águas subterrâneas dentro da BAT é indispensável para garantir o seu uso sustentável.

2.1. *Gestão das águas subterrâneas*

Dentre outros conceitos, a gestão trata de princípios como a equidade e eficiência na alocação dos recursos hídricos, nos seus serviços e na sua distribuição. Ela também prevê a administração da água com base em bacias hidrográficas, e a necessidade de abordagens de gestão integrada, elencando assim, a necessidade de equilibrar o uso da água entre as atividades socioeconômicas e o meio ambiente. Além disso, a gestão da água trata da formulação, estabelecimento e implementação de políticas de recursos hídricos, com base na legislação e nas instituições vigentes.

O gerenciamento da água subterrânea se distingue em vários aspectos daqueles observados para a água superficial. O grande problema que gestores públicos têm se deparado é que a água subterrânea, devido a sua facilidade de acesso e uso com reduzidos investimentos iniciais e de operação, faz com que a participação do usuário privado seja muito maior que aquele observado nas águas superficiais. O controle, através de licenças de exploração, tem sido o modelo utilizado na Europa e na América do Norte para o disciplinamento do uso do recurso. Assim, o sucesso do manejo está associado à capacidade dos órgãos estatais, ao comprometimento da sociedade civil e do setor privado. Nesses países, é clara a tradição e respeito pelo órgão fiscalizador e a presença do estado não é meramente formal (Comissão Européia, 2008; United Nation, 2006).

Já em países em desenvolvimento os órgãos estatais estão se estruturando e a imposição por lei de mecanismos de controle tradicional não tem surtido efeito (Tuinhof *et al*, 2006). O grande número de poços ilegais nos países onde haja legislação é um reflexo disso.

Experiências recentes na gestão das águas subterrâneas têm indicado que o gerenciamento desse recurso terá mais sucesso quanto maior for a participação do usuário (Garduño *et al*, 2006, 2006b). Somado a isso, outro importante aspecto é que esse usuário tenha também acesso à informação adequada dirigida a ele para, como observado na figura 2.1, ser inserido em um ciclo no gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos, onde o conhecimento se transforma em consciência (vice-versa) e a conscientização por sua vez traz a ação que gera conhecimento.

Figura 2.1 - Ciclo para inserção dos usuários na gestão dos recursos hídricos

Isso particularmente foi observado no México, onde associações de usuários, COTAS (Foster *et al*, 2004), participam das decisões de uso dos aquíferos. O objetivo principal dessa associação de usuários é fornecer as bases sociais para promover medidas para diminuir, e eventualmente eliminar, a superexploração dos aquíferos local. Essa iniciativa surge depois que a nova Lei da Água do México foi promulgada em dezembro de 1992. Na época o governo federal promovia nacionalmente a criação de organizações da sociedade civil (COTAS ou das comissões técnicas das águas subterrâneas em espanhol) para ajudar a enfrentar o desafio da gestão dos recursos hídricos subterrâneos, especialmente em cerca de 100 aquíferos superexplorados. Embora a responsabilidade geral de legislação e administração de recursos de águas subterrâneas cabe ao governo federal, o Estado de Guanajuato entrou em um programa complementar e ambicioso para enfrentar a crise de recursos de água subterrânea com duas linhas principais de ação (Foster *et al*, 2004):

- Execução de novos estudos hidrogeológicos e modelos numéricos de aquíferos para consolidar a base técnica para a melhoria da gestão dos recursos hídricos subterrâneos.
- Promoção da base social necessária para a gestão das águas subterrâneas mais eficaz, através da formação de 14 associações de usuários de águas subterrâneas que se destinam a evoluir para organizações de gestão de aquíferos (AMORs).

Para Kemper (2007) o grupo COTAS não poderia atingir este objetivo sozinho, entretanto os órgãos gestores também não cumpriram essa meta sem o envolvimento da comunidade local. Sendo uma relação ganha-ganha, onde tanto a comunidade envolvida, quanto o poder público atingem seus objetivos.

Da mesma forma, na Jordânia, os limites de extração de água subterrânea não estavam sendo seguidos pelos usuários, gerando um cenário de superexploração, mobilizando assim, o Governo, os diversos usuários e o setor privado a implementar um sistema baseado na participação. Desse modo, todos concordaram em reduzir o bombeamento das águas subterrâneas até um nível sustentável, através da conscientização dos mesmos por meio de análises científicas, onde foram demonstrados cenários e opções entre estabelecer uma vazão sustentável ou deixar que o aquífero se exaurisse ao longo do tempo (Chebaane *et al*, 2004).

Em outro exemplo de participação dos usuários no gerenciamento da água, Dinar *et al* (2005) afirmam que a performance no gerenciamento dos recursos hídricos foi melhorada a partir da existência das organizações de bacias hidrográficas, demonstrando assim, o poder da informação e dos stakeholders. Assim, Dinar *et al* (2005) demonstram que a descentralização e o aumento da participação das partes interessadas têm sido os principais elementos da reforma do setor da água como forma de promover a gestão sustentável e integrada dos recursos hídricos, em particular das bacias hidrográficas. Dinar *et al* (2005) sugerem que as características físicas, políticas, econômicas, financeiras e institucionais da bacia afetam o processo e o nível de desempenho de participação. Em particular, a

presença de escassez de água pode ser um estímulo para a reforma, unindo as partes interessadas na bacia e levando a um melhor desempenho do processo.

No Brasil a criação dos comitês de bacia hidrográfica acrescentou um novo fator para o desenvolvimento de políticas públicas. As experiências de gestão de bacias é analisada por diversos autores (Jacobi & Fracalanza, 2007; Jacobi, 2004; Sousa Junior, 2006; Johnsson & Lopes, 2003) o que permitiu diagnosticar ambientes heterogêneos na formação dos espaços de participação social. Para Guivant e Jacobi (2003) o papel dos usuários adquire cada vez mais relevância no processo de negociação. Os comitês não funcionam apenas como espaços de questionamento da forma do processo decisório do Estado, mas também das relações entre Estado e Sociedade Civil para a formulação de políticas públicas, sendo que a experiência dos diversos comitês e conselhos demonstra a importância do exercício da participação civil nestes fóruns (Jacobi, 2004; Jacobi & Fracalanza, 2007, Warner, 2005). Quando se trata de água subterrânea a tarefa passa a ser desafiadora pois ainda são raras as discussões entorno deste tema. O fator preponderante para esse quadro é a falta de conhecimento nos processos hidrogeológicos, que não permite aos usuários e a sociedade civil ter a exata dimensão dos problemas ocasionados pela falta de gerenciamento das águas subterrâneas na bacia hidrográfica.

Para Kemper (2007), o raciocínio é simples. O usuário de água subterrânea que não tem o conhecimento sobre o seu recurso está menos disposto a abrir mão da sua vazão, mesmo que isso acarrete em problemas de superexploração. Para isso, são necessárias informações compreensíveis e confiáveis, permitindo assim, a conscientização do mesmo.

Blomquist (1992) faz a descrição e análise do desenvolvimento das estruturas de gerenciamento das águas subterrâneas em algumas bacias da Califórnia. Foi reconhecido que os recursos hídricos subterrâneos estão sob stress, isso devido ao alto consumo, e foram coletados dados sobre o aquífero, sua recarga e sobre a vazão segura (ou sustentável). Uma vez que os dados eram obtidos e confirmados, os usuários foram capazes de compreender as consequências que a falta de ação traria para a comunidade e seus recursos hídricos, iniciando-se a partir daí, a

mobilização coletiva para uma utilização e gestão mais sustentáveis dos aquíferos da região.

Para Kemper (2007), os usuários somente serão reconhecidos como verdadeiros atores quando tiverem o direito de acesso às informações sobre os recursos de que são dependentes. Para muitos órgão gestores de água isso implicará em uma mudança significativa, principalmente na sua cultura, onde a centralização das informações sobre disponibilidade hídrica permite que sejam tomadas decisões sem a participação dos interessados. A informação é essencial para a tomada de decisão entre todos os interessados, permitindo assim, um planejamento com um horizonte de longo prazo, onde são consideradas as medidas econômicas a propor e a aceitar, onde e quando realizar investimentos, bem como quais os serviços devem ser exigidos das agências de água e das demais autoridades governamentais. Com uma base cadastral de informação robusta, incluindo aí os usuários outorgados ou não, a informação se torna mais valiosa e crucial para as partes interessadas.

Ademais, o funcionamento de um aquífero não é entendido pelo usuário comum e pela sociedade em geral e as relações de causa e consequência (ação e reação) são geralmente lentas, o que dificulta as discussões sobre os problemas e as soluções por parte dos usuários. Assim, o Estado tem que tomar atitudes, muitas vezes, antes que os problemas aparentes existam, dificultando ter o apoio da sociedade.

2.2. *Desafios na gestão das águas subterrâneas*

A água subterrânea desempenha um papel muito mais importante no abastecimento urbano do que a percepção existente na sociedade. Os órgãos de governo, responsáveis pelo recurso hídrico e pelo ambiente, bem como as próprias concessionárias de serviço de água e esgoto têm muitas vezes um pobre conhecimento técnico e uma reduzida percepção da importância das águas subterrâneas nas cidades (Foster *et al*, 2011).

A água subterrânea é um componente importante no abastecimento público e privado nas cidades brasileiras (ANA, 2012) e é também parte fundamental do ciclo hidrológico e, por essas razões, deveria ser sempre considerada no manejo territorial e nos investimentos em infraestrutura. Isto, entretanto, não é simples e quase sempre o tema água subterrânea está fora da agenda política do manejo do recurso hídrico e do planejamento urbano.

É necessário, para uma avaliação do papel e das oportunidades reservadas à água subterrânea, distinguir dois cenários (Foster *et al*, 2010; Hirata *et al*, 2014):

- Cidades onde o abastecimento está apoiado principalmente em fontes superficiais, mas as águas subterrâneas são intensamente explotadas por poços privados, a maioria dos quais ilegais, e sem os quais, poderia haver inclusive problemas de desabastecimento. Neste caso, a perfuração de poços privados geralmente ocorre em resposta ao pobre fornecimento de água e/ou como estratégia para escapar dos elevados preços da água distribuída pelas concessionárias;
- Cidades onde uma parte substancial do abastecimento municipal é feito por fontes subterrâneas, mas podendo, muitas vezes, ter um número significativo de poços privados, dependendo das condições hidrogeológicas, custo dos poços, confiança no sistema público de água, preço da água etc.

A falta de integração das águas subterrâneas nas políticas de desenvolvimento urbano no Brasil e particularmente em algumas cidades brasileiras, tem causado vários problemas de sustentabilidade (Foster *et al*, 2011), incluindo a:

- **Superexploração:** intensiva extração de água subterrânea que gera um ou mais dos seguintes impactos: a) redução localizada dos níveis dos aquíferos, podendo exauri-lo; b) redução dos fluxos de base em corpos de água superficial, causando problemas ao próprio corpo hídrico ou à ecologia – fauna e flora; c) incremento nos custos da exploração das águas, devido à diminuição dos níveis dinâmicos dos poços e/ou à readequação de obras de captação; d) indução por bombeamento de contaminantes e águas salinizadas; e) problemas de subsidência; e f) problemas de equidade social entre usuários, causados pela competição desigual entre grandes e pequenos proprietários de poços. Muitas vezes o problema

de superexploração está associado ao grande número de poços ilegais, ou seja, aqueles sem outorga ou autorização de funcionamento;

- **Poluição de aquíferos** ocasionada por atividades antrópicas mal operadas, especialmente aquelas relacionadas à disposição final incorreta de efluentes líquidos e resíduos sólidos, associadas às mudanças radicais no uso do solo e nos processos industriais;
- **Gestão inadequada** dos recursos hídricos, que por não considerar as características dos recursos superficiais e subterrâneo de forma integrada, não utilizam as vantagens dos dois recursos para minimizar gastos e aumentar a segurança hídrica (gestão integrada dos recursos hídricos, GIRH);
- **Má construção ou desenho inadequado de poços**, causando a contaminação das águas da captação ou de aquíferos mais profundos.

Todos esses problemas estão previstos nas legislações de água (e particularmente das águas subterrâneas) existentes em quase todos os estados brasileiros, entretanto a sua aplicação é falha e como resultado praticamente não há uma gestão das águas subterrâneas. O processo de outorga, base para o controle das demandas e adequação às produções aquíferas, praticamente não existe. O processo de autorização de exploração é meramente “cartorial” e os órgãos gestores não avaliam o pedido de outorga às condições reais (e atuais) do aquífero.

Essencialmente a água subterrânea é um recurso local e sua gestão deve se realizar próxima ou com a participação do usuário da água e dos potenciais contaminadores (Burchi & Nanni 2003). Os mecanismos que embasam o processo de gestão dos recursos hídricos no Brasil são fundamentados no “comando e controle” onde o estado vigilante mantém a regularidade da extração (e sua sustentabilidade) através do seu poder de polícia (Mukherji & Shah 2005, Porto & Lobato 2004a,b). Contudo, o gerenciamento da água subterrânea é diferente da água superficial. Esses mecanismos de controle exigem de um lado que o estado tenha condições de fazer cumprir a lei e de outro que a população usuária aceite e respeite esses mecanismos estatais. O que se observa, entretanto, é uma “não explícita” resistência passiva dos usuários, que a despeito de pretensas vantagens

comerciais (não pagamento de tributos) ou de não-controle (não ter a redução dos volumes extraídos) tem se escondido na ilegalidade e na dificuldade de localização da captação, sobretudo em áreas urbanas.

Adicionalmente, os usuários contestam o sistema de outorga para exploração das águas subterrâneas. Em seu imaginário, o fato de possuir o território onde o recurso está contido, permite a sua exploração com um controle mínimo (Ross & Martinez-Santos, 2009). Nesse ponto, a intervenção dos órgãos gestores para mitigar problemas relacionados à superexploração e problemas de qualidade, podem desencadear conflitos sociais (Garrido et al. 2006). Particularmente, esse fato foi observado por Llamas & Custodio (2003) em regiões áridas e semiáridas. O monitoramento e controle da exploração e uso das águas subterrâneas também apresenta uma característica única, onde a natureza difusa dos usuários, espalhados por um determinado território, tanto dificulta a fiscalização e o controle por parte das autoridades do governo, quando dos próprios usuários interessados em prevenir possíveis trapagens ao redor de sua captação. Nesse contexto, é necessário um novo paradigma para a gestão das águas subterrâneas.

2.3. *Água subterrânea: Um recurso comum*

O sucesso da gestão dos bens comuns está intrinsecamente relacionada a uma governança efetiva desses recursos. Nesse caso, um recurso comum (*Common pool resources*) é um recurso natural ou não, que está disponível para múltiplos indivíduos e pode ser esgotado devido ao seu excessivo uso.

Fenny (2001) afirma que os recursos de uso comum compartilham duas características fundamentais, sendo que a primeira se refere à exclusividade no controle do acesso, acarretando assim, custos ao não permitir que outros usuários tenham o acesso aos recursos naturais. A outra característica é a subtração, onde o uso de um determinado recurso por uma pessoa acaba por diminuir o recurso total e disponível aos demais usuários em potencial.

2.3.1. O dilema dos recursos comuns

A manutenção de um recurso comum possui um dilema da ação coletiva, onde podem ocorrer casos de *free-riding*, ou seja, “caronas” onde eles podem obter um benefício sem contribuírem com os custos de prover, manter e regular o recurso envolvido, sendo assim, existe um oportunismo por parte dos atores que não contribuem (DOLSAK & OSTROM, 2003).

A seguir são demonstrados modelos de gestão de recursos comuns.

2.3.1.1. A Tragédia dos Comuns

Tragédia dos Bens Comuns é uma definição dada por Garret Hardin (1968) a um fenômeno extremo que acontece com os recursos comuns onde há um uso desordenado e competitivo. Portanto, a destruição do meio ambiente ou a diminuição da quantidade dos recursos disponíveis, é a causa final de um consumo e exploração desordenados, gerando assim a Tragédia dos Comuns. Para Hardin (1968) o livre acesso e a demanda irrestrita de um recurso finito termina por condenar estruturalmente o recurso por conta de sua superexploração. Essa por sua vez, ocasionaria mudanças nas contingências sociais, formando assim, um ciclo vicioso entre a escassez dos recursos e um comportamento competitivo, onde o comportamento que antes era feito de forma individual, por conta da falta de recursos, acaba gerando uma competição acirrada. Uma das consequências desse ciclo é o desencadeamento de um dilema social, onde o usuário de um determinado recurso comum pode optar ou não pela sua utilização, porém ele deve estar ciente que o recurso poderá ser exaurido no futuro, pois mesmo que ele não tire proveito desse recurso, os outros membros do grupo poderão fazê-lo.

Para Hardin a solução para esse dilema é a presença de uma autoridade externa que empregue instrumentos coercitivos, onde através de constrangimentos, se espera chegar a uma mudança de comportamento, gerando assim o aumento do

benefício coletivo. Sem os incentivos adequados para poupar um bem comum, os agentes acabam por utilizá-los de forma indiscriminada. Dentre as alternativas, estão formas de restrição da liberdade empregadas por essa autoridade externa, obtendo o consenso de pelo menos a maioria dos participantes. Portanto, para Hardin os atores são incapazes de resolver seus problemas de gestão dos recursos comuns de forma autônoma, sendo necessário o controle externo (Hardin, 1968).

2.3.1.2. A Lógica da Ação Coletiva

Olson (1965) trabalhou com as organizações que tratam dos interesses comuns de seus membros. Todos os membros de um sindicato, por exemplo, têm o interesse comum em melhores condições de trabalho ou maiores salários. O autor enfocou os "bens públicos", isto é, aqueles bens que, uma vez alcançados por uma ou várias pessoas em um grupo, não podem ser negados ou retirados dos demais membros do grupo (Baert, 1997). Nestes casos, observou o seguinte problema: suponha-se que todos os membros de um grande grupo estão interessados na obtenção de um determinado bem público. A obtenção do bem, no entanto, consome tempo e energia, e portanto, cada membro não tem interesse em contribuir com seu esforço pessoal e prefere deixar que outros membros o façam, já que, uma vez obtido o bem, ele estará disponível para todos. Além disto, em grupos grandes o esforço individual frequentemente tende a não fazer diferença. No entanto, se todos agirem desta forma, ninguém obterá o bem público. Portanto, apesar de ser do interesse de todos obterem o bem, o grupo não necessariamente o obtém (Baert, 1997).

Há essencialmente três formas distintas pelas quais poderá haver provisão de um bem público, como consequência da ação de defesa de interesses. A primeira e mais simples de todas é ser apenas um indivíduo a fornecer esse bem coletivo, o que a realizar-se pressupõe que para ele os benefícios individuais superem os custos. A segunda forma é que no seio do grupo surja uma organização, ou associação, que faça a provisão direta do bem coletivo. A terceira possibilidade é um

agente ou uma associação atuar junto de uma instituição governamental para que ela se encarregue de providenciar a provisão desse bem tendo em conta a facilidade com que uma instituição pública tem em obter recursos financeiros, dada à capacidade de coerção que o governo tem sobre os agentes econômicos (Baert, 1997).

2.3.2. Ostrom e os recursos comuns

Elinor Ostrom apresenta uma visão distinta, que privilegia o uso sustentável dos recursos comuns, em relação a que Garrett Hardin apresentou em 1968. Para Ostrom *et al* (1999), a administração dos recursos comuns deve ser feita por pequenos grupos de usuários que interagem de acordo com um aparato de regras comuns, aceitas e respeitadas por esse grupo, abrangendo instituições em diferentes escalas. Portanto, a gestão de um recurso comum, inserido em uma grande escala, como por exemplo, as águas subterrâneas presentes em uma determinada bacia hidrográfica, traz um desafio ainda maior. Para Dolsak & Ostrom (2003) “os recursos comuns continuarão sendo os tipos de recurso de maior importância política e teórica enquanto os seres humanos continuarem a depender da água, do ar e da atmosfera” (Dolsak & Ostrom, 2003:3).

Existem oito princípios desenhados por Ostrom (1990, 2005) que subsidiam a governança dos recursos naturais. Esses princípios são o ponto inicial na busca de um método adequado que responda aos desafios na gestão dos recursos comuns. A seguir são apresentados os oito princípios definidos por Ostrom:

- Demarcação das fronteiras entre os recursos de bem comum e dos seus utilizadores;
- As regras devem ser definidas de acordo com às condições locais (espaço, tempo, disponibilidade dos recursos, tecnologias etc.);
- Os usuários participam na definição e adaptação das regras (acordos coletivos);

- Os fluxos de benefícios proporcionados pela gestão comum são proporcionais aos custos de utilização;
- As autoridades externas reconhecem as regras da comunidade;
- Existe o monitoramento e os utilizadores respeitam as regras, com penalizações aos transgressores;
- Fornecimento de meios acessíveis e de baixo custo para resolução de disputas;
- Construção da responsabilidade de governar o recurso comum em camadas alinhadas a partir do nível mais baixo até interligar todo o sistema.

O aspecto fundamental desses princípios é que eles devem ser apenas a fonte de inspiração para as comunidades que pretendem gerir os seus recursos de forma cooperativa e sustentável. Sendo assim, é fundamental a adaptação desses princípios para cada realidade específica. Ostrom destaca que a elaboração das regras possuem maior sucesso se forem aplicadas de forma colaborativa entre os utilizadores. Os princípios de Ostrom aparecem relacionados a um grande número de casos bem sucedidos na gestão de bens comuns, entretanto estudos indicam que o gerenciamento dos recursos comuns talvez só funcione em certas condições (Balland & Platteau, 1996). Portanto, o sucesso na governança das águas subterrâneas pode variar de acordo com o tipo de problema enfrentado, as características dos recursos e dos usuários, governos e de outras partes interessadas.

Historicamente o gerenciamento dos recursos hídricos foi centralizado em sistemas hierárquicos, onde os problemas eram alusivos à disponibilidade hídrica, sendo esses, resolvidos com o aumento da oferta através de obras de infraestrutura. Agora, o gerenciamento das águas possui uma gama maior de questões, como por exemplo, a função da água no meio-ambiente, poluição difusa em área agrícola, mudanças climáticas e o seu seus impactos no abastecimento público (Ross &

Martinez-Santos, 2009). Dado a complexidade na gestão das águas face às incertezas citadas anteriormente, Gunderson & Holling (2001) propõem que os gestores adotem a gestão adaptativa. O processo de gestão adaptativa inclui o planejamento de programas de gestão baseados na aprendizagem social (*social learning*) através de experimentos, análises e comparação de políticas e práticas selecionadas (Pahl-Wostl, 2007).

Young (2002) afirma que os princípios de Ostrom não necessariamente podem ser expandidos a partir de uma escala pequena, pois nessa escala, os recursos comuns apresentam uma gama de atores homogêneos. Young (2002) propõem um diagnóstico específico para o recurso a ser gerenciado, identificando elementos individuais e apontando soluções para cada um desses elementos identificados. Como exemplo, Young (2002) sugere que quando um aquífero está diretamente conectado com um recurso hídrico superficial ou, por sua extensão, atravessa um grande número de localidades com legislações e atores distintos, ele demandará uma gestão mais sofisticada. Portanto, a gestão passa a necessitar de legitimidade. Além disso, a gestão adaptativa exige o compartilhamento das informações e responsabilidade entre os governos, os provedores de água, usuários e outros *stakeholders*, como por exemplo, os grupos ambientais (Falkenmark *et al*, 2004). Nessas circunstâncias, é improvável que o gerenciamento coletivo feito por usuários tenha sucesso sem a colaboração das autoridades governamentais e vice-versa (Ross & Martinez-Santos, 2009).

Balland & Platteau (1996) concluem que o gerenciamento comunitário terá mais sucesso quando for aplicado por comunidades pequenas e em grupos homogêneos, que serão assim, influenciados positivamente por uma boa liderança e pelas boas experiências de ação coletiva. Outra conclusão de Balland & Platteau (1996) é que para compensar as deficiências no sistema de punição descentralizadas, são necessários sistemas de punição externos, além de mecanismos de incentivo e compensação econômica, com o intuito de motivar as comunidades na redução do uso dos recursos ou aumentar o investimento na manutenção dos mesmos.

Ostrom reconhece que os apropriadores locais têm certa dificuldade em regular apenas uma parte de um recurso que está inserido em um contexto de escala maior, sem possuir o acesso ao aparato jurídico dessa escala. Por isso, os seus princípios exigem mecanismos administrativos complexos, onde as autoridades de um nível mais alto, lidam com os problemas que excedem a capacidade das unidades de nível mais baixo, como por exemplo, fornecendo informações confiáveis e mecanismos para a resolução de conflitos. Ela faz uma argumentação teórica para os sistemas de gestão policêntricos, onde as múltiplas autoridades de governo, em escalas diferentes, podem fazer valer e cumprir as regras de uma área geográfica específica e dentro de um domínio de uma autoridade local. Em um sistema policêntrico, algumas unidades serão governos com interesses gerais, enquanto outras serão altamente especializadas, como as autoridades de bacias hidrográficas ou as associações de usuários de água (Ostrom, 2005). Na prática, enquanto a governança policêntrica demonstra a disposição para lidar com os problemas de gerenciamento dos recursos em escalas cruzadas, as autoridades governamentais de alto-nível, muitas vezes, relutam em ceder seu poder de decisão, ou relutam em construir a capacidade, em níveis mais baixos, para que esses enfrentem os desafios do complexo gerenciamento de recursos (Ross & Dovers, 2008; Marshall, 2008; Ross & Martinez-Santos, 2009).

2.3.2.1. Capacidade de Organização dos Usuários

Em princípio, a heterogeneidade dos usuários aumenta a complexidade na implementação da auto-gestão dos aquíferos. Essa complexidade traz o aumento dos custos para que se chegue a um acordo entre as partes interessadas. Uma análise mais aprofundada sobre o assunto, revela uma complexa relação entre a heterogeneidade e a capacidade dos usuários de se organizarem (Ross & Martinez-Santos, 2009). Ostrom (2000) e Balland & Platteau (1996) fazem uma distinção entre as diferenças culturais, as percepções, os interesses e as aptidões dos usuários. Balland & Platteau (1996) argumentam que as diferenças nas aptidões dos usuários não impedem a uniformidade de interesses em acordos coletivos, porém, tanto

Balland & Platau (1996), quanto Ostrom (2000) notam que o poder econômico dos usuários influenciam fortemente na consolidação da ação coletiva, ou seja, quanto maior o poder econômico dos usuários, maior é a possibilidade de existir a ação coletiva. O impacto desta ação sobre a sustentabilidade dos recursos depende da posição e dos interesses estratégicos dos usuários com muitos recursos. Entretanto, os usuários com uma percepção comum sobre a sua situação e seus interesses, tais como o custo de não lidar com um problema de rebaixamento dos níveis de água de um aquífero, pode prepará-los para agirem coletivamente, mesmo que as suas crenças culturais e aptidões sejam diferentes (Ross & Martinez-Santos, 2009).

Ademais, Ostrom aponta que os usuários com um forte vínculo às suas terras estão mais propensos a buscar a sustentabilidade ao longo prazo, enquanto que os proprietários de terras que gerenciam suas propriedades como um investimento tendem a ser mais interessados na rentabilidade a curto prazo. A divergência dos valores e dos interesses entre os proprietários é portanto um fator que não pode ser negligenciado, podendo assim, explicar alguns dos fracassos nas negociações entre os usuários de água para a implementação de acordos coletivos (Ross & Martinez-Santos, 2009).

2.4. Os Ciclos Vicioso e Virtuoso na Gestão das Águas Subterrâneas

O não engajamento do usuário e do estado nas questões relativas às águas subterrâneas está associado à falta da percepção do problema e de suas causas por parte do usuário afetado. Isso constitui em um grave entrave à gestão das águas subterrâneas. Os impactos que sofrem as águas subterrâneas não são visualmente aparentes (difícil correlação entre causa e efeito no espaço e no tempo), o que reduz a percepção do problema por parte do usuário, da sociedade e dos órgãos de governo. Os conflitos pela água subterrânea (superexploração e poluição) ocorrem, mas, sobretudo nas áreas urbanas, essa falta “aparente” de conflito não mobiliza a sociedade por mais controle e, sem essa pressão, o estado não fiscaliza os usuários e o cumprimento das leis. É um **ciclo vicioso** (Figura 2.4.1), que faz com que a

maioria dos poços não seja legalizada nas cidades. Essa falta de percepção é ainda maior quando a sociedade (e inclusive os técnicos) não tem claro o valor econômico da água subterrânea e como esta contribui para o funcionamento da economia da cidade (Llamas & Custodio, 2003). Ademais, o funcionamento de um aquífero não é entendido pelo usuário comum e pela sociedade em geral e as relações de causa e consequência (ação e reação) são geralmente lentas e dificulta a ação por parte do usuário. Assim, o estado tem que tomar atitudes para a superação desse problema.

A superação de problemas de ilegalidade dos poços deve ser uma prática prioritária e constante. Em várias metrópoles como São Paulo, Recife, Brasília e Fortaleza, por exemplo, o abastecimento complementar privado é o que mantém equilibrado a oferta e a demanda de água (Hirata *et al*, 2014). Assim a segurança hídrica dessas cidades depende de poços ilegais. Devido às características das captações individuais, a superação do problema deve lançar mão de instrumentos de comunicação social, envolvendo o usuário e convencendo-o, através de informação específica, de que a boa prática redundará em benefícios econômicos, ecológicos e sociais para todos e, sobretudo, para ele próprio. Esta ação, associada a uma atuação mais efetiva e contundente do estado na vigilância de práticas incorretas de perfuração de poços (sobretudo atuando junto às empresas perfuradoras), será importante para a regularização do setor.

Há experiências recentes na gestão das águas subterrâneas (van Steenbergem & Shah, 2003; Wester *et al*, 2011; Sandoval, 2004) que têm indicado que o gerenciamento participativo tem resultado em sucesso (Garduño *et al*, 2006b; Davila Poblete, 2000; Foster *et al*, 2011, Smith; 2003). Mas estas são descritas geralmente em áreas agrícolas, onde os proprietários da terra se conhecem e podem controlar o que se passa nas áreas vizinhas (van Steenbergem & Shah, 2003; Govardhan Das, 2000; Rathore & Mathur, 1999; Wester *et al*, 1999) ou em áreas onde a escassez de água é grande como em áreas desérticas (van Steenbergem, 1995). Já o mesmo não tem ocorrido em cidades, onde o anonimato existe.

Figura 2.4.1 - A ilegalidade dos poços como resultado de conflitos não aparentes (**ciclo vicioso**) e a boa gestão, a partir da cooperação de usuários (**ciclo virtuoso**)

Assim, há de se criar um **ciclo virtuoso** (Figura 2.4.1), onde paralelo à iniciativa do estado, haja também a participação do usuário (Castro, 2007). Os mecanismos para envolvê-lo seria mostrar, a partir das realidades pessoais, que o seu poço poderia ter melhor rendimento (menor custo ou maior vazão) ou não estaria contaminado se não houvesse a ilegalidade de seus vizinhos ou falta de controle do contaminador potencial local. Desta forma, um importante aspecto é que o usuário tenha acesso à informação adequada, dirigida a ele e onde o conhecimento possa se transformar em consciência (e vice-versa) e a esta conscientização por sua vez traga a ação que gera conhecimento. O usuário de água subterrânea que não tem o conhecimento sobre o seu recurso está menos disposto a abrir mão da sua vazão, mesmo que isso acarrete em problemas de superexploração (Lopez-Gunn & Cortina, 2006). Para isso, são necessárias informações compreensíveis e confiáveis, permitindo assim, a conscientização do mesmo (Kemper, 2007). O usuário que vê o seu recurso sendo perdido pelo mau uso que faz os outros usuários ilegais pode pressionar os órgãos competentes para que a irregularidade deixe de ocorrer e haja ressarcimento dos investimentos perdidos.

Um programa, baseado em recompensas, poderia ser uma alternativa para alcançar o usuário e conscientizá-lo que a legalidade do seu poço é uma segurança de seu investimento e uma garantia de quantidade de água por parte do estado por um dado período. O programa voluntário seria baseado em oferecer ao usuário apoio de como operar corretamente o seu poço, em troca da legalização de sua captação. As informações concedidas permitiriam ademais que o usuário tivesse noção dos custos de sua exploração e perdas de rendimento, importantes para que ele entenda o valor da água e os impactos a que está sujeito (Lopez-Gunn & Cortina, 2006).

Mas também é necessária uma ampla e harmônica articulação com os diversos atores e com as políticas que interagem no espaço urbano (Hirata *et al*, 2014). Assim, é preciso definir uma política onde o papel das instituições e suas relações sejam avaliadas criticamente e contemplem todos os organismos responsáveis pelo recurso hídrico, concessionárias e governos municipal

(responsável pela decisão de uso e ocupação do solo) e de outras esferas (responsáveis pela licença de lançamentos de efluentes, gerenciamento de áreas contaminadas e vigilância sanitária) (Kooiman e Bavinck, 2005). Além disso, mecanismos para a participação de stakeholders são usualmente bem menos definidos em áreas urbanas que em áreas rurais (Burke, 2003), onde os grupos tendem a se nuclearem ao redor de interesses comuns (Garduño *et al*, 2006a; Shah, 1993, 2000).

3. INFORMAÇÕES GEOREFERENCIADAS PARA O GERENCIAMENTO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

3.1. *Uma nova abordagem é possível?*

No Estado de São Paulo, assim como na Bacia do Alto Tietê, o controle do uso da água subterrânea tem se restringido raramente a penalizar as perfurações que não estão cumprindo a lei, ou seja, aquelas que não requereram licenças de perfuração ou de operação. A identificação das obras é feita, muitas vezes, por denúncias, e portanto, o número de poços outorgados tem representado um número pequeno frente aos poços existentes. Essas licenças são aprovadas também sem considerar a situação do aquífero, tornando-se apenas uma exigência legal, onde nenhuma ou pouca atenção é dada à gestão sustentável do manancial subterrâneo, exceto em poucos casos como na região de Ribeirão Preto e em algumas áreas da Bacia do Piracicaba e na região do Jurubatuba na cidade de São Paulo.

O comportamento tradicional para a superação desse problema, preconizado nos últimos planos de recursos hídricos, seria uma ação conjunta do, DAEE, CETESB e Secretaria da Saúde, tendo em vista a defesa dos interesses do Governo do Estado. As ações seriam: a) o fortalecimento da fiscalização, buscando o cumprimento da lei e do pagamento do uso do serviço de esgotamento sanitário (uma vez que o uso da água subterrânea faz com que esse serviço não seja faturado na conta de água, exceto se existir medição das vazões extraídas, por hidrometria do poço); b) o cadastramento dos poços; e c) os estudos sobre a situação do aquífero frente a sua superexploração, em áreas críticas, ou de maior exploração ou densidade de captações.

Frente a pouca efetividade destes mecanismos, tem-se discutido a necessidade de outro comportamento, mais inovador, onde haveria mudança do centro de atuação, focando-o no usuário, conscientizando-o, através de mecanismos de comunicação social, e permitindo que ele atue mais efetivamente nesse controle. Essa ação, que seria complementada pelos métodos tradicionais de fiscalização de novos poços e do atendimento às denúncias da população, propiciaria uma melhor

gestão do recurso subterrâneo. O interesse da sociedade é o de aproveitamento racional e controlado da água subterrânea e a sua conservação e proteção, mas igualmente, é um direito do consumidor procurar alternativas de menor custo para o seu abastecimento, desde que siga os preceitos legais.

3.1.1. Conscientização do usuário de água subterrânea

A grande motivação por parte do usuário em proceder à regularização de sua captação está em mostrar que somente a identificação dos poços e a obediência das vazões outorgadas irão permitir o bom gerenciamento do recurso. Caso isso não ocorra, haverá perdas ambientais e econômicas importantes para o usuário e para a sociedade, como demonstrado mais a diante.

Nesta linha, a conscientização do usuário de água subterrânea para a importância desse recurso, seria entre outras:

- As águas subterrâneas são uma reserva estratégica, pois minimizam os problemas de falta de água na bacia, sobretudo em época de estiagem. Assim, a exaustão do aquífero (como consequência da exploração sem controle) fará com que os investimentos aplicados pelo usuário na captação e nas obras de distribuição se percam;
- A otimização do uso da água subterrânea (compatibilização entre exploração e potencialidade aquífera) minimiza custos de extração, sobretudo com a redução de gastos com energia elétrica para o acionamento de bombas e na não necessidade de aprofundamento do poço;
- O direito de acesso à água é dado ao usuário que tiver o poço regularizado, em detrimento aos poços clandestinos. Em caso de conflito pela interferência hidráulica entre captações próximas, haverá legalmente favorecimento do usuário regular. Há interesse do usuário de água subterrânea em denunciar a existência de obras irregulares, pois uma nova captação nas proximidades de seu poço pode causar interferências, superexploração, aumento de custo da captação e até exaustão do aquífero, com perda de investimento;

- Os resultados de estudos feitos pelos órgãos gestores, sobre a qualidade da água dos aquíferos (de forma regional) e sobre a situação de quantidade devem ser fornecidos aos usuários, mostrando a ação do Estado na manutenção do recurso e a utilidade destes estudos para o usuário.

Por parte da concessionária de distribuição de água e esgotamento sanitário há fortes interesses na identificação do usuário e na própria preservação das reservas aquíferas, pois:

- Somente o cadastramento do usuário de água subterrânea permitirá a cobrança do serviço de esgotamento sanitário;
- A falta de outorga de poços, ou seja, o controle da extração de água, tem causado a perda do recurso aquífero pela superexploração. Isso faz com que o usuário deixe de consumir a água subterrânea e migre para a o serviço público, que muitas vezes não tem condições de absorver essa demanda adicional;
- A identificação da potencialidade do aquífero, associada à análise de demandas presente e futura, permite incrementar o uso da água subterrânea, reduzindo o consumo do sistema público e otimizando o seu uso.

Assim, entende-se que os resultados apresentados aqui são apenas uma etapa de um processo maior de gestão das águas subterrâneas, onde fique claro ao usuário, à sociedade e à concessionária de água que todos terão a ganhar com a regularização dos poços (processo ganhador-ganhador). A análise hidrogeológica georreferenciada da BAT (HidroGeoBAT) é uma forma de convencimento, a partir de uma nova abordagem na demonstração de resultados hidrogeológicos complexos aos usuários, que demonstra aos mesmos que a coletivização de seus dados pode ser benéfica a todos, mas sobretudo para o próprio usuário.

Essa análise dá subsidio a todos os interessados nos recursos hídricos subterrâneos, partindo do governo, com sua estrutura legal e institucional, passando pelo usuário privado, sociedade civil, perfuradores de poços e as concessionárias de abastecimento de água. Todos possuem motivações diferentes e específicas, como o consumo, a prestação de serviços ou a fiscalização, porém todos devem possuir o

mesmo objetivo que é a proteção da qualidade e quantidade dos recursos disponíveis.

Por possuir uma rica representação gráfica, os dados gerados na HidroGeoBAT podem ser posteriormente aplicados nas práticas de comunicação social, permitindo assim, que o usuário e a sociedade busquem o bom manejo das águas subterrâneas.

3.2. *Análise Hidrogeológica Georreferenciada*

A necessidade do desenvolvimento de ferramentas de gestão, especialmente no contexto dos recursos hídricos subterrâneos, onde a maioria dos usuários encontra-se na ilegalidade, motivou o estudo de caso na Bacia do Alto Tietê, tendo como princípio básico uma análise hidrogeológica georreferenciada. A utilização de softwares que integram informações espaciais com um banco de dados vem mostrando-se indispensável para a organização e sistematização dos recursos hídricos em geral, assim, as informações podem ser processadas e trabalhadas de forma sobreposta, possibilitando uma análise precisa em diferentes escalas.

Esse sistema de informação tem a incumbência de executar as funções de análise, armazenamento e integração dos dados hidrogeológicos de forma a apresentar, avaliar e projetar cenários, presentes e futuros, sugerindo aos usuários e aos tomadores de decisão uma melhor forma de se gerenciar os recursos hídricos subterrâneos disponíveis.

Para tal, foi implementado um sistema de informações geográficas (SIG ou em inglês *geographic information system* - GIS). Esse sistema possui mapas interativos onde os usuários podem manipular, navegar e visualizar informações no espaço, podendo ser assim, um sistema colaborativo. Além disso, as análises georreferenciadas são uma poderosa ferramenta para a tomada de decisão, onde os usuários podem emitir relatórios com informações referentes ao seu poço, ao contexto hidrogeológico local e regional.

Por ser um sistema interativo, ele está sempre em transformação e

atualização, onde as informações inseridas contribuem para a construção de um cenário mais real e preciso. Portanto, o contexto hidrogeológico será mais ou menos preciso dependendo da informação obtida.

Outra vantagem desse sistema, para os usuários que não estão familiarizados com um SIG, é que essa ferramenta é intuitiva. O sistema possibilita a exibição dos resultados em uma interface amigável semelhante aos serviços amplamente difundidos e existentes, como por exemplo, o Google Maps e Google Earth. Por outro lado, a consulta dos dados pode ser feita por meio de formulários simples, bastando ao usuário digitar as informações referentes ao seu poço. Consequentemente, as informações georreferenciadas oferecem um ambiente agradável e intuitivo de interação entre os usuários e os dados, como por exemplo, os mapas e banco de dados, tornando-se assim, uma ferramenta poderosa que permite, de maneira rápida e fácil, a manipulação e visualização dos dados.

Portanto, é possível demonstrar, através de mapas, gráficos e tabelas, a situação dos recursos hídricos subterrâneos da BAT no momento, permitindo assim, a conscientização e o planejamento das ações prioritárias para o futuro. A implementação do SIG se dá com a formação de um banco de dados digital que possa ser atualizado constantemente, portanto a obtenção e a organização dos dados físicos, econômicos e sociais georreferenciados são imprescindíveis para a efetiva implementação do sistema.

Nesse estudo de caso, a aquisição dos dados e a estruturação do banco de dados foi a etapa que requereu mais tempo e atenção. Para que o banco de dados fosse eficiente, foi necessário avaliar, classificar e padronizar as informações recebidas, evitando assim, a redundância nos dados ou até mesmo a inclusão de dados desnecessários no transcorrer da pesquisa.

A implementação do SIG foi elaborada utilizando-se o software ArcGIS. Este programa contempla um amplo e variado conjunto de formatos de dados georreferenciados, orientados para a representação e modelagem da realidade geográfica de interesse. Provê ainda todas as ferramentas necessárias para a criação e exploração destes dados. Neste contexto, encontra-se incluído um ferramental especializado para a coleta e informatização, edição, armazenamento e

gerência de dados espaciais, assim como aquelas ferramentas voltadas à exploração, análise geográfica e a visualização destes dados.

A arquitetura do ArcGIS traduz-se em um sistema de informações geográficas (SIG), integrado, constando de três componentes fundamentais (Esri, 2011):

- ArcSDE: servidor de dados georeferenciados, disponibilizando uma interface para gerenciamento de bases de dados georelacionais, mediante o estabelecimento de um gateway para conexão à Sistemas Gerenciadores de Bases de Dados Relacionais (RDBMS - *Relational Data Base Management Systems*).
- ArcIMS: Software GIS ambientado em Internet, objetivando a distribuição de dados e serviços via WEB.
- *Softwares Desktop e Workstation*: avançado conjunto de módulos e aplicações integradas de geoprocessamento. Estes módulos são representados pelos produtos ArcView, ArcEditor e ArcInfo. São estes os componentes fundamentais do ArcGIS, que prestam a confecção de mapas, georeferenciamento de dados e análises.

O ArcGIS provê uma arquitetura para implementação de SIG, desde um único usuário isolado, até grandes implementações corporativas ou globais, envolvendo um grande número de usuários especializados (figura 3.2.1), isto porque através do ArcServer vários usuários podem utilizar e alterar simultaneamente a mesma base de dados (Esri, 2011).

Figura 3.2.1 – Estrutura do software ArcGIS (Esri, 2011)

Como observado na figura 3.2.2, o estudo de caso na BAT foi estruturado em quatro módulos, com relações orgânicas entre eles. O primeiro módulo refere-se à *avaliação hidrogeológica*; o segundo, à *avaliação das atividades impactantes nas águas subterrâneas*; o terceiro, às *estratégias de manejo sustentável das águas subterrâneas*. Todos os três módulos finalizados e avaliados de forma integrada permitiram definir o quarto módulo, que culminou na *síntese dos resultados*. Esses resultados foram ilustrados através de gráficos, mapas e tabelas ao longo de toda a Tese. Para tanto foram desenvolvidas as seguintes atividades:

- **Caracterização geral da área:** por meio do levantamento das cartografias e dados existentes foi possível caracterizar a fisiografia da área, incluindo o clima, geomorfologia, geologia e hidrografia, bem como o perfil socioeconômico da população. Foram também geradas as cartas de uso e ocupação do solo, distribuição dos serviços de rede de água e esgoto, bem como da extensão da área urbanizada e ocupada;
- **Caracterização da quantidade das águas subterrâneas:** tendo como subsidio os mapas gerados na caracterização geral da área, bem como a compilação de dados hidroclimáticos, foi possível estabelecer o balanço hídrico do solo e a recarga regional dos aquíferos. Além disso, foi possível localizar e caracterizar a rede de poços tubulares de exploração cadastrados pelo DAEE, bem como identificar as zonas de maior produtividade aquífera (maiores vazões específicas), distribuição espacial das extrações totais dos poços cadastrados (vazão total); caracterizar hidraulicamente os diferentes aquíferos, bem como desenhar o modelo conceitual de circulação das águas nos aquíferos da BAT.
- **Caracterização da qualidade das águas subterrâneas:** foram classificadas as áreas de vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos e a identificação de cargas potencialmente contaminantes e com risco de contaminação;
- **Definição de áreas críticas:** foram estabelecidas e mapeadas as áreas críticas de superexploração e contaminação dos aquíferos na BAT, adotando-se para estas cartas uma metodologia própria e específica.

Figura 3.2.2 - Estruturação da HidroGeoBAT para o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos

Frente à complexidade hidrogeológica e à densa e diversificada ocupação do solo e de finalidade de uso do recurso hídrico, métodos clássicos de avaliação, adotados em muitos países europeus e norte-americanos, que abarcam estudos profundos e detalhados da hidrogeologia e da ocupação antrópica foram substituídos por outros, mais voltados a resultados. Desta forma, a estratégia básica que norteou este sistema foi a de otimizar os seguintes pontos: a) uso de dados existentes, reinterpretando-os à luz dos objetivos dos usuários, maximizando a informação; b) experiência prévia dos especialistas envolvidos na pesquisa, que permitiu superar problemas da falta de dados, a partir da comparação dos resultados com os obtidos em outros projetos já desenvolvidos no Brasil e no exterior; e c) resultados práticos, visando o bom gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos.

Claro, Paraitinga, Jundiaí, Biritiba Mirim e Taiaçupeba e seus afluentes. A bacia conta ainda com os reservatórios Paraitinga, Ribeirão do Campo, Ponte Nova, Biritiba Mirim, Jundiaí, Taiaçupeba, Billings, Guarapiranga, Pirapora, Represas do sistema Cantareira e Pedro Beicht.

As águas disponíveis nos corpos d'água superficiais e subterrâneos que compõe a BAT alimentam os grandes agrupamentos humanos e complexos industriais, como é o caso da região central da bacia, e também as plantas, vegetação e culturas que circundam a área densamente urbanizada da BAT.

No total, a BAT é composta por 35 municípios, a saber: Arujá, Barueri, Biritiba Mirim, Caieiras, Cajamar, Carapicuíba, Cotia, Diadema, Embu, Embu-Guaçu, Ferraz de Vasconcelos, Francisco Morato, Franco da Rocha, Guarulhos, Itapeceira da Serra, Itapevi, Itaquaquecetuba, Jandira, Juquitiba, Mauá, Mogi das Cruzes, Osasco, Pirapora do Bom Jesus, Poá, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra, Salesópolis, Santana do Parnaíba, Santo André, São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul, São Lourenço da Serra, São Paulo, Suzano e Taboão da Serra.

A região central da bacia teve seu desenvolvimento ligado à abundante disponibilidade de água, sobretudo para a industrialização. O desenvolvimento industrial, iniciado junto às principais drenagens de São Paulo, levou ao adensamento urbano, que hoje atinge mais de 1000 hab/km². A taxa de crescimento que atingiu a 5,97%/ano na década de 1950, hoje é menor que 1% (IBGE, 2010).

Nas áreas periféricas da bacia, o desenvolvimento esteve ligado à fertilidade dos solos, onde os principais usos são os agrícolas (hortifrutigranjeiros e reflorestamentos) e ainda ocupados por vegetação natural, como é o caso dos relevos mais acidentados encontrados na BAT, junto aos seus limites leste, sul, oeste e nordeste. Nessas áreas as taxas de crescimento populacional são os maiores da bacia, atingindo até 30%/decênio de crescimento, como é o caso município de Santana de Parnaíba.

Segundo os dados disponibilizados pela FUSP (2009), 97% da área da bacia tem acesso aos serviços de água e 85% tem acesso a rede coletora de esgoto.

4.2. Mapa de uso e ocupação do solo

O uso e ocupação do solo descreve os diferentes tipos de atividades que compõem o território da BAT. O detalhamento do uso do solo subsidiou a identificação das áreas onde as fontes potenciais de contaminação podem estar localizadas, como áreas de predomínio industrial e agrícola. Ademais, o uso e ocupação do solo permitiu o estabelecimento das áreas de maior e menor condição de recarga natural do aquífero, sendo de fundamental importância para o estabelecimento da quantificação das águas subterrâneas dentro da bacia.

O mapa de uso do solo BAT foi elaborado com base nos levantamentos e informações produzidas pela Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (EMPLASA, 2002), no âmbito do Projeto Mapa do Uso e Ocupação do Solo da RMSP, com dados de origem de escala de 1:25.000.

O mapa de Uso e ocupação do solo (Figura 4.2.1) gerado foi adequado para a escala 1:200.000.

Ao analisar os dados foram identificados três grandes grupos de tipos de usos do território, a saber:

Uso Urbano: constituído por áreas urbanizadas, favelas, loteamentos desocupados, chácaras, indústrias, rodovias, equipamentos urbanos, reservatórios de retenção, aterros sanitários, lixão e movimento de terra. O uso urbano possui 2.036,54 km² de área ocupada, cerca de 35,26 % da área total da BAT. O mapa permite identificar que a predominância da área de uso urbano nos municípios se desenvolveram junto aos principais corpos d'água da Bacia, os rios Pinheiros, Tietê e Tamanduateí.

Uso Vegetação: fazem parte os tipos: mata, capoeira, campo e vegetação de várzea ocupa área de 2.759,68 m², ou seja, cerca de 47,79 % da área total da área de estudo. As áreas de vegetação distribuem se pelos relevos mais acidentados encontrados pela BAT, como por exemplo, nas escarpas das Serras do Mar e da Cantareira.

Figura 4.2.1 - Mapa de Uso e ocupação do solo

Demais Usos: tipos como reflorestamento, hortifrutigranjeiro, mineração, espelho d'água e outros usos, com área de 978,91 km² e que corresponde a cerca de 16,95 % do total da área de estudo. As culturas distribuem se preferencialmente em terrenos planos, como os dos municípios de Mogi das Cruzes, Biritiba Mirim e Salesópolis.

4.3. *Infraestrutura sanitária*

A caracterização da infraestrutura sanitária na Bacia do Alto Tietê permitiu identificar as lacunas na rede de distribuição e tratamento de água. A BAT por estar em uma área metropolitana densamente habitada, potencializa a interferência destes aspectos na qualidade e quantidade da água subterrânea. Assim, os dados contidos neste capítulo foram fundamentais para identificar áreas onde existe maior probabilidade de contaminação, bem como localizar as regiões onde o serviço de água é precário ou inexistente, e onde as águas subterrâneas são a fonte principal e única do recurso.

Para esse capítulo adotaram-se os indicadores operacionais informados pelo SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento), por apresentar homogeneidade e as mesmas informações para todos os municípios e respectivos operadores de água e esgoto. As informações estão apresentadas foram individualizadas por município e agrupadas por sub-bacias hidrográficas. Ademais, foram utilizados dados do Plano da Bacia do Alto Tietê (FUSP, 2009) e dados do censo realizado pelo IBGE (2010). Os dados do censo 2010 também são apresentados ao longo do texto.

4.3.1. Sistema de Abastecimento de Água

As informações apresentadas foram individualizadas por município e agrupadas por sub-bacia hidrográfica. Foram levantados inicialmente dados relacionados com a cobertura do sistema de distribuição de água e aos consumos médios por economia e per capita.

O acesso à rede de água apresenta certa homogeneidade entre as sub-bacias hidrográficas exceto Cotia-Guarapiranga (74,86 %) e também Juqueri-Cantareira (83,09 %), onde o percentual de domicílios ligados à rede de água é inferior a 85% (Gráfico 4.3.1.1). Diante dos dados do Plano de Bacia (2009), onde foram utilizados os dados do SNIS (2005), essas regiões sofreram pequenas quedas no índice de atendimento urbano de água de -3 % (Cotia-Guarapiranga) e -0,5 % (Juqueri-Cantareira).

A sub-bacia Cabeceiras que apresentava valor inferior a 85 % anterior a 2005 (segundo os dados de 2005) mostra uma melhora no atendimento (88,84 %). Já em 2006, o valor praticamente se estabiliza (88,24 %) (Gráfico 4.3.1.1).

Gráfico 4.3.1.1 - Média por sub-bacias do Índice de atendimento urbano de água (baseado em SNIS, 2006)

No Gráfico 4.3.1.2 pode ser observado as diversas faixas de consumo (valores médios) diagnosticadas nas seis sub-bacias hidrográficas, onde as diferenças mais significativas são destacadas. Enquanto a bacia Juqueri-Cantareira apresenta consumo médio per capita de 113,59 l/hab.dia, a bacia Penha-Pinheiros, onde está inserido o município de São Paulo, apresenta o consumo médio per capita

de 172,58 l/hab.dia, o que resulta em uma diferença de 51,9 %.

São Lourenço da Serra e Embu-Guaçu foram os municípios com os piores índices de atendimento urbano de água com 38,18% e 48,40 % respectivamente. Mairiporã foi aquele com o menor valor de consumo médio per capita com 95,34 l/hab.dia, embora a maioria dos municípios mostrem valores ao redor de 100 l/hab.dia. Diadema apresentou a maior queda no consumo médio com -5,3 % em relação a 2005, já Caieiras e São Lourenço da Serra foram os com maior aumento em relação ao mesmo ano, com 9,2 % e 8,0 % respectivamente.

As localidades com consumos mais elevados foram São Caetano do Sul e Santana de Parnaíba, com 254 l/hab.dia e 208 l/hab.dia, respectivamente.

Gráfico 4.3.1.2 - Média por sub-bacias do Consumo médio per capita de água (baseado em SNIS, 2006)

4.3.2. Sistema de Esgotamento Sanitário

O índice médio geral de atendimento urbano de esgoto é 80,49 %, porém, quando são observados os municípios mais representativos em termos populacionais, os valores atingem até 97,27 % na cidade de Santo André e quase 92,20 % em São Paulo.

Analisando no limite inferior, o atendimento urbano de esgoto de Itapequerica da Serra, tem apenas 4,63 %. Já a bacia hidrográfica de Cotia-Guarapiranga destaca-se com apenas 28,46 % de atendimento. Neste aspecto, a sub-bacia hidrográfica Penha-Pinheiros, representada pelos municípios de Mauá, São Caetano do Sul, São Paulo e Taboão da Serra, apresentou o índice mais elevado, com uma média de 91,98 % de atendimento e também de tratamento. Em 2006 não havia a informação de atendimento urbano de esgoto para Mauá, mas em 2005 ele foi de 70,90 %, o que ainda manteria a sub-bacia com o maior índice (Gráficos 4.3.2.1, 4.3.2.2 e 4.3.2.3).

A região de Penha-Pinheiros foi a que teve maior índice de tratamento com 61,55 %. As que apresentam menor valor de índice médio de tratamento são Juqueri-Cantareira e Pinheiros-Pirapora com 10,34 % e 4,93 % respectivamente. Nessas mesmas bacias os índices médios de atendimento atingem valores de 47,55% e 53,97%, respectivamente. Todas as sub-bacias tiveram um aumento no índice de tratamento de esgoto menos Pinheiros-Pirapora que em 2005 era de 5,48 %.

O cálculo das médias foi realizado por médias ponderadas com o total da população dos municípios. A tabela da população foi retirada também do SNIS 2006.

Gráfico 4.3.2.1 - Índices de atendimento e tratamento de esgoto urbano (baseado em SNIS, 2006)

Gráfico 4.3.2.2 - Volume de esgoto coletado por sub-bacias (baseado em SNIS, 2006)

Gráfico 4.3.2.3 - Volume de esgoto tratado por sub-bacias (baseado em SNIS, 2006)

4.4. *Uso e fontes de água*

A caracterização do uso e fontes de água na BAT possibilita o diagnóstico dos mananciais responsáveis pelo abastecimento nos municípios. Os mananciais sofrem pressões diretas e indiretas de qualidade e quantidade, por conta do adensamento populacional e da ocupação por outros usos do território, incluindo a agricultura, a indústria, serviços e comércio.

Como as águas subterrâneas são um importante recurso complementar às águas superficiais, contribuindo com 10 m³/s extraídos de 12 mil poços tubulares (FUSP, 2009), a identificação das fontes de água é fundamental para entender onde esse recurso subterrâneo tem papel relevante.

Os mananciais responsáveis pelo abastecimento de água na BAT e que compõem o Sistema Integrado são em número de oito (Figura 4.4.1) e fornecem em seu conjunto uma vazão disponível de 66,1 m³/s (Tabela 4.4.1).

Figura 4.4.1 - Mapa dos Sistemas de Abastecimentos

Tabela 4.4.1 - Mananciais e produção (m³/s) (Apresentação SABESP – Plano Diretor de Abastecimento de Água da RMSP – Agência da Bacia do Alto Tietê – 09/03/04 apud FUSP, 2009)

Sistema Produtor	Disponibilidade manancial (m³/s)	Capacidade ETAs (m³/s)	Produção Out/02-Set/03 (m³/s)	População Atendida (milhões)
Cantareira	31,3	33,0	31,7	8,8
Guarapiranga/Billings	14,0	14,0	13,2	3,7
Alto Tietê	9,8	10,0	9,7	2,7
Rio Grande	4,8	4,2	4,7	1,2
Rio Claro	4,0	4,0	3,8	0,9
Alto Cotia	1,2	1,3	1,1	0,4
Baixo Cotia	0,9	1,1	0,9	0,3
Ribeirão da Estiva	0,1	0,1	0,1	0,02
Total:	66,1	67,7	65,2	18,02

Pode-se concluir que, em termos globais, já existe uma insuficiência na disponibilidade hídrica (67,90 m³/s) para atendimento das demandas (69,28 m³/s em 2005) (FUSP, 2009), enquanto que a capacidade máxima do tratamento ainda é suficiente, mas próximo ao limite.

É importante notar que o entendimento suficiente ou não, como apresentado no relatório da FUSP (2009) não leva em consideração o atendimento de parte da demanda pelos 12 mil poços tubulares, que em seu conjunto deve estar fornecendo mais de 10 m³/s de água, que adicionalmente reforçam a produção, que deve totalizar 77,7 m³/s (capacidade as ETA + água subterrânea). Desta forma, é de se supor que a BAT já carece de água e se houvesse abandono dos poços tubulares, quer pela superexploração ou pela contaminação, a migração dos usuários de água subterrânea poderia levar o sistema integrado ao colapso.

4.5. Geologia

A caracterização da geologia da BAT (Figura 4.5.1) teve como foco os processos geológicos mais marcantes que ocorreram na área. As rochas constituintes da base da bacia são predominantemente litotipos metamórficos diversos, além das rochas pré-existentes que foram submetidas a esforços tectônicos de caráter dúctil. Incluem-se também rochas ígneas intrusivas, em sua maioria de natureza granitoide e as intrusões pegmatíticas e as idades são pré-cambrianas.

A intensa mobilização vertical das massas rochosas, ocorrida no tectonismo cenozoico, resultou na formação de grandes depressões e numa topografia extremamente irregular a qual, durante o período terciário, passou a ser preenchida, regularizada e recoberta por intensa sedimentação fluvial. O material sedimentar provinha dos produtos intemperizados da bacia, a liberação dos detritos se dava pela ação de chuvas torrenciais, o transporte era feito por via fluvial e as deposições eram feitas sob a forma de leques aluviais e em planícies aluviais de rios entrelaçados, ou de rios meandrantos.

O pacote sedimentar tornou-se espesso, estendendo-se por toda a área do que seria a cidade de São Paulo, e conforma a região com colinas e morros baixos e constitui as vertentes do trecho paulistano do rio Tietê e de seus tributários. Litoestratigraficamente, este conjunto de sedimentos é reunido sob a denominação de Grupo Taubaté, e subdividido em formações Resende, Tremembé e São Paulo. Constituindo e recobrindo as extensas planícies de inundação do rio Tietê e de seus principais tributários ocorrem os sedimentos aluviais quaternários.

Figura 4.5.1 - Mapa Geológico

5. CARACTERIZAÇÃO DA QUANTIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O modelo conceitual de circulação de água subterrânea na BAT foi construído a partir das informações geológicas, hidrogeológicas e hidrológicas previas, somadas aos novos conhecimentos obtidos a partir do cadastro de poços do DAEE.

5.1. Cadastro de poços

O objetivo deste capítulo é descrever o cadastro de poços disponibilizado pelo DAEE, com o intuito principal de quantificar o uso das águas subterrâneas na BAT. Secundariamente, foi realizada uma avaliação da cobertura e confiabilidade desses poços na área de estudos.

O banco de dados do DAEE é a fonte oficial e disponível para a caracterização hidrogeológica da área e será a base de informações que norteiam os estudos para a gestão adequada das águas subterrâneas na BAT.

5.1.1. Características do banco de dados

Foram recebidas do DAEE (2012) planilhas em formato Excel. Cada uma delas apresentava dados diferentes, porém complementares entre si. Devido a necessidade de montar um banco de dados unificado, adotou-se como metodologia unir apenas aquelas que traziam as informações essenciais para as análises. Das seis planilhas recebidas, apenas três continham dados úteis para o estudo.

A primeira planilha trazia a descrição litológica da sondagem à época da perfuração dos poços, sobretudo tubulares. A esta planilha foram acrescentadas as coordenadas geográficas para que os poços fossem localizados na bacia.

Duas das planilhas restantes apresentavam dados semelhantes, como coordenadas, endereço, razão social, entre outros. E também dados únicos, como por exemplo, vazão de outorga, profundidade, ano de construção do poço etc. Fez-

se necessário a junção destas duas planilhas, para que fosse averiguado se as informações dos poços se complementavam ou se duplicavam. A junção das duas planilhas resultou em 8251 poços cadastrados (Figura 5.1.1.1).

Quando não havia informações de coordenadas, estes dados foram obtidos a partir do endereço, por meio de pesquisas na Internet. Para identificação da ausência de dados a respeito do poço (célula em branco), a célula foi preenchida com “N.I.” (não informado).

Dessa forma, o banco de dados somou 4931 cadastros coerentes com a ficha de cadastro de poços do DAEE e formaram a base estatística para os resultados apresentados a seguir. Entretanto, existem vários parâmetros básicos e fundamentais em muitos dos poços que se encontram incompletos. Os poços restantes, cerca de 3400, foram incluídos posteriormente para a quantificação da exploração das águas subterrâneas na BAT.

Figura 5.1.1.1 - Mapa do Cadastro Total de Poços

5.1.2. Resultados obtidos

De acordo com os dados cadastrais, as primeiras perfurações de poços na BAT datam do início do século XX. O poço mais antigo de que se tem registro foi instalado em 1928 e, a partir daí, o número de perfurações cresceu lentamente até o início dos anos 70. Do início da década de 90 até o início dos anos 2000, o baixo custo de instalação e a gratuidade da água subterrânea, somado aos problemas de escassez hídrica, resultaram na elevação do ritmo de perfurações de poços (Gráfico 5.1.2.1).

Gráfico 5.1.2.1 - Evolução do número de poços construídos por ano na área de estudo

Entre os 4931 poços com dados descritivos, 28% não detinham informações válidas sobre o tipo de poço (Gráfico 5.1.2.2). A maior parte (68%) é tubular, conhecido popularmente como poço artesiano, e 4% compreende poços do tipo escavado/cisterna/cacimba e outros.

Gráfico 5.1.2.2 - Tipo de poços na área de estudo

Entre os poços com dados consistentes, 96% apresentavam informações quanto ao uso da água subterrânea (Gráfico 5.1.2.3). A maior parte deles (52%) se destina ao abastecimento industrial/sanitário, 17% ao uso doméstico; 4% ao uso industrial/processo; 3% ao abastecimento urbano e 1% não são utilizados.

Gráfico 5.1.2.3 - Tipo de uso de água subterrânea na área de estudo

Segundo as informações sobre o estado atual dos poços observados em arquivos do DAEE, têm-se informações de que atualmente 63% dos poços analisados estão equipados, 27% não apresentavam informações sobre seu estado, 4% estavam soterrados e 1% abandonado (Gráfico 5.1.2.4).

Gráfico 5.1.2.4 - Estado atual de exploração dos poços na BAT

É bastante difícil estimar a quantidade de poços ainda em funcionamento, pois é variável a duração de uma captação, função das características físico-química da água, taxa de exploração, manutenção e tipo de material construtivo. Poços em cristalino possuem maior longevidade, enquanto poços em sedimento, construídos com filtros e tubos de metal, podem atingir idades de 20-30 anos (FUSP, 2009).

Da mesma forma, por conta dos poços clandestinos é difícil estabelecer o número total exato de poços existentes na BAT. Uma avaliação desenvolvida pela FUSP para o Plano de Bacia estabeleceu que havia mais de 10 mil poços em atividade na bacia. À época, a equipe técnica teve acesso aos cadastros das cinco principais empresas perfuradoras de poços tubulares que atuavam na BAT. A partir da análise dos poços existentes nessa avaliação, projetou-se o número mais provável de poços a partir da capacidade de perfuração (número de sondas) de

cada uma das 40 empresas atuantes. Considerando-se o número de poços à época do estudo, pode-se presumir que existem hoje mais de 12 mil poços tubulares em operação. Assim, como o DAEE tem um registro, com muitas lacunas, de pouco mais de 8 mil poços, é de se supor que existam 5 mil captações ilegais.

5.2. *Modelo hidrogeológico conceitual*

A Bacia do Alto Tietê é uma unidade hidrológica que engloba os domínios da Bacia Sedimentar de São Paulo (1.452 km²) e das rochas pré-cambrianas do embasamento cristalino (4.323 km²) que a circundam. Este contexto geológico define: o Sistema Aquífero Sedimentar e o Sistema Aquífero Cristalino (Figura 5.2.1) (Hirata & Ferreira, 2001).

Figura 5.2.1 - Mapa Hidrogeológico

5.2.1. Sistema Aquífero Cristalino (SAC)

O Sistema Aquífero Cristalino (SAC) tem seus limites coincidentes aproximadamente com os divisores de drenagem superficial, nas cotas de 800 a 1.000 metros sobre o nível do mar (msnm). Segundo o comportamento hidráulico das rochas, é possível distinguir duas unidades neste sistema. O primeiro, relacionado às rochas intemperizadas, conformando um aquífero de porosidade granular bastante heterogêneo, de natureza livre, com espessuras médias de 30-40 m. Sob o manto de intemperismo e, muitas vezes conectado hidráulicamente, ocorre o aquífero cristalino propriamente dito, onde as águas circulam por discontinuidades da rocha como observado na figura 5.2.1.1 (fraturas e falhas). Esta unidade é de caráter livre, semilivre, algumas vezes confinado pelos sedimentos sotopostos, e fortemente heterogêneo e anisotrópico (Hirata & Ferreira, 2001).

Figura 5.2.1.1 - Modelo conceitual de circulação de água no sistema aquífero cristalino (modificado de Hirata & Ferreira, 2001)

O SAC apresenta produções modestas (medianas de vazão de 5 a 6 m³/h) a aquelas unidades com sistemas de falhas e fraturas mais abertas e conectadas. Assim, as melhores vazões e vazões específicas são observadas em poços no Aquífero C (metacarbonáticas), seguidas das rochas do Aquífero B (quartzitos, micaxistos e anfibolitos) e Aquífero A (rochas granitoides) (Tabela 5.2.1.1). Os dados contidos na tabela 5.2.1.1 resultam do banco de dados do DAEE, apenas dos poços

com descrições litológicas.

As características hidráulicas da porção intemperizada do SAC foram estudadas por Rebouças (1992), que mostra que a condutividade hidráulica é função do nível do perfil de alteração da rocha. Elas variam de muito baixa (1×10^{-6} a 1×10^{-7} m/s), no terço superior do perfil de alteração, a muito alta (1×10^{-3} a 1×10^{-4} m/s), na zona de transição, entre a rocha relativamente alterada e a rocha sã. Valores de porosidade total e efetiva são reportados em vários trabalhos e encontram-se entre 0,05 a 0,15.

Tabela 5.2.1.1 - Caracterização das unidades hidrogeológicas

Sistema Aquífero	Aqüíferos	Unidade Geológica	Nº poços estudados	Profundidade média dos poços (m)	Vazão média (m³/h)	Vazão mediana (m³/h)	Vazão específica (m³/h/mês)		Transmissividade média (T)	Espessura média (b)
							Média	Mediana		
Sedimentar	São Paulo	Osp	78	148	7,0	5,0	0,254	0,150	1	89
	Resende	Orl e Orf	255	133	8,0	4,3	0,500	0,167	5	85
Cristalino	Rochas Granitoides (Aqüífero A)	PCg, PCgo e PCgn	1768	218	8,0	5,0	0,494	0,084	24	155
	Rochas Metassedimentares (Aqüífero B)	PCq, PCa, PCf e PCx	328	189	10,0	6,0	0,495	0,099	1	153
	Rochas Metacarbonáticas (Aqüífero C)	PCc	24	171	8,0	6,0	0,700	0,096	2	133

Osp - Predominantemente camadas de areia e cascalho

Orl - Predominância de lamitos arenosos a argilosos, com seixos e fragmentos de quartzo

Orf - Predominância de lamitos seixosos com lamitos arenosos subordinados

PCg - Rochas granitoides predominantemente maciças de granulação variada

PCgo - Rochas granitoides orientadas e/ou foliadas, de granulação variada, incluindo porções gnáissicas, migmatíticas e blastomiloníticas associadas

PCgn - Rochas predominantemente gnáissicas, incluindo, porções locais de rochas granitoides orientadas, xistos feldspatizados e milonitos diversos subordinados

PCq - Predominância de quartzitos, com ocorrências subordinadas de metassiltitos e xistos

PCa - Anfibolitos

PCf - Predominância de filitos ocorrendo subordinadamente xistos

PCx - Predominância de micaxistos, com quartzitos e metassiltitos subordinados, localmente feldspatizados

PCc - Rochas metacarbonáticas

5.2.2. Sistema Aquífero Sedimentar (SAS)

O Sistema Aquífero Sedimentar (SAS) recobre apenas 25% da área da bacia hidrográfica. As altitudes médias das colinas situam-se nas cotas 760 msnm, com máximos de 840 msnm, no espigão da Avenida Paulista, e mínimo de 710 msnm, na soleira de Barueri, onde o sistema é hidráulicamente fechado (Rocha *et al*, 1989). Este sistema aquífero é livre a semiconfinado, de porosidade primária, e bastante heterogêneo.

No SAS foi possível identificar duas unidades: uma associada à Formação São Paulo, assim como definido originariamente por Hirata & Ferreira (2001), e a outra à Formação Resende. As formações neocenozóicas Tremembé e Itaquaquecetuba não definem unidades aquíferas representáveis, devido a suas pequenas dimensões, assim como as unidades quaternárias, devido a pouca espessura.

No SAS, as vazões são igualmente modestas e é possível distinguir diferenças de acordo com as diferentes unidades estratigráficas. Assim, as maiores produtividades estão associadas à Formação Resende com termos lamíticos e seixosos, seguido das formações São Paulo e Resende, com termos arenosos e argilosos (Tabela 5.2.1.1).

A recarga do aquífero superficial ocorre por infiltração de águas pluviais e das perdas da rede pública na área urbanizada da bacia. Algumas drenagens podem também contribuir para o aquífero. Da mesma forma, nas áreas onde não há rede de esgoto, essas águas servidas infiltram incrementando a recarga do aquífero. A área de descarga naturais do SAS se dá principalmente nos rios e represas.

O fluxo de água no SAS deve fazer parte de um sistema de fluxo local (Figura 5.2.2.1), sobretudo porque essa unidade não apresenta grandes espessuras (média de 100 m) e, com isso, possui uma relação direta com as fontes primárias e secundárias de contaminação. O fluxo de água no SAC (Figura 5.2.1.1) se dá principalmente por entre as fraturas. Neste caso os fluxos são restritos às conectividades em estruturas rúpteis, e, portanto, também devem ter extensões limitadas. Os gráficos 5.2.2.1 e 5.2.2.2 mostram qual o volume explotado pelos

poços instalados no SAC e SAS.

Figura 5.2.2.1 - Modelo conceitual de circulação de água no sistema aquífero sedimentar (modificado de Hirata & Ferreira, 2001)

Gráfico 5.2.2.1 - Frequência de poços e vazão explorada associada - SAS

Gráfico 5.2.2.2 - Frequência de poços e vazão explorada associada – SAC

5.2.3. Produtividade do aquífero

O uso da água subterrânea na BAT é crescente e, a partir deste e de outros estudos anteriores (Hirata *et al*, 2002; Hirata & Ferreira, 2001), ela ainda pode ser seguramente incrementada em algumas regiões. Para tal, é importante que se reconheçam as áreas mais produtivas de outras, onde a vazão extraída em poços seja menor. Tal resultado pode auxiliar na previsão da vazão esperada em futuras captações.

Tradicionalmente a produtividade de um aquífero pode ser caracterizada pelas áreas que apresentam maiores valores de transmissividade e armazenamento. Entretanto, esses dados não são disponíveis de forma homogênea em todos os aquíferos. Assim, neste estudo, procuraram-se as áreas onde os poços apresentavam as maiores medianas de vazões e vazões específicas em seus testes de bombeamento.

Os resultados mostram que as medianas das vazões mais comuns são menores que 5 m³/h e secundariamente até 10m³/h, raras são as localidades que têm medianas de vazões superiores a esse valor. Já as medianas das vazões específicas têm valores que não ultrapassam a 0,1 m³/h/m, e têm os maiores valores de 8,3 e 10,4 m³/h/m (Tabela 5.2.1.1). Os locais de maiores vazões específicas (> 5,1 m³/h/m), estão associadas às regiões norte, leste e sudoeste.

5.3. A recarga dos aquíferos

A recarga dos sistemas aquíferos está associada à infiltração natural de parte das águas do excedente hídrico (precipitação menos a evapotranspiração, o escoamento superficial e a interceptação), das fugas das redes públicas de distribuição de água e, mais restritamente, da rede coletora de esgotos e da infiltração direta de uma parcela da água das galerias pluviais que, devido à manutenção deficiente, infiltram a água da chuva, além das ligações clandestinas de esgoto.

Com o intuito de se obter uma estimativa de recarga dos aquíferos na área de estudo foi realizado um balanço hídrico através da metodologia proposta por Thornthwaite & Matter (1948), segundo a equação:

$$P = ESC + \Delta ARM + ETR + R$$

Onde: P é a precipitação (mm); ESC é o escoamento superficial (mm), incluindo a interceptação, ETR é a evapotranspiração real (mm), ΔARM é a variação no armazenamento de água na zona não-saturada (mm) e R é a recarga (mm).

Essa metodologia foi modificada, segundo as técnicas desenvolvidas pelo LAMO-CEPAS – IGc/USP, que avaliou também características de escoamento superficial, baseado em tipo de solo e declividade topográfica.

O escoamento superficial está intrinsecamente associado ao tipo de cobertura do terreno, ao grau de saturação dessa cobertura, e à sua declividade. Quanto maior o teor de argila dos estratos que compõem o terreno, seu grau de saturação e a sua declividade, maior será o escoamento superficial. Em contrapartida, baixas declividades, estratos predominantemente arenosos e baixo grau de saturação favorecem uma alta infiltração e, conseqüentemente, menor escoamento superficial.

A avaliação do coeficiente de escoamento superficial na área de estudo foi realizada através de uma adaptação do método proposto por Fenn et al. (1975). Para isso, foi realizado o levantamento de tipo de solos existentes na área, elaborado o modelo de declividade do terreno e definidas as estações secas e

chuvosas.

O mapa de tipo de solos (Figura 5.3.1) foi obtido do relatório Embrapa Solos (EMBRAPA, 1999) na escala 1:500.000. São predominantes na área os solos compostos por argilas, argilas arenosas e os solos orgânicos. Estes solos foram enquadrados em duas classes principais, com base no coeficiente de escoamento superficial: arenosos (latossolos) e argilosos (argissolos, cambissolos e organossolos).

Para cada uma dessas classes foi associado a um coeficiente de escoamento superficial diferente, adaptado de Fenn *et al.* (1975), sendo maior para os solos argilosos e intermediário para os solos arenosos (Tabela 5.3.1).

Tabela 5.3.1 - Coeficientes de escoamento superficial aplicados para estimativa do balanço hídrico

Tipo de solo	Declividade do terreno (%)	Coeficientes de escoamento	
		Estação seca	Estação úmida
Arenoso	< 3	0,43	0,65
	3 – 7	0,54	0,70
	> 7	0,60	0,70
Argiloso	< 3	0,53	0,63
	3 – 7	0,75	0,65
	> 7	0,70	0,85

O mapa de declividade foi gerado a partir do mapa de EMPLASA (2002), base da qual foram extraídas as curvas de nível dando origem ao Modelo Digital de Terreno. Foram definidos três intervalos de declividades (< 3%, 3% a 7% e > 7%), os quais foram associados a diferentes coeficientes de escoamento superficial. O relevo apresenta formas acidentadas com trechos de planície junto à hidrografia da bacia (declividades menores que 3%) e em forma de morros onde a declividade ultrapassa 3% (Figura 5.3.2).

Figura 5.3.1 - Mapa Pedológico

Figura 5.3.2 - Mapa de Declividade do Terreno

Do cruzamento dos mapas de tipos de solos e de declividade do terreno foi gerado uma novo resultado onde foram identificadas seis classes de áreas com diferentes taxas de escoamento superficial (Tabela 5.3.2).

Tabela 5.3.2 - Classes com diferentes taxas de escoamento superficial

Classificação	Tipo de Solo	Declividade (%)
Classe 1	Arenoso	< 3
Classe 3		3 a 7
Classe 5		> 7
Classe 2	Argiloso	< 3
Classe 4		3 a 7
Classe 6		> 7

Após a classificação da área de estudo com base na declividade e tipo de solos, foram obtidos os dados de precipitação e temperatura para o cálculo do balanço hídrico do solo. Os dados médios mensais de temperatura e precipitação das séries históricas das estações climatológicas e postos pluviométricos localizados na área de estudo foram complementados com dados do entorno e interpolados, obtendo-se as isotermas e isoietas mensais e anuais.

Devido à extensão da área de estudo, e à variação do volume de precipitação, optou-se por dividi-la em blocos, onde foram calculados separadamente os balanços hídricos para cada um desses blocos. Foram definidos três blocos, denominados de blocos 1, 2 e 3 (Figura 5.3.3).

Figura 5.3.3 - Mapa de Cálculo do Balanço Hídrico

A partir dos dados das isotermas mensais, foram extraídos os valores médios de chuva e temperatura para cada bloco da área, que serviram de entrada para a equação do balanço hídrico (Tabela 5.3.3).

Tabela 5.3.3. Dados climáticos utilizados para o balanço hídrico em cada bloco

Precipitação média (mm)													
	jan	fev	Mar	abr	Mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	anual
Bloco 1	230,63	209,06	163,64	79,96	68,55	52,36	39,63	36,84	76,50	120,63	131,92	190,68	1400,40
Bloco 2	259,02	229,96	188,30	96,40	84,29	64,20	52,20	48,99	98,88	136,35	141,44	197,73	1597,76
Bloco 3	241,87	211,83	183,57	96,99	87,53	66,48	52,24	44,01	97,71	126,22	125,40	183,09	1516,93
Temperatura média (°C)													
	jan	fev	Mar	abr	Mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	anual
Bloco 1	23,19	23,33	22,70	20,39	18,03	16,63	16,70	18,21	19,64	20,80	21,67	22,00	20,27
Bloco 2	22,88	23,04	22,36	20,12	17,66	15,66	16,02	17,54	19,00	20,22	21,16	21,96	19,80
Bloco 3	22,20	22,30	21,70	19,44	17,04	15,66	15,40	16,78	18,30	19,50	20,64	21,20	19,18

Em síntese, o processo integrado para se obter o mapa para o cálculo do balanço hídrico pode ser observado na figura 5.3.4.

Figura 5.3.4 - Definição do excedente hídrico (águas disponíveis para recarga e escoamento superficial), a partir da avaliação da precipitação, evapotranspiração potencial e escoamento superficial

O armazenamento (ARM) foi calculado com base nas simplificações propostas por Pereira (2005), segundo a equação:

$$ARM_{\eta} = ARM_{\eta-1} \exp \left[\frac{(P - EPT)_{\eta}}{CAD} \right]$$

onde ETP é a evapotranspiração potencial (mm) e CAD é a capacidade de água disponível no solo (mm), adotado como 150 mm.

Para os meses onde $P - ETP > 0$, mas com valores insuficientes para que o ARM atinja o valor da CAD, aplica-se a seguinte equação:

$$ARM_{\eta} = ARM_{\eta-1} \exp(P - EPT)_{\eta}$$

A evapotranspiração potencial (ETP) foi calculada através do método proposto por Thornthwaite (1948), cuja aplicação é adequada em projetos de pesquisa e gestão (Black, 2007). A equação empírica é dada por:

$$ETP = 16b \left(10 \frac{T}{I} \right)^a, 0^{\circ}C \leq T \leq 26^{\circ}C$$

onde T é a temperatura média mensal ($^{\circ}C$), I é o índice de calor disponível para a região, o expoente a é a função cúbica de I calculado a partir da soma dos índices de calor dos 12 meses e b é um fator de correção referente ao período de insolação durante o dia que varia em função da latitude do local de estudo. O cálculo de I, a e b é realizado a partir das seguintes equações:

$$I = \sum_{\eta=1}^{12} (0,2T_{\eta})^{1,514}, T_x > 0^{\circ}C$$

$$a = 6,75 \times 10^{-7} I^3 - 7,71 \times 10^{-5} I^2 + 1,7912 \times 10^{-2} I + 0,49239$$

$$b = \left(\frac{ND}{30} \right) \times \left(\frac{N}{12} \right)$$

onde ND é o número de dias no mês e N o fotoperíodo em horas.

Caso a temperatura média mensal seja acima de 26°C a ETP deve ser calculada pela equação apresentada por Willmott et al. (1985) baseada nas tabelas de Thornthwaite (1948):

$$ETP = -415,85 + 32,24T - 0,43T^2, T > 26^\circ C$$

A evapotranspiração real (ETR) foi obtida através das seguintes equações:

$$ETR = ETP, (P - ESC - ETP > 0)$$

ou

$$ETR = P - ESC - \Delta ARM, (P - ESC - ETP < 0)$$

Por fim, a recarga foi obtida aplicando-se as equações abaixo:

$$R = P - ESC - \Delta ARM, \Delta ARM \geq 0$$

ou

$$R = 0, \Delta ARM < 0$$

Através das equações anteriormente descritas foram obtidos os resultados dos parâmetros P, ETP e Escoamento para cada classe inserida nos blocos da BAT, e aplicada à equação do balanço hídrico, já citada, obtendo-se os valores de recarga indicados na Tabela 5.3.4.

Tabela 5.3.4 - Balanço hídrico para os blocos da BAT (mm/ano)

	Bloco 1	Bloco 2	Bloco 3
	Classe 1 (Solo arenoso e declividade < 3%)		
Precipitação	1400	1598	1517
Evapotranspiração	872	880	840
Escoamento	291	329	311
Recarga	244	407	384
	Classe 3 (Solo arenoso e declividade de 3% a 7%)		
Precipitação	1400	1598	1517
Evapotranspiração	858	873	835
Escoamento	323	367	347
Recarga	228	381	357
	Classe 5 (Solo arenoso e declividade > 7%)		
Precipitação	1400	1598	1517
Evapotranspiração	851	868	831
Escoamento	331	376	356
Recarga	228	378	354
	Classe 2 (Solo argiloso e declividade < 3%)		
Precipitação	1400	1598	1517
Evapotranspiração	841	861	825
Escoamento	381	433	410
Recarga	192	331	309
	Classe 4 (Solo argiloso e declividade de 3% a 7%)		
Precipitação	1400	1598	1517
Evapotranspiração	806	827	793
Escoamento	426	487	464
Recarga	184	320	296
	Classe 6 (Solo argiloso e declividade > 7%)		
Precipitação	1400	1598	1517
Evapotranspiração	808	835	801
Escoamento	512	581	550
Recarga	106	216	200

As estimativas obtidas pelo balanço hídrico indicam que as maiores taxas de recarga (407 mm) estão associadas às áreas com solo arenoso, baixa declividade e a maior precipitação relativa. Entretanto, a maior parte das áreas onde ocorre este cenário está coberta pela área urbana, onde invariavelmente o efeito da recarga natural é diminuído. Por outro lado, as menores taxas de recarga (106 mm) estão associadas às áreas com solo argiloso, alta declividade e a menor precipitação relativa.

Já a recarga urbana na BAT tem sido avaliada pela equipe do Laboratório de Modelos Físicos (LAMO) do Instituto de Geociências da USP. Estes estudos têm resultado em melhor precisão na avaliação da recarga urbana e da proporção da recarga esperada por fontes naturais e antrópicas, ou seja, aquelas advindas das fugas da rede de água e esgoto (Dias et al, 2005, Viviani-Lima et al, 2007).

Dias et al (2005) estabeleceram que a recarga da área do “centro expandido” da cidade de São Paulo consiste de uma proporção de 45-60% de águas da fuga da rede pública de água e esgoto e o restante, 40-55% de águas da recarga natural. Os autores definiram essa proporção a partir de dados isotópicos obtidos em poços de produção, bem como da chuva em várias regiões da cidade e de poços de monitoramento em áreas não urbanizadas.

Da mesma forma, Viviani-Lima et al (2007) estudando duas áreas urbanas na cidade de São Paulo, uma a Vila Eutália, uma pequena sub-bacia na zona leste da cidade e outra a Cidade Universitária da USP, calcularam a recarga dessas duas localidades. A primeira tem uma ocupação residencial de classe média a média baixa, com ruas calçadas e pouca área verde. A outra uma área de baixa densidade ocupacional. Através de vários métodos foi possível definir a recarga advinda da recarga natural e a recarga advinda da fuga da rede de água e esgoto (Tabela 5.3.5).

Tabela 5.3.5 - Cálculos de recarga na BAT (Viviani-Lima et al, 2007)

Área de estudo	RECARGA (mm/ano)		
	Natural	Fuga da rede pública	Recarga total
USP	246	65	311
Vila Eutália	183	244	437

Considerando que os estudos para a estimativa da recarga urbana na BAT apresentados pela equipe do LAMO são os mais atuais e detalhados disponíveis, e que a Vila Eutália apresenta características similares outras áreas da BAT, foi assumido o valor de 437 mm como sendo a recarga urbana (recarga natural mais a fuga da rede pública) para a área urbanizada da BAT.

Cabe ressaltar que esses valores são representativos apenas para as áreas com rede de distribuição de água e coleta de esgotos. Para as áreas onde existe rede de distribuição de água, porém a rede de coleta de esgotos ainda não está presente, os valores de recarga urbana são maiores na ordem de 560 mm/a. O fator preponderante para essa diferença é que a falta de rede de coleta de esgotos (Figura 5.3.5) possibilita a infiltração direta de esgoto através das fossas.

O mapa da área atendida por rede de água e/ou esgoto é um descritivo dos serviços de infraestrutura sanitária oferecidos pelos municípios que compõem a BAT (Figura 5.3.5). Assim, foram representados os dados do censo 2010 referentes aos domicílios atendidos pela rede de abastecimento de água e pela rede de esgoto por setor censitário, sendo possível analisar quais áreas são ou não atendidas pelos serviços básicos de infraestrutura sanitária. As informações de água e/ou esgoto foram relacionadas e geraram os seguintes cenários: 1 - áreas atendidas pelas redes de água e esgoto; 2 - áreas que não são atendidas pelas redes de água e esgoto; 3 - áreas atendidas somente pela rede de água; 4- áreas atendidas somente pela rede de esgoto e 5 - áreas sem informações. Observa-se assim que mais de 95 % da área urbanizada da BAT é atendida pelos serviços de rede de abastecimento

de água e rede coletora de esgoto. Porém 0,7 % da área urbanizada da BAT servida de água não tem acesso a rede coletora de esgoto.

A Tabela 5.3.6 apresenta a porcentagem das áreas da BAT por faixas de recarga.

Tabela 5.3.6 - Porcentagem das áreas da BAT por faixas de recarga

Recarga (mm/ano)	Área da BAT (%)
< 150	3,53
151 - 200	17,68
201 - 250	21,67
251 - 300	0,50
301 - 350	15,07
351 - 400	5,17
401 - 450	36,23
> 451	0,15

As faixas de recarga com valores de 0 a 300 mm/ano representam 43% da área total da BAT. Já as faixas acima de 300 mm/ano representam 57% da área da bacia, entretanto cabe ressaltar que a recarga urbana está na faixa entre 401 a 450 mm/ano, e esta por si só representa 36% da área total. Já as áreas de recarga onde existe rede de distribuição de água, porém a rede de coleta de esgotos ainda não está presente, representam apenas 0,15%.

Por fim, a Figura 5.3.6 ilustra as áreas de recarga potencial em cada uma das classes definidas.

Figura 5.3.5 - Mapa das Áreas Atendidas por Rede de Água e Esgoto - Por Setor Censitário

Figura 5.3.6 - Mapa da Recarga Potencial

5.4. Mapas dos níveis estático e dinâmico e mapa potenciométrico

Os mapas de nível estático e dinâmico (Figuras 5.4.1 e 5.4.2) tem como objetivo identificar as áreas de maior rebaixamento provindos da extração dos poços. Os níveis estáticos em cada célula ademais serve para a definição do fator D (distância do nível de água) do método GOD (Foster & Hirata, 1988) de vulnerabilidade à contaminação de aquíferos.

Os mapas de nível estático e nível dinâmico foram elaborados a partir dos dados fornecidos pelo DAEE. Depois de identificados os poços contidos em cada uma das células foram calculados as medianas de nível estático e dinâmico sendo considerados apenas os poços que possuíam tais dados. A ideia de se utilizar células de 2x2 km foi uma forma de superar a grande heterogeneidade dos poços (tanto temporal como espacial) das características hidráulicas. Os poços em áreas tão grandes geralmente foram perfurados seguindo diferentes desenhos técnicos, com padrões de perfuração distintos.

A interpolação simples dos poços geralmente tem resultado em baixa confiabilidade dos dados, dificultando a interpretação. Todos os mapas gerados devem ser analisados com cuidado, devido à imprecisão de não existir medições em um mesmo período uma vez que foram utilizados, na maioria das vezes, os dados dos níveis históricos.

Figura 5.4.1 - Mapa da Mediana do Nível Estático - Por Célula

Figura 5.4.2 - Mapa da Mediana do Nível Dinâmico - Por Célula

Segundo os dados disponibilizados pelo DAEE, 37 % dos 4931 poços considerados para o levantamento estatístico na área da BAT não apresentaram informações de nível estático ou nível dinâmico.

O mapa potenciométrico (Figura 5.4.3) mostra a direção dos fluxos da água subterrânea atual (ou próxima à esta situação), impactado pelos bombeamentos dos poços.

Com base nos dados de cota relativa e nível estático médio das células foram calculadas as cargas hidráulicas. Por meio da interpolação destas foi elaborada a potencimetria local. O mapa potenciométrico mostra que os fluxos das águas subterrâneas se deslocam em sentido aos principais corpos d'água da bacia, ou em áreas onde há maior número de poços ou maiores bombeamentos (Figura 5.4.3).

A área de descarga natural de toda a água da BAT, seja superficial ou subterrânea, se fazia pelo rio Tietê e seus afluentes. Atualmente, o adensamento de poços tubulares e o aumento do bombeamento destes têm rebaixado os níveis, provocando zonas de convergência dos fluxos subterrâneos. Isso é particularmente notável em algumas áreas no mapa de nível estático por célula (Figura 5.4.1) e no mapa potenciométrico por célula (Figura 5.4.3).

Figura 5.4.3 - Mapa Potenciométrico

5.5. Mapa da vazão outorgada

O mapa da vazão outorgada descreve a suas distribuições de soma (Figura 5.5.1) por célula na BAT. O mapa da somatória das vazões autorizadas pelo órgão gestor, o DAEE, e mostra onde se concentram as extrações e não é muito diferente das vazões de teste de bombeamento ($R^2 = 0,83$, Gráfico 5.5.1).

Da totalidade dos poços analisados, 36,34% deles não possuem dados informados de vazão de outorga. O que impossibilitou o cálculo da vazão média, mediana e da soma das vazões de outorga em 3,29% das células da bacia.

Gráfico 5.5.1 - Vazão explorada versus vazão outorgada

Ao se observar os mapas de média e mediana da vazão outorgada por poço na área da BAT nota-se que o volume outorgado por poço nas células está predominantemente entre 0,1 e 10m³/h. Verifica-se que a soma das vazões outorgáveis dos poços localizados na BAT é 4,3 Mm³/mês.

Figura 5.5.1 - Mapa da Somatória da Vazão nos Poços Outorgados

A classificação dos aquíferos explorados foi feita utilizando-se os dados de descrição litológica fornecidos pelo DAEE. O banco de dados fornecido pelo DAEE continha descrição litológica para 3.181 poços, dos quais cerca de 10% apresentavam informações insuficientes para a classificação do aquífero explorado.

A exploração ocorre predominantemente no Sistema Aquífero Cristalino, representando 72% do total analisado, e 18% no Sistema Aquífero Sedimentar (Gráfico 5.5.2).

Gráfico 5.5.2 - Tipos de aquíferos explorados

A profundidade dos poços é apresentada no gráfico 5.5.3, onde se verifica que a maioria dos poços encontra-se entre 100 e 300 metros de profundidade.

Gráfico 5.5.3 - Profundidade dos poços

6. CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

6.1. *Vulnerabilidade dos aquíferos*

A vulnerabilidade de um aquífero à contaminação se refere à acessibilidade de contaminantes relacionada com as características intrínsecas dos estratos que separam o aquífero saturado da superfície do solo e as fontes potenciais de cargas contaminantes (Foster & Hirata 1988).

É importante definir a vulnerabilidade de um aquífero à contaminação, pois a partir desse resultado e interagindo-se com atividades potenciais de contaminação presentes na superfície do aquífero, é possível determinar qual o perigo¹ de contaminação da água subterrânea. Além disso, os mapas de vulnerabilidade à contaminação podem auxiliar no planejamento de uso do terreno, pois permite identificar aquelas atividades que serão mais compatíveis com o perigo de contaminar os aquíferos.

É importante ressaltar, entretanto, que qualquer aquífero é vulnerável a uma possível contaminação, desde que o contaminante seja persistente e móvel, como o caso dos hidrocarbonetos halogenados, que ademais disso, apresentam uma alta toxicidade.

6.1.1. Método GOD

A vulnerabilidade natural de um aquífero em ser contaminado por uma fonte antrópica qualquer pode ser analisada pelo método GOD (Foster & Hirata 1988), onde há interação entre três fatores: 1 – tipo de aquífero; 2 – estratos de cobertura e 3 – profundidade até o nível d'água (Figura 6.1.1.1).

Com base no mapa hidrogeológico (Figura 5.2.1) foi possível estabelecer os valores referentes ao estrato de cobertura e o grau de confinamento da água

---

¹ Foi adotado o termo Perigo definido como: situações ou atividades com potencial de causar danos a saúde humana ou meio ambiente.

subterrânea (Tabela 6.1.1.1).

As informações de níveis de água foram analisadas por células de 2X2 km² (Figura 5.4.1) e os valores de nível de água dos poços presentes em cada uma das células foram calculados e assumidos para toda a célula.

Nos casos onde a célula não possuía nenhum dado sobre nível da água, foi padronizado como profundidade do nível de água “< 5 m = 0,9”, quando próximo a rios maiores, e como de “5 – 20 m = 0,8”, para os demais casos.

Figura 6.1.1.1 - Sistema GOD para avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação (Foster et al 2006)

Tabela 6.1.1.1. Valoração dos parâmetros do GOD para os aquíferos da BAT

Ocorrência de Estratos de Cobertura	Método GOD	Grau de confinamento da água subterrânea	Método GOD
Depósitos sedimentares aluviais, predominantemente areno-argilosos.	0,7	Aquífero de extensão e espessura muito limitada (<10,0 m)	0,8
Depósito de sistema fluvial meandrante, composto por cascalho, areia e silte-argiloso.	0,7	Aquífero livre a semi-confinado.	0,6
Depósitos de sistema de leques aluviais a planície fluvial entrelaçada com predominância de lamitos arenosos e argiloso e depósitos de sistemas de leques aluviais, com predominância de lamitos seixosos.	0,5	Aquífero livre a semi-confinado.	0,6
Associação de unidades que incluem rochas granitoides, rochas gnáissicas.	0,6	Aquífero livre onde as melhores vazões estão associadas as falhas e fraturas nas rochas.	0,9
Associação de rochas metas-sedimentares que incluem quartzitos, micaxistos, anfibolitos e filitos e xistos subordinados.	0,6	Aquífero livre onde as melhores vazões estão associadas às falhas e fraturas nas rochas.	0,9
Associação de rochas metacarbonáticas.	0,9	Aquífero livre onde as melhores vazões estão associadas às falhas, fraturas e cavidades das rochas metacarbonáticas.	1,0

A classe de vulnerabilidade à contaminação varia desde baixa até extrema nos aquíferos da BAT, segundo o método GOD (Figura 6.1.1.2) e o significado físico de cada uma dessas classes pode ser apreciado abaixo:

- Extrema: vulnerável à maioria dos contaminantes com impacto rápido em muitos cenários de contaminação;
- Alta: vulnerável a muitos contaminantes (exceto os que são fortemente adsorvidos ou rapidamente transformados) em muitas condições de contaminação;
- Média: vulnerável a alguns contaminantes, mas somente quando continuamente lançados ou lixiviados;
- Baixa: vulnerável somente a contaminantes conservadores, em longo prazo, quando contínua e amplamente lançados ou lixiviados.

Figura 6.1.1.2 - Mapa de Vulnerabilidade Natural à Contaminação de Aquífero - Método GOD

Os aquíferos cristalinos A e B e 90% os terrenos de sedimentos quaternários apresentam classe de vulnerabilidade média, e se distribuem por toda a bacia, ocupando tanto áreas urbanas como as não urbanizadas. Cerca de 10% da área ocupada pelos terrenos quaternários apresenta classe de vulnerabilidade alta. Estas áreas estão associadas aos municípios do leste da BAT, incluindo Poá, Suzano, Mogi das Cruzes, e Biritiba Mirim.

Os aquíferos São Paulo e Resende apresentam classe de vulnerabilidade baixa, e ocupam principalmente as áreas adjacentes aos corpos d'água superficiais da bacia, entre eles os rios Tietê e Pinheiros.

O Aquífero C do SAC apresenta classe de vulnerabilidade extrema e ocupa a região noroeste do município de São Paulo, no bairro Jaraguá. É importante destacar que as falhas, fraturas e cavidades das rochas metacarbonáticas foram os fatores preponderantes para essa classificação.

De uma forma geral, 82,92% da área da BAT apresenta índice de vulnerabilidade média, e 11,17%, 2,39% e 0,33%, índices baixo, alto e extremo, respectivamente (Tabela 6.1.1.2).

Tabela 6.1.1.2. Áreas das classes de vulnerabilidade da BAT

CLASSES	ÁREA (km ²)	ÁREA (%)
EXTREMA	19,14	0,33%
ALTA	138,29	2,39%
MÉDIA	4788,41	82,92%
BAIXA	645,23	11,17%
RIOS E RESERVATÓRIOS	183,92	3,18%

6.2. Fontes difusas de poluição de solos e águas subterrâneas

As cargas poluidoras difusas são aquelas associadas às atividades agrícolas, pelo excesso de fertilizantes nitrogenados e agrotóxicos, e a ocupação urbana desprovidas de rede pública de esgoto.

O mapa de carga agrícola e de criação de animais foi estabelecido através das seguintes categorias do mapa de uso e ocupação do solo (Figura 4.2.1), identificando as áreas de reflorestamento (vegetação arbórea cultivada pelo homem com fim econômico) e áreas de hortifrutigranjeiro (cultura perene ou anual de horticultura, granja e piscicultura). Adicionalmente, foram incluídas também as áreas de pastagem.

Os municípios localizados a noroeste (Caieiras, Cajamar, Pirapora do Bom Jesus) e a leste da bacia (Salesópolis, Biritiba Mirim, Mogi das Cruzes e Suzano) têm extensas áreas (total de 750,32 Km²) de seus territórios ocupados por atividades com potencial de gerar carga de contaminação agrícola e de criação de animais (Figura 6.2.1).

Figura 6.2.1 - Mapa de Fontes Potenciais de Contaminação por Atividade Agrícola e Criação de Animais

6.3. Fontes pontuais de poluição de solos e águas subterrâneas

As cargas poluidoras pontuais são as mais preocupantes na BAT, principalmente porque são elas que manuseiam as substâncias mais perigosas e tóxicas ao aquífero, como os solventes clorados. Geralmente as cargas pontuais estão associadas às áreas industriais, lixões e aterros de resíduos sólidos. Os postos de combustíveis e outras atividades que manuseiam hidrocarbonetos não clorados são aqueles que ocasionam os maiores números de casos conhecidos de contaminação, muito embora em muitos casos, o problema tenha uma expressão restrita em área e tem menor impacto ao recurso e a comunidade usuária de água subterrânea.

A CETESB fiscaliza todos os empreendimentos que possa ter algum tipo de impacto ao meio ambiente e a saúde da população. Os dados destas atividades são armazenados no banco de dados Sistema de Informações das Fontes de Poluição (SIPOL). Essas atividades potencialmente contaminantes foram classificadas pelo método POSH (Foster & Hirata 1988; Foster *et al*, 2009) em três níveis de probabilidade de gerar cargas importantes ao aquífero, elevada, moderada e reduzida.

6.3.1. Características do banco de dados do SIPOL

O banco de dados do SIPOL, com dados atualizados em 2012 pela CETESB, foi fornecido na forma de uma planilha em formato Excel contendo dados de 82.682 empreendimentos que necessitam ou necessitaram de algum controle ambiental e, portanto, podem ser considerados como uma atividade com potencial de causar danos ao ambiente.

Fez-se necessária a utilização da técnica de geocodificação para localizar as atividades, devido à ausência de coordenadas geográficas por empreendimento. Esta técnica consiste em comparar os dados de logradouro com um banco de dados de referência do modelo “rede de ruas”, permitindo gerar uma localização em mapa

de atividades potencialmente contaminantes.

Ao geocodificar tais dados pelos endereços, cerca de 60% dos empreendimentos não foram localizados, pois o banco de dados do SIPOL mostrava-se incompatível com o software utilizado. O problema de não reconhecimento espacial dos dados ocorre devido à falta de padronização do banco de dados do SIPOL, pois em muitos casos, o endereço apresentava acentos, cedilhas ou estavam incompletos.

Diante dessa situação, todos os endereços foram revistos e corrigidos com nomes padrões, criando-se um banco de dados específico. Dessa forma, observou-se que 1753 empreendimentos eram duplicados e 5.837 empreendimentos possuíam endereços incompletos ou estavam fora da área da BAT.

Após as correções, o banco de dados, que inicialmente apresentava 82.682 empreendimentos, mostrou 53.456; 11.228; e 9.560 atividades classificadas como elevados, moderados e reduzidos índices, segundo a classificação do POSH. Os 848 empreendimentos restantes tiveram suas atividades não classificadas pelo método, pois se tratavam de atividades fora da descrição do POSH, incluindo prédios de escritórios, por exemplo.

6.3.2. Método POSH

Muitas atividades podem contaminar o solo e a água subterrânea, entre elas aquelas associadas às práticas de má disposição de efluentes líquidos e resíduos sólidos, o vazamento de produtos químicos, matéria prima e produtos acabados. As indústrias de todos os ramos, os postos de combustíveis, cemitérios, lixões, aterros diversos, atividades agrícolas, gasodutos, estações de tratamento de esgotos, são aquelas que em graus diferentes podem contaminar o solo e a água subterrânea (Foster *et al*, 2009).

O POSH (acrônimo em inglês de Pollutant Origin, Surcharge Hydraulically) é um método simples que avalia e classifica uma atividade baseada no tipo de

empreendimento (origem do contaminante) e se há uma carga hidráulica associada a ela (carga hidráulica) (Tabelas 6.3.2.1. e 6.3.2.2).

Tabela 6.3.2.1. Classificação e ranqueamento das fontes pontuais de contaminação segundo o sistema POSH (Foster *et al*, 2006)

POTENCIAL DE GERAR CARGA CONTAMINANTE NO SUBSOLO	FONTES DE CONTAMINAÇÃO				
	deposição de resíduos sólidos	áreas Industriais*	lagoas de águas residuais	outras (urbanas)	mineração e exploração de petróleo
Elevado	resíduo industrial tipo 3, resíduo de origem desconhecida	indústria tipo 3 ou qualquer atividade que manuseie >100 kg/d de produtos químicos perigosos	todos os resíduos industriais tipo 3, qualquer efluente (exceto esgoto residencial) se a área >5 ha		operações em campos de petróleo, mineração de metais
Moderado	chuva >500 mm/a com resíduos residenciais/ agroindustriais/ industriais tipo 1, ou todos os demais casos	indústria tipo 2	esgoto residencial se a área >5 ha, demais casos não relacionados acima ou abaixo	postos de gasolina, vias de transporte com tráfego regular de produtos químicos perigosos	algumas atividades de mineração/ extração de materiais inertes
Reduzido	chuva <500 mm/a com resíduos residenciais/ agroindustriais/ industriais tipo 1	indústria tipo 1	águas residuais residenciais, mistas, urbanas, agro-industriais e de mineração de não metálicos	cemitérios	
* solos contaminados de indústrias abandonadas devem ter a mesma classificação que a da própria indústria Indústrias Tipo 1: madeiras, manufaturas de alimentos e bebidas, destilarias de álcool e açúcar, processamento de materiais não metálicos Indústrias Tipo 2: fábricas de borracha, fábricas de papel e celulose, indústrias têxteis, fábricas de fertilizantes, usinas elétricas, fábricas de detergente e sabão Indústrias Tipo 3: oficinas de engenharia, refinarias de gás/petróleo, fábricas de produtos químicos/farmacêuticos/plásticos/pesticidas, curtumes, indústrias eletrônicas, processamento de metal					

Tabela 6.3.2.2. Resumo das características químicas associadas as atividades industriais e os índices de probabilidade de geração de carga contaminante ao aquífero (Foster *et al*, 2006)

TIPO INDUSTRIAL	Índice de Risco Mazurek (1-9)	uso relativo da água	carga de salinidade	carga de nutrientes	carga orgânica	hidrocarbonetos	patógenos fecais	metais pesados	orgânico sintético	Índice de Poluição Potencial da Água Subterrânea (1-3)
Ferro e Aço	6	**	•	•	••	••	•	••	••	2
Processamento de Metal	8	*	•	•	•	•	•	•••	•••	3
Engenharia Mecânica	5-8	*	•	•	•	•••	•	•••	••	3
Metais Não-Ferrosos	7	*	•	•	•	•	•	•••	•	2
Minerais Não-Metálicos	3-4	**	•••	•	•	•	•	•	•	1
Refinarias de Gás e Petróleo	7-8	*	•	••	•••	•••	•	•	••	3
Produtos Plásticos	6-8	**	•••	•	••	••	•	•	•••	3
Artefatos de Borracha	4-6	*	••	•	••	•	•	•	••	2
Produtos Químicos Orgânicos	3-9	**	••	•	••	•••	••	••	•••	3
Produtos Químicos Inorgânicos	6-9	**	••	•	•	•	•	•••	•	3
Farmacêuticos	6-9	***	•••	••	•••	•	••	•	•••	3
Madeira	2-4	*	••	•	••	•	•	•	••	1
Papel e Celulose	6	***	•	••	••	•	•	•	••	2
Sabão e Detergentes	4-6	**	••	•	••	••	••	•	•	2
Têxteis	6	***	••	••	•••	•	•	•	••	2
Curtume	3-8	**	•••	••	••	•	•	••	•••	3
Alimentos e Bebidas	2-4	**	••	•••	•••	•	•••	•	•	1
Pesticidas	5-9	**	••	•	•	•	•	•	•••	3
Fertilizantes	7-8	*	•••	•••	•	••	•	•	••	2
Açúcar e Alcool	2-4	**	•••	•••	•••	••	•	•	•	2
Usina Termoeleétrica	-	***	•	•	•	•••	•	•••	••	2
Elétricos e Eletrônicos	5-8	*	•	•	•	•••	•	••	•••	3

•

••

•••

reduzida

moderada

elevada

} probabilidade de concentrações problemáticas de efluentes e/ou líquidos de processos

As atividades então foram classificadas como de elevada, moderada e reduzida carga potencial de gerar uma possível contaminação ao aquífero. Após essa classificação, estas foram localizadas em um mapa subdivididos em

quadrículas de 2X2 km, configurando três mapas de densidade, cada um para uma das três classificações de carga.

Os mapas com cargas elevadas, moderadas e reduzidas cargas potenciais foram individualmente classificadas segundo a intensidade destas atividades em cada quadrícula. Assim, para as atividades de elevada carga, quando essa superava 128 atividades por quadrícula, estas quadriculas eram classificadas em alta, se menores que 20 atividades, baixa, e nos valores intermediários, médio. O mesmo foi feito para as atividades classificadas em moderada e reduzida carga potencial (Figuras 6.3.2.1, 6.3.2.2 e 6.3.2.3).

Figura 6.3.2.1 - Mapa de Densidade de Fontes de Contaminação de Elevada Carga Potencial

Figura 6.3.2.2 - Mapa de Densidade de Fontes de Contaminação de Moderada Carga Potencial

Figura 6.3.2.3 - Mapa de Densidade de Fontes de Contaminação de Reduzida Carga Potencial

6.3.3. Levantamento das áreas declaradas contaminadas

O mapeamento das áreas declaradas contaminadas pela CETESB é essencial para verificação do grau de acurácia do método POSH de classificação das atividades potencialmente contaminantes.

As áreas declaradas contaminadas pela CETESB (2012) totalizam 2018 empreendimentos, concentradas na mancha urbana. A situação desses empreendimentos levou a seguinte classificação: 1 - área contaminada; 2 - área contaminada sob investigação; 3 - área em processo de monitoramento para reabilitação; e 4 - área reabilitada. A Tabela 6.3.3.1 quantifica as áreas declaradas contaminadas por atividade econômica.

Tabela 6.3.3.1 - Áreas declaradas contaminadas por atividades econômicas

	Área contaminada	Área contaminada sob investigação	Área em monitoramento para reabilitação	Área reabilitada	Total por atividade
Posto de Combustíveis	687	445	332	110	1574
Industrial	160	71	36	24	291
Comercial	45	16	15	9	85
Outros (resíduo, acidente ou desconhecido)	30	21	10	7	68
Total por situação	926	553	393	150	2018

Das 2018 áreas declaradas contaminadas, observa-se que 1.477 foram contaminadas por hidrocarbonetos não halogenados, 242 por hidrocarbonetos halogenados e 299 por metais e/ou outros compostos (microbiológicos, radionuclídeos, etc.). Considera-se que 73% das ocorrências são postos de combustível e 27% são áreas industriais, sendo que apenas 12% são contaminações por organoclorados.

Para aperfeiçoar o entendimento das informações foram gerados mapas de densidade de áreas contaminadas por células e por tipo de contaminantes. As Figuras 6.3.3.1, 6.3.3.2 e 6.3.3.3 ilustram as áreas declaradas contaminadas por hidrocarbonetos não halogenados, hidrocarbonetos halogenados e metais e outros.

As áreas declaradas contaminadas por hidrocarbonetos não halogenados ocupam principalmente o centro da bacia, e as células de maior densidade coincidem com as áreas altamente urbanizadas do município de São Paulo.

As áreas declaradas contaminadas por metais e outros e hidrocarbonetos halogenados são as mais preocupantes devido ao comportamento desses compostos na água subterrânea e por estarem localizadas em áreas importantes da zona urbana das cidades, sobretudo acompanhando o vale dos principais rios da BAT, Tietê, Pinheiros e Tamanduateí.

Figura 6.3.3.1 - Mapa de Densidade de Áreas Declaradas Contaminadas - Hidrocarbonetos Não Halogenados

Figura 6.3.3.2 - Mapa de Densidade de Áreas Declaradas Contaminadas - Hidrocarbonetos Halogenados

Figura 6.3.3.3 - Mapa de Densidade de Áreas Declaradas Contaminadas - Metais & Outros

6.3.4. Comparação da eficiência do método POSH

Este item teve por objetivo avaliar a eficiência do método POSH na identificação das atividades com potencial de gerar cargas contaminantes ao subsolo, relacionando as áreas críticas com as áreas declaradas contaminadas. Sabe-se que a atividade de carga contaminante elevada utiliza hidrocarbonetos halogenados, enquanto que a atividade de carga contaminante moderada utiliza ou comercializa compostos não halogenados, sobretudo combustíveis.

Para verificar se o método de classificação da água subterrânea foi eficaz, foram cruzadas as áreas críticas das atividades classificadas como elevada carga contaminante potencial, segundo POSH, e as áreas declaradas contaminadas por hidrocarbonetos halogenados e metais e outros (Tabelas 6.3.4.1 e 6.3.4.2).

No caso das atividades de elevada carga contaminante, ou seja, as mais preocupantes para as águas subterrâneas, é nítido notar a boa correlação entre áreas contaminadas com as áreas mais críticas, mostrando que o método POSH foi eficiente nesta identificação (Tabelas 6.3.4.1 e 6.3.4.2). Assim, nota-se que 100% das células com alta densidade de áreas contaminadas por hidrocarbonetos halogenados, encontram-se nas áreas onde há densidade alta, segundo o método POSH. Isso demonstra a eficiência do método aplicado, podendo assim ser replicado para outras áreas com características semelhantes. Ademais, é importante salientar que a correlação de 100% nas áreas com alta densidade de áreas contaminadas demonstra a urgência em se gerenciar eficazmente as águas subterrâneas nesses locais, incluindo aí, os usuários com poços ilegais, pois sem a outorga não existem dados químicos referentes à qualidade da água desses usuários, deixando-os assim, suscetíveis e vulneráveis a contaminação.

Tabela 6.3.4.1. Resultado do cruzamento entre as atividades elevadas segundo POSH e as áreas declaradas contaminadas por atividades que manuseiam hidrocarbonetos halogenados

ÁREAS CONTAMINADAS (HIDROCARBONETOS HALOGENADOS)	POSH ELEVADO (NÚMERO DE ÁREAS CRÍTICAS, SEGUNDO CLASSIFICAÇÃO)			
	DENSIDADE	BAIXA (1 - 19)	MÉDIA (20 - 127)	ALTA (128 - 968)
	BAIXA (0 - 4)	7,84%	33,34%	50,00%
	MÉDIA (5 - 14)	0	12,50%	87,50%
	ALTA (15 - 17)	0	0	100,00%

Figura 6.3.4.2. Resultado do cruzamento entre as atividades elevadas segundo POSH e as áreas declaradas contaminadas por atividades que manuseiam metais e outros

ÁREAS CONTAMINADAS (METAIS & OUTROS)	POSH ELEVADO (NÚMERO DE ÁREAS CRÍTICAS, SEGUNDO CLASSIFICAÇÃO)			
	DENSIDADE	BAIXA (1 - 19)	MÉDIA (20 - 127)	ALTA (128 - 968)
	BAIXA (1 - 4)	9,49%	39,42%	38,69%
	MÉDIA (5 - 9)	0	20,00%	80,00%
	ALTA (10)	0	0	100,00%

7. ÁREAS CRÍTICAS

Para identificação de áreas de gestão e controle foi criada a figura de área crítica, como aquela onde há necessidade de maior controle para se evitar riscos de perda do recurso hídrico, quer pela contaminação, quer pela superexploração. Neste trabalho, a unidade utilizada para se caracterizar a menor área crítica foi a de um quadrado de 500 m de lado. O objetivo desta etapa foi de identificar tais áreas críticas à exploração e à contaminação das águas subterrâneas.

7.1.1. Áreas críticas de quantidade

Para verificar a situação atual de exploração dos aquíferos na região foram combinados o volume disponível para exploração no aquífero e as vazões de exploração dos poços existentes. Esses dois indicadores foram escolhidos para estabelecer as áreas críticas de quantidade, pois se entende que uma densidade elevada de poços pode levar a fortes interferências hidráulicas e consequente quedas nos níveis potenciométricos, encarecendo os custos de bombeamento ou mesmo reduzindo a oferta de água até níveis insustentáveis.

A metodologia para se chegar ao volume de água disponível no aquífero, adotado neste estudo, foi baseada na metodologia desenvolvida por DAEE (2011), onde o volume de recarga do aquífero é subtraído pela Q7-10 da bacia hidrográfica. No caso da BAT, o valor assumido de Q7-10 foi de 20m³/s indicado por FUSP (2009). Todos os valores estão detalhados na tabela 7.1.1.1. Para isso, o mapa de recarga (Figura 5.3.5) foi quadriculado em 500x500m, o que resultou na figura 7.1.1.1, onde posteriormente, foi feita a regionalização dos dados de disponibilidade hídrica da BAT (Figura 7.1.1.2).

Figura 7.1.1.1 - Mapa da Recarga Potencial em células de 500x500m

Tabela 7.1.1.1 – Disponibilidade Hídrica nas células de 500x500m (Volume de recarga do aquífero menos o Q7-10)

Recarga (mm/ano)	Q7,10 (m³/s)	Q7,10 (m³/mes)	Disp. Hídrica (m³/s)	Disp. Hídrica (m³/mes)	Diponibilidade Hídrica por célula 500x500 (m³/mês)
100	0,25	657124,42	0,41	1069045,58	1290,24
151	1,88	4948346,25	3,09	8106388,95	1953,42
200	3,05	8024883,50	5,01	13168376,50	2588,95
250	0,09	228997,92	0,14	382252,08	3257,09
300	3,19	8373358,58	5,22	13734331,42	3882,79
350	1,28	3355317,25	2,09	5493137,75	4526,68
400	10,22	26852494,75	16,75	44013385,25	5175,67
450	0,05	129433,58	0,08	200641,42	5698,75
Total	20	52560000	32,79	86177515,2	3671,50

A partir dos dados de disponibilidade hídrica por célula de 500x500m (Tabela 7.1.1.1) foi possível, através do cruzamento das informações (figura 7.1.1.2), obter o volume total de água subterrânea disponível na BAT. Valor esse calculado em aproximadamente 33 m³/s. (Figura 7.1.1.3).

Figura 7.1.1.2 - Cruzamento de dados para o mapa de disponibilidade hídrica por célula de 500x500m

Os valores de vazão dos mais de 8000 poços foi obtido de acordo com os valores de vazão médios, para cada formação hidrogeológica, descritos no capítulo 5. Isso devido à ausência desta informação em grande parte dos poços cadastrados. A soma da vazão dos 8000 poços foi de aproximadamente 9 m³/s, o que representa cerca de 27% da disponibilidade hídrica total calculada para a BAT (Tabela 7.1.1.2).

Tabela 7.1.1.2 – Soma da vazão dos poços da BAT

Disponibilidade Hídrica - (m ³ /s)	Vazão Total Poços (m ³ /s)	Disponibilidade Hídrica restante (m ³ /s)
32,79	8,82	23,97

Assim como em DAEE (2011), o método aplicado para regionalizar os dados de disponibilidade e exploração, foi o de quadricular a área de estudo em quadriculas de 500x500m e, em cada quadricula, determinar a vazão de exploração, representada pela somatória das vazões dos poços existentes na quadricula.

Como os aquíferos, de acordo com o método utilizado nesse estudo, possuem disponibilidade hídrica heterogenia ao longo da área da BAT, não foi gerado somente um valor de disponibilidade hídrica para as células de 500x500m, e sim, diversos valores como mostrado na figura 7.1.1.3. Portanto foi criado um *índice de comprometimento das águas subterrâneas*, onde os limites de vazão de exploração que determinaram as áreas críticas foram baseados no Parágrafo 1º, do Artigo 10 da Deliberação CRH N° 52 que determina: “se a relação Consumo/Disponibilidade for maior ou igual a 0,75, a área será definida como área crítica quanto à disponibilidade da água subterrânea e passível de ser classificada como Área Confirmada de Restrição e Controle (ARC-CO) à captação e uso das águas subterrâneas”. Nesse sentido, as quadriculas com taxas de vazões inferiores a 75% do volume disponível não foram incluídas em nenhuma zona de ações prioritárias, reconhecendo que este patamar de exploração do aquífero não requer

quaisquer medidas de controles adicionais às já previstas na legislação vigente (DAEE, 2011).

Visando priorizar as ações de gerenciamento e balizar a adoção das medidas de controle, as taxas de exploração foram agrupadas em faixas percentuais, chamado aqui de *índice de comprometimento das águas subterrâneas*, isso se dá porque existe uma diversidade nos valores de disponibilidade hídrica em toda BAT, impedindo assim, o estabelecimento de um valor absoluto para toda área da bacia, a saber (Figura 7.1.1.4):

- Índice Alto – área constituída pelas quadrículas com taxa de exploração superior ao dobro da disponibilidade;
- Índice Médio – área constituída pelas quadrículas com taxa de exploração superior à disponibilidade até o dobro da disponibilidade;
- Índice Baixo – área constituída pelas quadrículas com taxa de exploração igual ou superior a 75% da disponibilidade até o volume disponível.

Figura 7.1.1.4 - Mapa de Áreas Críticas de Quantidade

Assim, classificaram-se as células em três níveis críticos ou de controle para captação da água subterrânea: baixo, médio e alto nível, de acordo o volume total extraído por célula. As zonas críticas alta, por exemplo, são aquelas onde a somatória das vazões superam em 200% a disponibilidade hídrica.

As áreas de controle baixo distribuem-se uniformemente na bacia, ocupando tanto o centro como a periferia da bacia. As áreas classificadas como de controle médio ou alto estão localizadas nas regiões atualmente altamente industrializadas ou que no passado foram grandes polos industriais, caso do ABC paulista.

Adicionalmente, foram comparadas áreas críticas de quantidade de alto controle com profundidades de níveis dinâmicos superiores a 150 m, para identificar áreas que já sofrem as quedas dos níveis potenciométricos, ocasionada pela elevada concentração de poços. Nesse estudo denominadas áreas de atenção.

Foram identificadas três áreas de atenção nos municípios de Guarulhos, Diadema e São Paulo (região do Jurubatuba), regiões nas quais o nível estático superior a 150 m já pode ser um dos efeitos da superexploração da água subterrânea (Figura 5.4.1).

7.1.2. Áreas críticas de qualidade

Para identificar as áreas críticas à contaminação de água subterrânea, foram analisados os empreendimentos que desenvolvem atividades com elevado potencial de gerar carga contaminante, segundo o método POSH.

Baseado no estudo desenvolvido por DAEE (2009), as células foram classificadas segundo a densidade de atividades de baixo, médio e alto nível de controle ou de criticidade.

Considerando que as células nesse projeto tem dimensão de 500x500 m, foi adotado por esse estudo o mesmo número de atividades proposto por DAEE (2009), definindo assim, as faixas de criticidade ou de controle de uso da água subterrânea,

conforme descrito a seguir (Figura 7.1.2.1):

- Alta - possui densidade de atividades com elevada carga potencial de contaminação igual ou superior a 16;
- Média - possui densidade de atividades com elevada carga potencial de contaminação entre 6 e 15;
- Baixa - possui densidade de atividades com elevada carga potencial de contaminação igual ou inferior a 5.

Foram identificadas 765 células de alto controle, ou seja, com cenário semelhante ou mais preocupante do que o Jurubatuba (DAEE, 2009). Essas células distribuem-se principalmente na área central do município de São Paulo e nos municípios do ABC. No entorno dessas áreas observam-se células de restrição média.

A distribuição das áreas críticas com elevada carga de contaminação deve-se principalmente às atividades indústrias que se desenvolveram principalmente junto aos vales e planícies das principais drenagens superficiais nos municípios de São Paulo, Diadema e do ABC paulista.

Figura 7.1.2.1 - Mapa de Áreas Críticas de Qualidade

7.1.3. Áreas críticas integradas de qualidade e quantidade

Para identificação de áreas de gestão e controle foi criada a figura de área críticas integradas, como aquela onde há necessidade de maior controle para se evitar riscos de perda do recurso hídrico, quer pela contaminação, quer pela superexploração.

Assim, as áreas de gestão e controle permitem identificar aquelas localidades onde se devem exigir maiores restrições e controles na extração de água subterrânea. Na prática, estas áreas integradas são resultado do cruzamento das áreas críticas de quantidade e de qualidade (Figura 7.1.3.1).

Figura 7.1.3.1 - Esquema para definição das áreas críticas integradas

O mapeamento das áreas críticas integradas (Figura 7.1.3.2) permitiu identificar 943 áreas de 500x500m com maior preocupação, seguida de 1876 áreas de média e 3120 áreas de baixa criticidade de um total de 23.867 áreas em toda a BAT, onde a atenção é importante, mas menor, comparativamente ao primeiro grupo (Tabela 7.1.3.1).

Tabela 7.1.3.1 – Esquema para definição, porcentagem da área da BAT e o número de células nas áreas críticas integradas

		QUANTIDADE (índice de criticidade)		
		BAIXA	MÉDIA	ALTA
QUALIDADE (índice de criticidade)	BAIXA	●	●	●●
	MÉDIA	●●	●●	●●●
	ALTA	●●●	●●●	●●●
Sem Risco: 17928 células		● 3120 Células	●● 1876 Células	●●● 943 Células

● INTENSIDADE DO PROBLEMA

Baseado em tais considerações foram identificadas células dignas de reconhecimento para ações conjuntas do DAEE e da Vigilância Sanitária, bem como da própria CETESB, pois nestas áreas, acumularam-se problemas de exploração ou mesmo dependência da água subterrânea (expondo maior número de usuários ao perigo) e contaminação dos recursos hídricos subterrâneos na BAT.

O cenário de maior preocupação ocupa a área central da bacia, abrangendo os municípios de São Paulo, São Caetano do Sul, Santo André, Mauá, São Bernardo do Campo, Diadema e Osasco. E nos municípios de Guarulhos, Itaquaquecetuba, Ferraz de Vasconcelos, Barueri, Cajamar, Taboão da Serra, e Embu, localizados na periferia da bacia.

Figura 7.1.3.2 - Mapa de área críticas integradas

7.1.4 Manejo das áreas críticas

Tendo em vista o cenário apresentado, fica claro que o conhecimento detalhado dos aquíferos e o seu uso é fundamental para a definição dos locais apropriados para a extração das águas subterrâneas na BAT. Ao mesmo tempo, possibilita a criação de um sistema de gerenciamento específico que compatibilize a extração da água com a sua proteção, garantindo assim, o uso sustentável dos recursos hídricos subterrâneos.

As lacunas no conhecimento na dinâmica, na qualidade e quantidade das águas subterrâneas da BAT podem trazer implicações negativas, e até mesmo irreversíveis aos seus aquíferos. Portanto, os resultados apresentados aqui são fundamentais, e podem assim, contribuir para a implementação de um sistema de gerenciamento eficiente em toda a bacia.

As áreas críticas de qualidade oferecem uma oportunidade para se evitar e reverter um cenário de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos dentro da BAT. Isso fica ainda mais evidente pois, quando um aquífero é contaminado, apresenta um custo e um tempo de remediação muito superior ao das águas superficiais, o que pode inviabilizar o seu uso em muitos casos. Por exemplo, quando é identificada uma pluma de contaminação, é necessário um trabalho investigativo para determinar o tempo de caminamento e o tamanho da pluma de contaminação. Portanto, as áreas críticas de qualidade é um dos principais indicadores que deve ser considerado para o manejo das águas subterrâneas, visto que a contaminação dessas áreas pode gerar conflitos pelo uso da água. A possibilidade de ocorrer contaminação nas águas subterrâneas traz a necessidade da utilização dos mapas de áreas críticas, pois esses podem subsidiar, por exemplo, a escolha adequada para a instalação e perfuração de poços para o consumo humano. Entretanto, ao mesmo tempo deve haver um controle sobre as atividades potencialmente contaminantes, estabelecendo, como preconiza as regras de gerenciamento das áreas contaminadas da CETESB, como consta na Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, regulamentada no Decreto 59262 de 05 de junho de 2013. Assim, estas áreas críticas podem ser utilizadas como um instrumento valioso para a

identificação de Regiões de Interesse (RIs) e para a avaliação das atividades específicas nas áreas críticas, como para a identificação de Áreas Potencialmente Contaminadas (APCs) (Figura 7.1.4.1).

Figura 7.1.4.1 – Fluxograma das etapas do gerenciamento de áreas contaminadas (CETESB-GTZ, 2001)

Segundo a CETESB-GTZ (2001), entende-se como Região de Interesse (RI) aquelas áreas que merecem atenção ambiental, pois concentrariam atividades potencialmente contaminantes. A identificação dessas RIs são uma forma de estabelecer prioridades na ação no controle ambiental. Já as Áreas Potencialmente Contaminantes (APC) são áreas dentro das RIs onde se localizam as atividades que podem gerar potencialmente cargas contaminantes importantes ao solo e aos aquíferos. Ambas as atividades para o estabelecimento de RI e de APC permitem identificar dentro do universo de todas as atividades antrópicas aquelas que maior perigo teria a oferecer aos bens a proteger, solo e água subterrânea. Portanto, a metodologia POSH utilizada neste trabalho, auxiliou na identificação dessas RIs e APCs na BAT e permitirá, dentro do gerenciamento das áreas contaminadas, estabelecer naquelas onde a Avaliação Preliminar deveria ser implementada.

Para que a exploração deste recurso seja eficiente e em longo prazo, é necessário estabelecer a conservação da água subterrânea em termos de qualidade e quantidade. O desenvolvimento sem o devido planejamento ocasiona posteriormente restrições na tentativa de aperfeiçoar a exploração dos recursos hídricos subterrâneos.

O mapa da área crítica de quantidade mostra que a exploração excessiva pode levar à redução na disponibilidade do recurso, e a longo prazo, à intrusão de água de má qualidade (contaminada), com efeitos colaterais para os recursos hídricos subterrâneos na BAT. Como observado, esses resultados são gerados pela interferência da ação antrópica. Nos prováveis usos das águas subterrâneas, deve ser privilegiado o abastecimento público: a gestão do sistema deve ser pensada de modo a suprir as necessidades da população que vivem em áreas com problemas na captação das águas superficiais, ou em áreas onde os aquíferos superiores estão com a sua qualidade comprometida. A gestão das águas subterrâneas tem que ser focada na preservação das águas dos aquíferos livres, visto que esses possuem uma recarga relativamente mais rápida e ocorrem em contato direto com potenciais fontes de contaminação.

O manejo das águas subterrâneas deve assim levar em conta uma série de

regras para garantir o seu uso sustentável. Por exemplo, para se perfurar poços tubulares é preciso a obtenção, pelos proprietários do poço, da outorga concedida pelo órgão gestor, para assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água, atendendo às normas de construção de poços (laje de proteção, tubo de boca etc.). Além disso, é preciso observar o perímetro imediato de proteção, não perfurar próximo de rios poluídos ou fontes potenciais de poluição, estabelecer e informar ao Órgão Ambiental as áreas de proteção de poços de abastecimento público e de extração de águas minerais e de mesa, para controle do uso e ocupação do solo nessas áreas, realizar o monitoramento da qualidade das águas, de acordo com estabelecido por Portaria do Ministério da Saúde e tamponar poços desativados, evitando que se tornem caminhos preferenciais de contaminação.

Os empreendimentos que têm um elevado potencial de poluição devem atentar para o armazenamento e manuseio de matérias primas e produtos acabados, bem como o manejo correto de efluentes líquidos e resíduos sólidos. Deve-se, também, atentar para a manutenção da estanqueidade de redes coletoras de esgoto, impermeabilização de lagoas de armazenamento ou tratamento de efluentes, impermeabilização de locais mais sujeitos a acidentes com cargas tóxicas, inclusive acostamentos de rodovias, impermeabilização de aterros conforme as normas técnicas e em cemitérios, respeitar a distância mínima entre o fundo dos jazigos e o nível mais alto do aquífero livre. Assim, o manejo adequado do tratamento de resíduos no solo e a fertirrigação necessitam de projetos que considerem minimamente: as características da área, as características do resíduo/efluente, a profundidade do aquífero livre, a proximidade de rios e matas, a taxa de aplicação e o monitoramento do uso racional de insumos agrícolas (pesticidas e fertilizantes) e, ainda, é preciso que se façam consultas aos mapas de vulnerabilidade dos aquíferos e estudos específicos de geologia na escolha de locais para instalação de fontes potenciais de poluição.

Um cadastro e a classificação das fontes de contaminação específicas, como a utilizada nesse trabalho, é um passo fundamental para um programa de proteção das águas subterrâneas. A utilização dessa metodologia muito simples permitiu identificar essas fontes e as possíveis áreas de atividades que requeiram maior

atenção ambiental, a fim de que se proceda com estudos e detalhamentos, ou mesmo estabelecer um plano de uso restrito da terra, tão fundamentais para a proteção das áreas vulneráveis do aquífero.

Assim, mapas de áreas críticas integradas tem o seu uso imediato no processo de licença de perfuração de novos poços na BAT pelo órgão gestor. Estando todos esses dados em formato eletrônico em uma base GIS, a consulta é simples e rápida e traz informações imprescindíveis tal licença.

Essas medidas devem ser o ponto de partida para o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneas na BAT. Somente o avanço na gestão pode garantir o seu uso equilibrado, assegurando, assim, o abastecimento de água em quantidade e qualidade.

7.2. Risco de desabastecimento do sistema público

Para uma avaliação mais precisa da disponibilidade hídrica é necessária uma análise conjunta da disponibilidade hídrica superficial e subterrânea.

Em estudos realizados por FUSP (2009), a capacidade de produção dos sistemas produtores de água bruta da BAT foi avaliada de forma conjunta com a disponibilidade hídrica subterrânea, e estes resultados estão aqui apresentados. Entretanto, a correlação desse estudo com os resultados obtidos por esse estudo permite uma análise mais precisa, sendo esse um grande avanço para a gestão integrada dos recursos hídricos dentro da bacia.

Por sua vez, o planejamento do abastecimento de água da BAT e, em especial, da RMSP (e o planejamento municipal do recurso hídrico) é feito desconsiderando esta dinâmica integrada. Isto porque as águas subterrâneas da bacia sempre foram analisadas como opções privadas e, portanto, desconsideradas no planejamento público de abastecimento. Porém, as águas subterrâneas tem um papel fundamental, pois complementa de forma não substituível nos dias de hoje, o abastecimento público da BAT (Garcia *et al*, 2008).

Acresce-se a isso, o fato de que a perda por contaminação ou superexploração das águas subterrâneas vai provocar uma migração para o uso das águas superficiais, levando a um rápido incremento do consumo de águas públicas e, conseqüentemente, do aumento do risco de desabastecimento ou racionamento de água, uma vez que o setor público (SABESP e as outras concessionárias) não está apto a sustentar tal demanda adicional. As áreas críticas (Figura 7.1.3.1) levantadas nesse estudo confirmam esse cenário.

7.2.1. Análise da disponibilidade hídrica total

A Tabela 7.2.1.1 apresenta a disponibilidade hídrica superficial e subterrânea atuais e a produção atual dos sistemas produtores e da vazão explorada da BAT. Para proceder a análise comparativa destas informações é apresentado na Tabela 7.2.1.1 a relação entre a produção e a disponibilidade hídrica total atual dos sistemas produtores e da exploração de águas subterrâneas na BAT (Garcia *et al*, 2008).

Verifica-se que as áreas de atendimento dos sistemas produtores Cantareira, Guarapiranga e Rio Grande superam a respectiva vazão garantida atual com 95 %, parâmetro de caracterização da disponibilidade hídrica total.

A produção total considerando as águas superficiais e subterrâneas nas áreas dos sistemas produtores da BAT é de 76,3 m³/s, praticamente igual à vazão total garantida atual com 95 % de 76,5 m³/s (FUSP, 2009).

Portanto, é possível concluir que há necessidade imediata de ampliação dos sistemas produtores Cantareira, Guarapiranga e Rio Grande para manter a garantia de 95%.

Tabela 7.2.1.1. Análise comparativa entre a produção e a disponibilidade hídrica superficial atuais nas áreas dos sistemas da BAT (Garcia *et al*, 2008)

Sistemas produtores	Vazão garantida com 95 (m³/s) ¹	Produção Atual (m³/s) ²	População atendida (milhões) ²	Porcentual de utilização (%)
Cantareira	34,1	37,2	8,10	109
Alto Tietê	14,6	10,4	3,10	71
Rio Claro	4,7	4,3	1,20	93
Alto Cotia	2,1	1,6	0,4	76
Baixo Cotia	1,6	1,5	0,46	94
Guarapiranga	14,5	15,5	3,8	107
Rio Grande	4,9	5,8	1,6	117
Total	76,5	76,3	18,7	100

¹: Plano da Bacia do Alto Tietê, Junho/2009, FUSP

²: site www.sabesp.com.br

Os riscos apresentados na Tabela 7.2.1.1 consideraram os aspectos de perda de garantia em função do aumento do consumo e a superexploração dos sistemas produtores. A Tabela 7.2.1.1 indica a vulnerabilidade dos sistemas produtores Cantareira e Baixo Cotia em uma eventual perda da disponibilidade hídrica subterrânea. A vulnerabilidade da área abastecida pelo sistema Cantareira é devido à grande concentração de poços na região da bacia Penha-Pinheiros e Pinheiros-Pirapora (Figura 7.2.1.1).

O sistema produtor Guarapiranga também tem um aumento significativo do risco de racionamento e desabastecimento na eventual perda da disponibilidade hídrica subterrânea, pela mesma razão exposta acima. Por sua vez, os sistemas produtores Rio Claro e Alto Cotia ficam sujeitos a aumento do risco de racionamento e desabastecimento na eventual perda da disponibilidade hídrica subterrânea, mas a magnitude permite seu gerenciamento com poucos impactos. Finalmente, o sistema Alto Tietê é praticamente insensível a esta eventual perda de disponibilidade hídrica subterrânea.

Ressalta-se que os sistemas Cantareira e Guarapiranga, com grande vulnerabilidade à perda da disponibilidade hídrica subterrânea, representam 69% da

produção atual. Portanto, caso haja esta perda da disponibilidade hídrica subterrânea haverá um grande risco de colapso de abastecimento urbano na BAT e na RMSP (Figura 7.2.1.2).

Figura 7.2.1.1 - Mapa de densidade dos poços e do sistemas de abastecimento público

Figura 7.2.1.2 - Mapa de áreas críticas de quantidade e o sistemas de abastecimento público

Os riscos relacionados à qualidade de água das águas subterrâneas foram abordados neste trabalho e sintetizados na Tabela 7.2.1.2. Esses dados revelam que a área atendida pelo sistema Cantareira é a mais vulnerável no que diz respeito à qualidade das águas subterrâneas. Isso por si só aumenta a probabilidade de migração dos usuários das águas subterrâneas para o sistema público de abastecimento (Figura 7.2.1.3).

Tabela 7.2.1.2. Análise da qualidade de água das águas subterrâneas

Sistemas produtores	Número de áreas declaradas contaminadas	Áreas declaradas contaminadas (%)	Área atendida pelo sistema produtor (km²)	Densidade de áreas declaradas contaminadas (atividades por km²)	Número de atividades de elevada carga contaminante potencial	Atividades de elevada carga contaminante potencial (%)	Densidade de atividades de elevada carga contaminante potencial (atividades por km²)
Cantareira	1229	61%	1174,68	1,0	29104	53%	25,0
Alto Tietê	99	5%	496,19	0,1	2939	6%	6,0
Rio Claro	43	2%	225,68	0,1	1275	2%	6,0
Alto Cotia	31	2%	476,79	0,1	993	2%	2,0
Baixo Cotia	41	2%	233,54	0,1	1474	3%	6,0
Guarapiranga	278	14%	459,87	0,6	6918	12%	15,0
Rio Grande	208	10%	449,07	0,4	9987	18%	22,0
Isolado	65	3%	813,77	0,1	1568	3%	2,0
Fora dos sistemas	24	1%	1447,1	0,0	480	1%	0,3

Figura 7.2.1.3 - Mapa de áreas críticas de qualidade e o sistemas de abastecimento público

Para uma melhor análise dos riscos de racionamento ou desabastecimento da BAT foram avaliados conjuntamente os riscos das águas superficiais e subterrâneas, considerando-se os aspectos de quantidade e qualidade (Tabela 7.2.1.3).

O risco de racionamento da disponibilidade hídrica total por escassez ou quantidade foi obtido pela análise conjunta do risco de falta de disponibilidade hídrica subterrânea e do consequente risco de racionamento. Finalmente, o risco de racionamento da disponibilidade hídrica por escassez e impossibilidade ou dificuldade de tratamento foi obtido complementando a análise considerando a situação da qualidade de água dos reservatórios feito por Garcia *et al* (2008).

A análise da Tabela 7.2.1.3 revela que existem riscos muito altos de racionamento e desabastecimento nas áreas de distribuição dos sistemas produtores Cantareira, Guarapiranga, Rio Grande e Baixo Cotia responsáveis por 78% do suprimento de água da BAT. Portanto, conclui-se que a BAT está extremamente vulnerável ao racionamento ou desabastecimento em eventuais problemas causados pela qualidade de água dos reservatórios, pela perda de disponibilidade hídrica subterrânea e pelo aumento do consumo (Figura 7.2.1.4).

Complementarmente, no caso de problemas de abastecimento do sistema Cantareira, por uma eventual seca, o quadro de risco (Tabela 7.2.1.3) mostra ademais que haverá busca pela água subterrânea nessa área, que ademais é a mais intensamente explorada atualmente e aquela que maiores riscos apresentam à contaminação.

Tabela 7.2.1.3. Risco de desabastecimento da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê

Sistemas Produtores	Disponibilidade Hídrica Subterrânea				Disponibilidade Hídrica Superficial		
	Quantidade		Qualidade		Perda de garantia	Falência no fornecimento de água	Perda de qualidade da água
	Densidade das captações subterrâneas	Potencial de problemas de interferência hidráulica entre poços profundos	Áreas Declaradas Contaminadas (%)	Carga de elevada carga de contaminação potencial às águas subterrâneas			
Cantareira	....	....	61%	.... (53%)	...	....	...
Alto Tietê	..	..	5%	• (6%)	....	•	....
Rio Claro	...	...	2%	.. (2%)	....	...	..
Alto Cotia	•	•	2%	• (2%)	•	•	•
Baixo Cotia	....	..	2%	.. (3%)	•	...	.....
Guarapiranga	....	...	14%	... (12%)	...	....	.....
Rio Grande	...	...	10%	... (18%)	....	.....	.....
Isolado	-	-	3%	3%	-	-	-
Fora dos sistemas	-	-	1%	1%	-	-	-

..... Extremo   .... Alto   ... Alto moderado   .. Moderado   • Baixo
 - Sem informação

Figura 7.2.1.4 - Mapa de áreas críticas integradas de qualidade-quantidade e o sistemas de abastecimento público

8. CONCLUSÕES

As águas subterrâneas desempenham um importante papel para o abastecimento da BAT, complementando o fornecimento da rede pública de água, sendo fonte para o uso doméstico, industrial e agrícola. Espera-se assim, que os resultados apresentados nesse estudo possam sensibilizar os usuários sobre a importância das águas subterrâneas e a necessidade da outorga para o seu poço.

O volume total de água subterrânea disponível em toda a BAT foi calculado em 32,79 m³/s, porém ainda não é totalmente conhecido. Estima-se que existam mais de 12 mil poços tubulares, extraindo 10 m³/s (19,4 Mm³/h/mês); entretanto, os dados do cadastro do DAEE permitem identificar apenas 8251, dos quais somente 4931 poços possuem dados relevantes para as estatísticas utilizadas nesse estudo. Dessa forma, foram estimadas vazões totais de 8,8 m³/s (considerando os 8251 onde cada poço extraia 5,5 m³/h, mediana da vazão por poço, em regime de operação de 18 horas/dia). Apesar das lacunas nas informações, estes são os melhores dados totalizados de uso das águas subterrâneas na bacia.

A importância das águas não está no volume total utilizado, pois esse representa apenas 15% dos 67,7 m³/s fornecido pelo sistema público de água. Assim, a demanda total de água na BAT pode ascender a 77,7 m³/s. O problema reside no fato que as concessionárias de abastecimento de água estão operando no limite de suas capacidades, e uma perda de 10 m³/s pelo abandono do uso de fontes subterrâneas, não poderia ser substituído pelo manancial superficial. Portanto, a água subterrânea é vital para a segurança hídrica da BAT, pois amplia a oferta de água, possibilitando assim o equilíbrio entre oferta e demanda.

Ademais, tem-se notado que a perfuração de poços continua ocorrendo, principalmente porque o usuário busca água com menor custo, comparativamente ao que é cobrado pelas concessionárias. O fenômeno de compra de água, através de caminhões pipas na BAT, tem a mesma origem.

Na área de estudos existem dois sistemas aquíferos: o cristalino (SAC) e o sedimentar (SAS). O SAC apresenta produções modestas, com medianas de vazão de 5 a 6 m³/h e mediana de vazão específica de 0,084 a 0,099 m³/h/m. No SAS, as

vazões são igualmente modestas, com medianas de vazão de 4 a 5 m³/h e de mediana de vazão específica de 0,150 a 0,167 m³/h/m.

Este estudo determinou áreas críticas para a qualidade e quantidade dos recursos hídricos subterrâneos. Definiu-se como uma área crítica de qualidade aquela onde há maior risco de contaminação dos aquíferos por atividades antrópicas. Já para a quantidade, refere-se a uma área onde há problemas de superexploração do aquífero, pela alta densidade de poços e/ou pela sua extração.

Dessa forma, as áreas críticas são aquelas onde há necessidade de maior controle por parte dos órgãos gestores para se evitar riscos de perda do recurso hídrico, quer pela contaminação, quer pela superexploração. Essas áreas críticas servem ademais para subsidiar os processos de outorga de novos poços ou a sua renovação, pois permite mostrar ao usuário que a perfuração de um poço em uma área crítica poderia incorrer em sua contaminação ou que a extração de água possa ter um custo elevado, onerado pelo valor do gasto de energia elétrica do bombeamento e da necessidade de se aprofundar os poços em busca de água ou em aumentar a câmara de bombeamento, para comportar bombas de maior potência.

Dentro desse contexto, torna-se essencial implementar um programa efetivo que leve à regularização dos poços tubulares, utilizando mecanismos de cadastro, licença de perfuração e outorga. Assim como apresentado e discutido aqui, este programa deveria minimamente: a) facilitar o processo de cadastro de poços e pedido de outorga, se beneficiando das ferramentas de internet; b) estabelecer programas efetivos de comunicação social, incluindo os perfuradores, os usuários e a sociedade em geral, mostrando a necessidade e, sobretudo os benefícios para cada um destes segmentos, que a regularização de captações pode trazer; c) utilizar as áreas definidas como críticas como critério para a autorização ou exigência da outorga de novos poços ou de sua atualização; d) criar um banco de dados ativo, associado a um sistema geográfico de informações (SIG), e atualizá-lo constante e sistematicamente, com todos os dados novos ingressantes nos órgãos de gestão, controle ambiental estadual e municipal e de vigilância sanitária; e) criar um site na internet onde os dados de áreas críticas se tornem público e indique ao usuário o melhor procedimento que ele deverá tomar em qualquer área da BAT, com relação à

perfuração de um novo poço; análises químicas necessárias e frequência; manutenção de poços; avaliação de resultados hidráulicos e químicos dos estudos periódicos dos poços.

A Utilização de uma ferramenta de gerenciamento, como a desenvolvida nesta pesquisa, é essencial para direcionar a fiscalização de áreas com elevado potencial de contaminação e, deste modo, intensificar o mapeamento de fontes primárias e secundárias existentes e o subsequente gerenciamento das áreas contaminadas. Assim como, implantar medidas adicionais de fiscalização do uso da água subterrânea, visando atualizar informações de usuários outorgados e, principalmente identificar usuários clandestinos. Isto deve se dar no melhor aparelhamento dos órgãos fiscalizadores, em especial do DAEE, na vontade política real de se organizar o setor, e na exigência que as empresas concessionárias de água forneçam informações da existência de poços que servem ao abastecimento privado.

Ademais, é necessário melhorar e sobretudo padronizar os dados do SIPOL da CETESB, incluindo a localização do empreendimento com coordenadas geográficas e parâmetros mais adequados para a avaliação da atividade como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas. A revisão profunda do cadastro de poços do DAEE, identificando repetições, dados incorretos e uma sistemática automática de localização destes erros também merece atenção especial. Assim como é indispensável a evolução da comunicação de todas as instituições responsáveis e que intervêm nos recursos hídricos e no abastecimento de água da BAT, inclusive criando um fórum permanente, permitindo um gerenciamento integrado, visando controlar conjuntamente o uso da água, outorga, poluição, saúde e planejamento urbano, visando agilidade e priorização nas decisões dos gestores públicos. Podendo até mesmo, revisar a lei, tornando claras as penalidades pelo não cumprimento da outorga, inclusive às empresas perfuradoras e facilitando os processos de licenciamento do uso da água subterrânea.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. (Agência Nacional das Águas)., 2012. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Informe 2012. ANA. Brasília.

BAERT, P., 1997. Algumas limitações das explicações da escolha racional na Ciência Política e na Sociologia. Rev. bras. Ci. Soc., São Paulo, v. 12, n. 35.

BALLAND J-M; PLATTEAU J-P., 1996. Halting and degradation of natural resources: is there a role for rural communities. Oxford, Clarendon Press.

BLOMQUIST, W., 1992. Dividing the Waters: Governing Groundwater in Southern California. ICS Press, San Francisco, California.

BURCHI, M & NANNI. M., 2003. How groundwater ownership and rights influence groundwater intensive use management. Chapter 11. Llamas, R & Custodio, E. 2003. Intensive of groundwater: challenges and opportunities. Balkema Publ. Lisse. 227-240p.

BURKE, J., 2003. Groundwater for irrigation: productivity gains and the need to manage hydro-envionmental risk. Chapter 3. Llamas, R & Custodio, E. 2003. Intensive of groundwater: challenges and opportunities. Balkema Publ. Lisse. p.59-91.

CASTRO, J. E., 2007. Water governance in the twentieth-first century. Ambiente e sociedade. V. 10, N. 2, PP. 97-118.

CETESB. (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO)., 2012. Sistema de Informações de Fontes de Poluição (SIPOL) – Banco de dados das atividades da BAT.

CETESB. (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO)., 2012. Áreas

declaradas contaminadas – Banco de dados das áreas da BAT.

CETESB. (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO)., 2001. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GTZ) – Manual de Gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo.

CHEBAANE, M., El-Naser, H. Fitch, J. Hijazi, A. Jabbarin, A., 2004. Participatory groundwater management in Jordan: development and analysis of options. In: Kemper, K.E. (ed.) Groundwater – From Development to Management. Hydrogeology Journal Theme Issue, Springer, New York/The World Bank, Washington, DC.

COMISSÃO EUROPEIA., 2008. Protecção das águas subterrâneas na Europa. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 35pp.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – Deliberação CRH nº 52, de 15 de abril de 2005.

DAEE. (Departamento de Águas e Energia Elétrica)., 2012. Banco de dados dos poços na região da BAT. São Paulo.

DAEE. (Departamento de Águas e Energia Elétrica)., 2011. Delimitação de áreas de restrição e controle de captação e uso de águas subterrâneas no município de São José do Rio Preto, bloco A: Aquífero sedimentar. In: FEHIDRO, São Paulo, 125p.

DAEE. (Departamento de Águas e Energia Elétrica)., 2009. Projeto Jurubatuba: restrição e controle de uso de água subterrânea / Departamento de Águas e Energia Elétrica, Instituto Geológico, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Secretaria de Estado de Saneamento e Energia. In: Cadernos do Projeto Estratégico Aquíferos, São Paulo, 109 p.

DAEE/IG/IPT/CPRM. 2005. Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo: escala 1:1.000.000. Coordenação geral: Rocha, G. São Paulo.

DAVILA-Poblete, S., 2000. The organization of small irrigations units. Draft technical report for the National Water Commission. México.

DIAS, P; BABINSKI, M; HIRATA, R; MANCINI, L; ROSÁRIO, M; AZEVEDO, A., 2005. Caracterização isotópica da procedência da chuva em São Paulo (Brasil) e sua relação com as águas subterrâneas, VIII Cong. de Geoquímica dos Países de Língua Port. Aveiro, Portugal, 433-436.

DINIZ, E. 1999. Crise, reforma do Estado e governabilidade. Brasil, 1985-1995. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas. 228p.

DINAR, A. Kemper, K. Blomquist, W. Diez, M. Sine, G. Fru, W. 2005. Decentralization of River Basin Management: A Global Analysis. Policy Research Working Paper No. 3637. The World Bank, Washington, DC.

DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral), disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/>, Acessado em 01 de fevereiro de 2012.

DOLSAK, N; OSTROM, E. 2003. The commons in the new millennium: Challenges and Adaptation. The MIT Press, Bloomington, Indiana.

EMBRAPA. (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária)., 1999. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo de São Paulo – Legenda Expandida.

EMPLASA. (Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S.A)., 2002. Relatório e Mapa de Uso e Ocupação do Solo da Região Metropolitana de São Paulo.

ESRI. Banco de dados. Disponível em: <http://www.esri.com/>. Acessado em: 20 de setembro 2011.

FABHAT. (Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê)., 2009. Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê – Base Cartográfica II – shapefile. Disponível em

http://www.fabhat.org.br/site/index.php?option=com_content&task=view&id=55&Itemid=24 Acesso dia 10/02/2012.

FALKENMARK, M; GOTTSCHALK, L; LUNDQVIST, J; WOUTERS, P., 2004. Towards integrated catchment management: increasing the dialog between scientists, policy-makers and stakeholders. *Water Resour Dev* 20:297–309. doi:10.1080/0790062042000248637.

FENN, D; HANLEY, K; DE GEARE, T., 1975. Use of the Water Balance Method for predicting leachate generation from solid waste disposal sites. US Environmental Protection Agency Report.

FENNY, D. 2001. A tragédia dos comuns: vinte e dois anos depois. In: DIEGUES, Antonio Carlos S.; MOREIRA, André de Castro C. (Org.). *Espaços e recursos naturais de uso comum*. São Paulo: Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras/USP. p. 17-42.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; HOWARD, K., 2011. Groundwater use in developing cities: policy issues arising from current trends. *Hydrogeology Journal*, v. 19, p. 271-274.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; MIRSA, S.; GARDUÑO, H., 2010. Urban groundwater use policy: balancing the benefits and risks in developing nations. Washington, DC: The World Bank, v. 1. 36p .

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*. Banco Mundial, Washington, 104p.

FOSTER, S; HIRATA, R. 1988. Groundwater pollution risk assessment. WHO/PAHO – CEPIS Technical paper. Lima, 81 pp.

FOSTER, S; GARDUÑO, H; KEMPER, K. 2004. The 'Cotas': Progress with

Stakeholder Participation in Groundwater Management in Guanajuato. World Bank-GWMATE. Washington (DC, USA). 16p.

FOSTER, S.; PERRY, C.; HIRATA, R.; TUINHOF, A.; GARDUNO, H., 2009. Groundwater resource accounting: critical for effective management in a changing world . 1. ed. Washington, D.C. The World Bank, v. 16. 10p .

FUSP (Fundação de Apoio à Universidade de São Paulo),. 2009. Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê – Relatório Final.

FUSP (Fundação de Apoio à Universidade de São Paulo),. 2002. Plano de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. In: Caderno Técnico Institucional, São Paulo.

GARCIA, L. A. V; HIRATA, R; MALDANER, C; PORTO, M., 2008. Análise Integrada da Disponibilidade Hídrica Superficial e Subterrânea e Avaliação dos Riscos de Desabastecimento da Bacia do Alto Tietê. Relatório Interno.

GARDUÑO, H; FOSTER, S; DUMARS, C; KEMPER, K; TUINHOF, A; NANNI, M. 2006a. Groundwater abstraction rights. GWMATE – World Bank Briefing Notes 5. Washington (DC), 6pp.

GARDUÑO, H; NANNI, M; FOSTER, S; TUINHOF, A; KEMPER, K; 2006b. Stakeholder participation in groundwater management mobilization and sustaining aquifer management organizations. GWMATE – World Bank Briefing Notes 6. Washington (DC), 6pp.

GARRIDO A, MARTINEZ-SANTOS P, LLAMAS R. 2006. Groundwater irrigation and its implications for water policy in semi-arid countries, the Spanish experience. Hydrogeol J 14:340–349. doi: 10.1007/s10040-005-0006-z

GOVARDHAN Das, S. 2000. Participatory hydrological monitoring – an effective tool for community managed groundwater system. Paper at International

GUIVANT, J.; JACOBI, P.R. 2003. Da hidrotécnica à hidro-política: novos rumos para a regulação e gestão dos riscos ambientais no Brasil. In: Cadernos de Pesquisa Interdisciplinar em Ciências Humanas nº 43. Florianópolis: UFSC.

GUNDERSON. L; HOLLING, C., 2001. Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Washington DC, Island Press.

HARDIN, G. 1968. The Tragedy of the Commons. In: Science. Vol. 162, pp. 1243-8.

HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A.; FERNANDES, A. 2005. Utilização e proteção das águas subterrâneas. In ROCHA, G. Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo. DAEE, IG-SMA, IPT, CPRM. São Paulo, 119p.

HIRATA, R.; FOSTER, S.; OLIVEIRA, F., 2014. Águas subterrâneas urbanas: Editora do Instituto de Geociências da USP (no prelo)

HIRATA, R. C. A.; SUHOGUSOFF, A.V.; FERNANDES, A. J. 2007. Groundwater resources in the state of São Paulo. In: Anais da Academia Brasileira de Ciências – AABC. São Paulo.

HIRATA, R.; FERRARI, L.; FERREIRA, L.; PEDE, M., 2002. La explotación de las aguas subterráneas en la Cuenca Hidrográfica del alto Tietê (São Paulo, Brasil): crónica de una crisis anunciada. Boletín Geológico Minero. Vol. 113(3):273-282.

HIRATA, R. C. A. & FERREIRA, L. M. R., 2001. Os aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. Revista Brasileira de Geociências. 31(1): 43-50.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Censo 2010. Disponível em <http://www.censo2010.ibge.gov.br/> , Acessado em 13 de fevereiro de 2012.

IPT. (Instituto de Pesquisa Tecnológica),. 1981. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo, São Paulo 2 v. (1981).

JACOBI, P.R. 2004. A gestão participativa de bacias hidrográficas no Brasil e os desafios do fortalecimento de espaços colegiados. In: Nobre, M. Schattan, V. (orgs.). Participação e Deliberação- Teoria democrática e Experiências Institucionais no Brasil Contemporâneo. São Paulo: Editora 34. pp.270-289.

JACOBI, P. R. e FRACALANZA, A. 2007. Comitês de Bacias Hidrográficas no Brasil_ Desafios de Fortalecimento da Gestão Compartilhada e participativa. Desenvolvimento e Meio Ambiente, vol 11-12. Curitiba: UFPR.

JOHNSON, R. M. F.; LOPES, P. D. (org) 2003. Projeto Marca D'água: seguindo as mudanças na gestão das bacias hidrográficas do Brasil: caderno 1: retrato 3x4 das bacias pesquisadas. Brasília: FINATEC, 212 p.

KEMPER, K. E. 2007. Instruments and Institutions for Groundwater Management. In: Giordano, M. and Villholth, K.G. The Agricultural Groundwater Revolution: Opportunities and Threats to Development. [CABI Publishing Series](#). Washington (DC), 419p.

KOOIMAN, J.; BAVINCK, M. 2005. The governance perspective. In.: Kooiman et al. (Eds.) Fish for life, Iterative Governance for fisheries. Amsterdam, Amsterdam University Press, PP 11-22.

LIG-IGc-USP (Laboratório de Informática Geológica, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo),. 1998). Mapa geológico. In: Banco de dados espaciais da Bacia do Alto Tietê. Projeto FEHIDRO: 033/98 (ftp://lig.igc.usp.br/ProjetoTiete).

LLAMAS, R & CUSTODIO, E., 2003. Intensive of groundwater: challenges and opportunities. Balkema Publ. Lisse.

LOPEZ-GUNN, L. & CORTINA, L., 2006. Is self-regulation a myth? Case study on Spanish groundwater user associations and the role of higher-level authorities.

Hydrog. Journal 36(10):86-97

MARSHALL, G., 2008. Nesting, subsidiarity and community-based environmental governance beyond the local level. *Int J Commons* 2(1):75–97.

MUKHERJI, A. & SHAH T., 2005. Groundwater socio-ecology and governance: a review of institutions and policies in selected countries. *Hydrogeol J* 13:328–345

OSTROM, E., 2005. *Understanding Institutional Diversity*, Princeton University Press, Princeton, NJ. ISBN 0-691-12238-5 xv, 355 pp.

OSTROM, E., 2002. Reformulating the commons. In: *Ambiente e Sociedade*. Campinas, ano V, n°. 10.

OSTROM, E., 2000. Reformulating the commons, *Swiss Political. Sci Rev (Singap)* 6(1):29–52

OSTROM, E., 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. New York: Cambridge University Press.

OLSON, M. 1965. *Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups*. Harvard University Press, 1a. ed. 1965, 2a. ed. 1971.

OSTROM, E., J. BURGER, C. B. FIELD, R. B. NORGAARD, AND D. POLICANSKY., 1999. Revisiting the commons: local lessons, global challenges. *Science* 284:278-282.

PAHL-WOSTL, C., 2007. Requirements for adaptive water management. In: Pahl-Wostl C, Kabat P, Moltgen J (eds) *Adaptive and integrated water management: coping with complexity and consistency*. Berlin, Springer.

PORTO, M. F. A.; LOBATO, F., 2004a. Mechanisms of Water Management: Command & Control and Social Mechanisms. *REGA. Revista de Gestão de Águas*

da América Latina, v. 2, n.2, p. 113-129.

PORTO, M. F. A.; LOBATO, F., 2004b. Mechanisms of Water Management: Economics Instruments and Voluntary Adherence Mechanisms. REGA. Revista de Gestão de Águas da América Latina, v. 1, n.2, p. 132-146,.

PEREIRA, A. R., 2005. Simplificando o balanço hídrico de Thornthwaite-Mather. Bragantia, 64 (2):311-313.

RATHORE, M & MATHUR, R., 1999. Local strategies for water management and conservation: a study of the Shekhawati Basin, Rajashtan. In Moech, M; Caspari, E, Dixit, A (ed). Rethinking the mosaic : investigations into local water management, Kathmandu: Nepal Water Conservation Foundation.

REBOUÇAS, A. C. (org.) *et al.* 2003. Águas doces no Brasil. Escrituras Editora, São Paulo.

REBOUÇAS, A., 1992. Condições de Uso e Proteção das Águas Subterrâneas. In: ABAS, ABGE, SBG/SP, Sem. Probl. Geológ. Geotécnicos na Região Metropolitana de São Paulo. Atas,. p.77-88.

ROCHA, G. A.; GONÇALVES, V. G.; REBOUÇAS, A.; BARRETO, L. M. B,. 1989. Hidrogeologia da Bacia de São Paulo. In: IGc/USP e SBG/SP, Workshop Geologia da Bacia de São Paulo. Atas, p.44–49.

ROSS, A; DOVERS, S., 2008. Very hard yards: environmental policy integration in Australia. Aust J Public Adm 67(3):245–260. doi:10.1111/j.1467-8500.2008.00585.x.

ROSS, A; MARTÍNEZ-SANTOS, P., 2009. The challenge of groundwater management: case studies from Spain and Australia. Regional Environmental Change, DOI 10.1007/s10113-009-0086-8.

Sabesp/Cepas/IGc-USP. 1994,. Diagnóstico Hidrogeológico da Região Metropolitana

de São Paulo. Diagnóstico Final. Convênio SABESP/CEPAS-IG/USP. São Paulo. 115 p.

SANDOVAL, S., 2004. A participatory approach to integrated aquifer management: The case of Guanajuato State, Mexico. *Hydrogeology Journal* 12:6–13

SEADE (Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados),. 2012. Disponível em <<http://www.seade.gov.br/produtos/spp/>> , Acessado em 15 de fevereiro de 2012.

SHAH, T., 1993. Groundwater markets and irrigation development: political, economy and practical policy. Bombay, Oxford University Press.

SHAH, T., 2000. Mobilization social energy against environmental challenge: understanding the groundwater recharge movement in Western India. *Natural Resource Forum*.

SIGRH (Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo),. 2012. Banco de Dados Pluviométricos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.SIGRH, Série histórica.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/plu?qwe=qwe>. Acessado em 04/01/2012.

SMITH, Z., 2003. Groundwater collective management systems: the United States experience. In Chapter 13. Llamas, R & Custodio, E. 2003. *Intensive of groundwater: challenges and opportunities*. Balkema Publ. Lisse. p.59-91

SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento). 2012,. Diagnósticos - Água e Esgoto (Informações e Indicadores). Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=6>>. Acesso em: 16 de janeiro de 2012.

SOUSA JÚNIOR, W. C, 2006. Agenda 21 e a gestão das águas: integração de políticas públicas. In: Kuester, A. (org.) *Agenda 21 local e gestão das águas*. Fortaleza: Fundação Konrad Adenauer.

THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R., 1948. The Water Balance. Publications. In: Climatology. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 104P.

TUINHOF, A; DUMARS, C; FOSTER, S; KEMPER, K; GARDUÑO, H; NANNI, M. 2006. Groundwater resource management: an introduction to its scope and practice. GWMATE – World Bank Briefing Notes 1. Washington (DC), 4pp.

UNITED NATION. 2006. Water: a shared responsibility. The UN World Water Development Report 2. UNESCO. Paris, 584pp.

VAN STEENBERGEN, F. & SHAH, T., 2003. Rules rather than rights: self-regulation in intensively used groundwater systems. Chapter 12. Llamas, R & Custodio, E. 2003. Intensive of groundwater: challenges and opportunities. Balkema Publ. Lisse. p.59-91.

VIVIANI-LIMA, J; HIRATA, R; ARAVENA, R., 2007. Estimation of groundwater recharge in the Metropolitan Área of São Paulo, Brazil. IAH International Congress. Lisbon.

WARNER, J. 2005. Multi-Stakeholder Platforms: integrating society in water resource management?. In: Ambiente e Sociedade , vol.VIII/2. São Paulo: Annablume.

WESTER, P.; RICARDO SANDOVAL, R.; HOOGESTEGER, J., 2011. Assessment of the development of aquifer management councils (COTAS) for sustainable groundwater management in Guanajuato, Mexico. Hydrogeology Journal 19: 889–899.

YOUNG, O., 2002. The institutional dimensions of environmental change: fit, interplay and scale. MIT press, Cambridge.