



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA

ZOLTAN ROMERO CAVALCANTE RODRIGUES

**APLICAÇÃO DE MODELOS ANALÍTICOS PARA
OUTORGA E GESTÃO INTEGRADA DOS RECURSOS
HÍDRICOS NA BACIA DO RIO GRANDE**

Salvador/BA
2013

ZOLTAN ROMERO CAVALCANTE RODRIGUES

**APLICAÇÃO DE MODELOS ANALÍTICOS PARA
OUTORGA E GESTÃO INTEGRADA DOS RECURSOS
HÍDRICOS NA BACIA DO RIO GRANDE**

Dissertação de Mestrado apresentada à Câmara de Ensino de Pesquisa e de Pós-Graduação, da Universidade Federal da Bahia, do Curso de Pós-Graduação em Geologia, área de concentração em Geologia Ambiental, Hidrogeologia e Recursos Hídricos, submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências – Geologia.

Orientador: Prof. Dr. Luíz Rogério Bastos Leal
Co-orientador: Prof. Dra. Iracema Reimão Silva

Salvador/BA
2013

R696 Rodrigues, Zoltan Romero Cavalcante
“Aplicação de modelos analíticos para outorga e gestão integrada dos recursos hídricos na bacia do rio Grande Bahia” / Zoltan Romero Cavalcante Rodrigues. - Salvador, 2013.
98 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Rogério Bastos Leal.
Co-Orientadora: Profa. Dra. Iracema Reimão Silva.
Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós - Graduação em Geologia da Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, 2013.

1. Hidrogeologia – Modelos matemáticos. 2. Recursos hídricos – Desenvolvimento – Aspectos ambientais. 3. Águas subterrâneas. 4. Poços.
I. Leal, Luiz Rogério. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Geociências.
III. Título.

CDU: 556.18 (813.8)

Elaborada pela Biblioteca do Instituto de Geociências da UFBA.

ZOLTAN ROMERO CAVALCANTE RODRIGUES

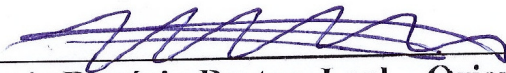
Geólogo (Universidade Federal da Bahia – 1996)

Aplicação de modelos analíticos para outorga e gestão integrada dos recursos hídricos na bacia do rio Grande

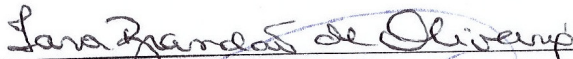
Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de mestre na Pós-Graduação, em Geologia da Universidade Federal da Bahia, na área de Concentração em Geologia Ambiental, Hidrogeologia e Recursos Hídricos.

APROVADA EM:22/04/2013

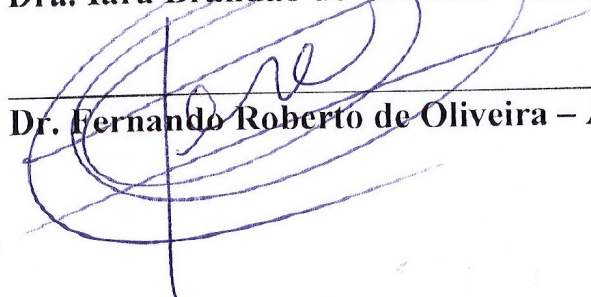
BANCA EXAMINADORA:



Dr. Luiz Rogério Bastos Leal – Orientador – UFBA



Dra. Iara Brandão de Oliveira – Escola Politécnica/UFBA



Dr. Fernando Roberto de Oliveira – Agência Nacional de Águas

*Este trabalho é dedicado a Lenicleide,
Sophia e Arthur.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente a Deus que me deu forças para superar as dificuldades no decorrer dessa jornada de aprendizado.

A Lenicleide, Sophia e Arthur pelo apoio e presença constante.

Aos professores Doutores Luiz Rogério Bastos Leal e Iracema Reimão, pelas orientações, discussões e sugestões que tanto contribuíram para aperfeiçoar este trabalho.

Agradecimentos especiais para Paulo Henrique Prates Maia pelo grande incentivo na execução dos trabalhos e, principalmente na leitura e revisão dos textos.

Aos colegas Ferraro e Kitty Tavares que me incentivaram e apoiaram em momentos críticos.

Ao corpo docente da UFBA que contribuiu para ampliar nosso conhecimentos sobre o tema e ofereceu condições para realizar a pesquisa.

E por fim à Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia – SEMA, que facilitou a participação do técnico quando se fez necessário.

“Nada pode deter uma idéia cujo tempo chegou.”

Victor Hugo

RESUMO

Este trabalho abordou a conectividade entre águas subterrâneas e superficiais, na área de influência do Sistema Aquífero Urucuia, bacia do rio Grande, sub-bacias do rio de Janeiro e das Fêmeas, na região oeste da Bahia, bem como a aplicação de modelos analíticos para avaliar o impacto que o bombeamento a partir de poços tubulares profundos tem sobre os rios.

Ao considerar que os rios da região são mantidos perenes pelo aquífero, foram estimados os impactos potenciais da extração de águas subterrâneas sobre os mananciais superficiais, com base nos diversos estudos realizados na região.

A motivação para este estudo decorreu de que as relações entre aquíferos e rios continuam a ser mal entendidas, na gestão de recursos hídricos de praticamente todas as bacias hidrográficas do mundo e, ainda assim, são fundamentais para a efetiva gestão dos recursos hídricos. De fato, a extração de águas de aquíferos, com conexões hidráulicas com os rios, pode reduzir significativamente as vazões do escoamento superficial, com implicações para as políticas de gestão de recursos hídricos em geral e para a outorga de água em particular. Destas implicações, destacamos o risco potencial de conflitos entre os diversos usuários de recursos hídricos, possíveis problemas para o ecossistema, para a segurança social e econômica, além de atritos entre as diversas políticas públicas.

Este trabalho demonstrou que para atender aos pressupostos de uma gestão integrada dos recursos hídricos, um modelo analítico pode perfeitamente atender aos problemas envolvidos, dando respostas rápidas e eficazes. Isto permite aperfeiçoar as metodologias para outorga de águas superficiais e subterrâneas, para quantificar os impactos do bombeamento dos poços na vazão dos rios e possibilitar aos gestores dos recursos hídricos, a avaliação das opções de alocação de água desses mananciais.

Apesar da modelagem que utiliza métodos analíticos apresentar algumas limitações, incluindo os decorrentes da falta de informação sobre a recarga, esta oferece muitas vantagens adicionais, incluindo a melhor compreensão dos problemas envolvidos na gestão entre usuários, gestores e sociedade civil. Possibilita avaliar os impactos da extração de água subterrânea sobre os mananciais superficiais e cria condições para estabelecer uma estratégia de gestão preventiva, conservacionista, para minimizar as possibilidades de conflitos futuros ou mesmo de danos ambientais.

Em particular, esta abordagem estratégica possibilita a avaliação integrada das opções de outorga de água em que, aspectos hidrológicos, ecológicos e socioeconômicos podem ser combinados. Além disso, os dados podem ser trabalhados em resposta às exigências da política de recursos hídricos em paralelo às demandas de outras políticas públicas.

Por fim os resultados da pesquisa apontam para uma forma sustentável de gerenciar os impactos da extração de água subterrânea em regiões onde os mananciais superficiais e subterrâneos, encontram-se conectados.

ABSTRACT

This work addressed the connectivity between groundwater and surface water in the area of influence of the Aquifer System Urucuia, Grande River basin, sub-basin of Rio de Janeiro and females, in western Bahia, and the application of analytical models to assess the impact that pumping from deep wells has on the rivers.

When considering that the rivers of the region are maintained by perennial aquifer were estimated potential impacts of groundwater extraction on surface water sources, based on several studies in the region.

The motivation for this study was held that the relationship between aquifers and rivers remain poorly understood, in the management of water resources in almost all river basins in the world and yet are fundamental to the effective management of water resources. In fact, the extraction of water from aquifers with hydraulic connections with the rivers can significantly reduce the flow of runoff, with implications for the policies of water resources management in general and for the granting of water in particular. These implications, we highlight the potential for conflicts between different water users, potential problems for the ecosystem, for social and economic security, as well as friction between the various public policies.

This study showed that to meet the assumptions of an integrated management of water resources, an analytical model can perfectly meet the problems involved, giving rapid and effective responses. This allows enhancing methodologies for grant of surface and groundwater, to quantify the impacts of well pumping on river flows and enable managers of water resources, assessment of water allocation options in these watersheds.

Although modeling using analytical methods present some limitations, including those arising from lack of information on recharging, this offers many additional advantages, including better understanding of the problems involved in the management between users, managers and civil society. Possible to evaluate the impacts of groundwater extraction on surface water sources and creates conditions to establish a strategy for managing preventive conservation to minimize the chances of future conflicts or environmental damage.

In particular, this strategic approach enables integrated assessment of options granted in that water, hydrologic, ecological and socioeconomic factors may be combined. In addition, data can be worked out in response to the demands of resource policy in parallel to the demands of other public policies.

Finally the results of the research point to a sustainable way of managing the impacts of groundwater extraction in regions where surface and underground springs, are connected.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Localização da área da pesquisa, na bacia do rio Grande	6
Figura 3.1 – Rio Influyente (Adaptado de Winter, 1998)	9
Figura 3.2 – Rio Efluente (Adaptado de Winter, 1998)	9
Figura 3.3 – Em um sistema natural a recarga do aquífero é aproximadamente igual à descarga para os rios (Adaptado de Winter, 1988)	10
Figura 3.4 – Redução da descarga natural (vazão de base dos rios), resultante do bombeamento de água subterrânea (Adaptado de Winter, 1988)	11
Figura 3.5 – Bombeamento de Água Subterrânea Induzindo a Recarga do Aquífero em Detrimento da Vazão dos Rios (Recarga Induzida), (Adaptado de Winter, 1988)	12
Figura 3.6 – Modelo Conceitual do Sistema Aquífero Urucuia, com as Duas Unidades Aquíferas Sobrepostas (Adaptado de Rodrigues et al, 2009)	14
Figura 3.7 – Comportamento do aquífero ao longo de um ano de monitoramento em um piezômetro de 80 metros de profundidade, com filtros apenas no aquífero Serra das Araras, com as subidas de nível resultantes das chuvas	15
Figura 3.8 – Comportamento do aquífero de dezembro de 2005 a novembro de 2006 em um piezômetro de 200 metros de profundidade, com filtros apenas no Aquífero Posse, com as subidas de nível resultantes das chuvas	16
Figura 3.9 – Percentual de redução da vazão do rio com retirada de água subterrânea na bacia do rio Grande. Condições simuladas no modelo MGB-IPH para um bombeamento de 108 m ³ /s (Adaptado de Corbo et al, 2005)	17
Figura 5.1 – Exemplo de Modelo Físico Adaptado de http://www.wvca.us/ education/groundwater model	25
Figura 5.2 – Correlação entre os valores monitorados e os modelos de Theis e Hunt, (Adaptado de Garey, 2009)	32
Figura 5.3 – Representação esquemática do Modelo de Theis, (Adaptado de Winter, 1995)	33
Figura 5.4 – Representação Esquemática do Modelo de Hantush, Adaptado de Winter (1995)	36
Figura 5.5 – Representação Esquemática dos Modelos de Hantush (1965) e Hunt (1999)	39
Figura 5.6 – Modelo esquemático de Hunt (2003a), com duas unidades aquíferas sobrepostas, conectadas à drenagem superficial	40
Figura 5.7 – Gráfico geral do raio de influência de um poço em bombeamento versus tempo	50

para distintos coeficientes de armazenamento

Figura 5.8 – Área de Modelagem na Fazenda Campo Aberto e seus poços produtores	45
Figura 5.9 – Representação esquemática do modelo rio-aquífero-poço adaptado de Schuster <i>et al.</i> 2010	48
Figura 6.1 – Exemplo das Macros Utilizadas no Visual Basic for Applications	52
Figura 6.2 – Inserção dos Dados da Planilha Para Cálculo da Interferência Poço/Rio	53
Figura 6.3 – Resposta Gráfica da Planilha no Cálculo da Interferência Poço/Rio (Depleção x Tempo)	53

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 3.1 – Parâmetros hidrodinâmicos ajustados dos aquíferos Serra das Araras e Posse.	14
Quadro 4.1 – Vazões máximas outorgáveis.	21
Quadro 6.1 – Depleção gerada em um rio por um poço de bombeamento, operando 24 h/dia e 365 dias/ano.	55
Quadro 6.2 – Depleção gerada em um rio por um poço de bombeamento, operando 18 h/dia e 365 dias/ano pelo método de Glover.	56
Quadro 6.3 – Depleção gerada em um rio por um poço de bombeamento, operando 18 h/dia e 180 dias/ano pelo método de Glover.	56
Quadro 6.4 – Depleção gerada em um rio por um poço de bombeamento a partir do método de Hunt (2003), operando nos regimes de: 24 h/dia e 365 dias/ano; 18h/dia e 365 dias/ano e; 18h/dia e 180 dias/ano.	58
Quadro 7.1 – Volumes Outorgados Pelo INGÁ Até Junho de 2010 no Aquífero Urucuia.	61
Quadro 7.2 – Cenários de Exploração do Aquífero com o Modelo de Theis.	61
Quadro 7.3 – Cenários de Exploração do Aquífero com o Modelo de Hunt (1999).	62

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
EPÍGRAFE	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE QUADROS	viii
SUMÁRIO	ix
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 OBJETIVOS	2
1.2 JUSTIFICATIVAS	3
2 ÁREA DE ESTUDO	5
2.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA	5
2.2 ARCABOUÇO GEOLÓGICO	7
2.3 SISTEMA AQUÍFERO URUCUIA	7
3 INTERAÇÃO ENTRE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS E CARACTERÍSTICAS HIDRODINÂMICAS DO AQUÍFERO NA ÁREA DE ESTUDO	9
3.1 IMPACTOS DA INTERFERÊNCIA DE POÇOS NOS RIOS	10
3.2 INTERFERÊNCIA ENTRE OS RIOS E O AQUÍFERO NA BACIA DOS RIOS DE JANEIRO E DAS FÊMEAS	13
4 OUTORGA DE ÁGUA	18
4.1 ASPECTOS LEGAIS	19
4.2 USOS SUJEITOS A OUTORGA	19
4.3 CRITÉRIOS PARA CONCESSÃO DE OUTORGA DE RECURSOS HÍDRICOS	20
4.4 CRITÉRIOS PARA CONCESSÃO DE OUTORGA INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS – EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL	22
4.5 CRITÉRIOS PARA CONCESSÃO DE OUTORGA INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS NA BAHIA – AQUÍFERO URUCUIA	22

5 QUANTIFICAÇÃO DA INTERFERÊNCIA POÇO/RIO – MODELAGEM	24
5.1 MODELOS CONCEITUAIS	24
5.2 MODELOS FÍSICOS	25
5.3 MODELOS MATEMÁTICOS	26
5.4 HISTÓRICO DOS MODELOS ANALÍTICOS E SUAS APLICAÇÕES	28
5.5 MODELAGENS NUMÉRICAS REALIZADAS NA ÁREA ESTUDADA	42
6 APLICAÇÃO DOS MODELOS ANALÍTICOS PARA A ÁREA ESTUDADA	50
6.1 ESCOLHA DO MODELO	
6.2 UTILIZAÇÃO DOS MODELOS ANALÍTICOS EM PLANILHAS ELETRÔNICAS	51
6.3 DADOS PARA APLICAÇÃO DOS MODELOS ANALÍTICOS	54
6.4 UTILIZAÇÃO E RESULTADO DOS MODELOS ANALÍTICOS	54
6.5 DISCUSSÕES	58
7 APLICAÇÃO DE MODELOS ANALÍTICOS NO AQUÍFERO URUCUIA PARA UMA REVISÃO TEÓRICA	60
7.1 IMPACTOS DAS TAXAS HISTÓRICAS E FUTURAS DE EXTRAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	60
8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	64
8.1 RECOMENDAÇÕES PARA A GESTÃO DE INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEOS	64
8.2 RECOMENDAÇÃO PARA REDEFINAÇÃO DE TERMOS TÉCNICOS	66
8.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
ANEXOS	

1 INTRODUÇÃO

A conectividade entre as águas dos mananciais superficiais e subterrâneos são conhecidas desde o século XIX. Em 1877 Boussinesq, publicou o primeiro trabalho sobre o tema (DEWANDEL *et al.* 2003). Entretanto, até a segunda década do século XXI, os atores envolvidos com a gestão dos recursos hídricos não conduziram este conhecimento para a realidade prática, salvo algumas raras exceções (ABAS, 2011).

Hidrólogos e hidrogeólogos sabem que as águas superficiais e subterrâneas são normalmente interligadas e seus recursos são intercambiáveis. No entanto, para a maioria dos envolvidos a nível técnico, este entendimento não foi traduzido em uma realidade prática.

No Brasil, a maior parte dos estudos hidrológicos e hidrogeológicos, planos de bacia e de recursos hídricos e as diversas ações de gestão dos recursos hídricos, ainda tratam os aquíferos e rios como entidades separadas e independentes, embora uma parte da legislação considere a mesma, essencial à gestão dos recursos hídricos (CNRH, 2001). Grande parte dos estudos e pesquisas científicas voltadas para a hidrologia, hidrogeologia, planos de bacia, planos diretores e outros trabalhos, tratam os aquíferos e os rios, como entidades separadas e independentes.

Do ponto de vista da gestão não é diferente, os sistemas aquíferos e rios são muitas vezes interpretados e geridos como se cada um deles fosse um componente independente do ciclo hidrológico, ainda que estes sistemas comumente interajam com ampla gama de configurações geológicas, topográficas e climáticas (SOPHOCLEOUS, 2002).

A gestão separada de ambos os recursos pode induzir a uma superestimação das disponibilidades hídricas das bacias, pois se a água subterrânea, que mantém o fluxo de base dos rios, em alguns casos, é considerada mais de uma vez, o que pode levar à duplicação das disponibilidades. Esta contabilidade superavitária reduz a segurança das reservas para os usuários de água, bem como reduz o fluxo superficial e em casos extremos, pode até mesmo, secar os rios.

A exploração sustentada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos requer a avaliação, em termos volumétricos, do impacto da exploração de água subterrânea sobre as disponibilidades hídricas superficiais, abatendo estes valores nos cálculos dos volumes ainda disponíveis, previamente à concessão de novas outorgas para utilização de água superficial e subterrânea.

Uma solução indicada para este problema é a utilização de modelos analíticos que possibilitem uma gestão integrada com os ainda incipientes conhecimentos disponíveis sobre os aquíferos no Brasil em geral e no Estado da Bahia, em particular.

Modelos analíticos nada mais são do que equações matemáticas, ratificadas por pesquisadores, profissionais e cientistas da área onde são aplicados. No caso específico da hidrogeologia, estas equações visam quantificar o fluxo das águas subterrâneas e suas relações com os mananciais superficiais. São instrumentos práticos para determinação dos volumes de água que podem ser alocados por meio de poços tubulares dos mananciais superficiais próximos, demandando

relativamente poucas informações sobre a região. Estes modelos produzem resultados satisfatórios a custos relativamente baixos, com a vantagem adicional de possibilitar uma grande flexibilidade no tipo de gestão requerida, mais restritiva ou menos restritiva. (JENKINS, 1970).

Dada a sua simplicidade, os modelos podem ser aplicados por meio de planilhas eletrônicas como o EXCEL (Microsoft), CALC (LibreOffice) ou com aplicativos que rodam em um banco de dados, inclusive via web, conforme será demonstrado neste trabalho.

A pesquisa pretende demonstrar a praticidade de uso de alguns modelos analíticos, para a gestão integrada de recursos hídricos, em comparação com o MODFLOW, modelo padrão da modelagem internacional. A avaliação das relações entre as águas superficiais e subterrâneas realizada nas bacias dos rios de Janeiro, do Cachorro e das Fêmeas, considerando seus rebatimentos na gestão desses mananciais. Serão estabelecidos os modelos analíticos mais adequados à realidade local e as melhorias nos cálculos de disponibilidade e no balanço, que irá proporcionar uma gestão integrada, de fato, das águas superficiais e subterrâneas.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

O principal objetivo desta dissertação é pesquisar um modelo analítico simples para quantificar os volumes retirados dos rios por poços, em virtude da conectividade hidráulica entre as águas superficiais e subterrâneas, com a finalidade de gerenciar as águas de forma integrada, evitando conflitos e maximizando o potencial para o desenvolvimento sustentável da região.

1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos que compõem esta pesquisa são os seguintes:

- 1) Revisar os procedimentos atuais de gestão de recursos hídricos, baseado quase exclusivamente na vazão de referência dos rios, praticamente ignorando suas conexões com os aquíferos;
- 2) Descrever os modelos analíticos para subsidiar a outorga de água superficial e subterrânea, com base nos estudos geológicos, hidrológicos e hidrogeológicos e comparar os resultados obtidos na aplicação do modelo MODFLOW;
- 3) Estabelecer critérios para a outorga das águas subterrâneas com base nos modelos analíticos, na bacia do rio Grande, sub-bacias dos rios das Fêmeas e de Janeiro no Oeste baiano;
- 4) Apresentar planilhas capazes de realizar os cálculos necessários para aplicação prática dos modelos selecionados.

1.2 JUSTIFICATIVAS

A interação entre águas superficiais e subterrâneas ainda não se tornou uma realidade na gestão dos recursos hídricos, muito menos para os responsáveis pelo planejamento público ou para os investidores privados. De fato, existe uma compartimentação dos estudos e pesquisas, na qual os hidrólogos só estudam e avaliam as águas superficiais e, os hidrogeólogos, somente as águas subterrâneas. Dificilmente os estudos são integrados como são os mananciais superficiais e subterrâneos.

Entretanto, estudos e pesquisas realizados desde o final do século XIX reconhecem as interações entre águas superficiais e subterrâneas. Isto é válido primeiramente para pesquisas realizadas por hidrólogos, estudando recursos hídricos superficiais (BOUSSINESQ, 1877 e MAILLET, 1905 *apud* DEWANDEL *et al.* 2002), referindo-se à influência dos aquíferos como responsáveis pelo escoamento de base.

Além disso, hidrogeólogos, já na primeira metade do século XX, também demonstraram que os mananciais subterrâneos, além de contribuírem para o fluxo de base dos rios, também poderiam ser recarregados pelos mesmos. Estes estudos resultaram nos primeiros modelos analíticos para o cálculo do impacto da extração de água subterrânea na vazão dos rios (THEIS, 1941 e BOULTON, 1942).

Contudo, na maioria dos casos, os envolvidos na parte técnica, teórica e prática, bem como os de nível administrativo, não costumam levar este entendimento a uma realidade prática, apesar desta ser uma área do conhecimento em constante evolução há mais de 100 anos.

Esta pesquisa aborda o tema de conectividade das águas superficiais e subterrâneas e seus rebatimentos para a gestão dos recursos hídricos na região oeste do Estado da Bahia, área de ocorrência do Grupo Urucuia, utilizando modelos analíticos.

É importante citar que os mananciais superficiais, como rios, lagos, açudes e áreas úmidas, possuem diferentes graus de conexão com os aquíferos (WINTER, 1999). Nestas condições a utilização ou a alteração da qualidade de um destes mananciais pode ter impacto, direto ou indireto sobre o outro.

Os estudos realizados por diversas instituições de pesquisa costumam em virtude das diferentes escalas temporais envolvidas, dos objetivos e recursos restritos, além de competências jurídicas e institucionais distintas, tratar em separado estes mananciais. As consequências da gestão separada destes mananciais estão se tornando cada vez mais evidentes, principalmente em função dos impactos negativos da extração das águas subterrâneas sobre os mananciais superficiais, gerando prejuízos econômicos para os usuários e graves conflitos. Vários casos deste tipo já estão documentados na literatura científica (SOPHOCLEOUS, 2000; SOPHOCLEOUS & PERKINS, 2000; CHEN *et al.* 2003).

Em tempos de abundância de água, para atender pequenas demandas dos usuários, esta prática não implica em problemas graves de gestão. Porém, nas últimas décadas, a pressão econômica

aumentou significativamente as demandas na região Oeste da Bahia e alguns rios já apresentam com 100% de sua disponibilidade hídrica, outorgável, comprometida. Um exemplo é a bacia do rio das Fêmeas, onde nenhuma nova outorga de água superficial pode ser concedida, a menos que uma existente seja cancelada.

Como novas demandas estão sempre chegando ao órgão gestor, pois todas as atividades humanas demandam água, as novas outorgas só poderão ser concedidas para poços tubulares. Nestas condições, um modelo para o cálculo das interferências com foco na gestão integrada dos mananciais torna-se essencial.

Vale ressaltar que no Oeste baiano, vários estudos (SCHUSTER *et al.* 2002; BAHIA, 2003; CPRM & UFBA, 2008; SCHUSTER *et al.* 2010; entre outros) já comprovaram a conexão direta entre as águas superficiais e subterrâneas, indicando que a vazão dos rios na região é mantida por exsudações do aquífero. Esta situação poderá resultar, futuramente, em sérios problemas para a gestão de ambiental, de recursos hídricos e para a economia local.

Estes riscos tendem a aumentar, pois as pressões de demandas sobre os rios e águas subterrâneas são crescentes, em virtude da ampliação contínua das áreas irrigadas no Oeste baiano e as perspectivas são que estas demandas aumentem muito após a implantação da ferrovia Leste-Oeste e do Porto Sul, que irão melhorar a logística para o agronegócio de forma bastante significativa.

A bacia hidrográfica do rio Grande, especificamente nas sub-bacias dos rios das Fêmeas e do rio de Janeiro, foi escolhida como área piloto para esta dissertação por várias razões. Em primeiro lugar a área tem vários estudos prévios, particularmente com modelagem numérica, que permite uma confrontação dos resultados com aqueles obtidos na aplicação dos modelos analíticos. Além disso, trata-se de área onde muitos mananciais superficiais foram outorgados até o limite máximo legal e os novos empreendimentos estão se voltando para as águas subterrâneas, com a implantação de baterias de poços que em alguns casos, retiram mais de 50.000 m³/dia, a exemplo da Faz. Campo Aberto, com oito poços de produção, com vazão de 500 m³/h, cada um. Por último, os estudos existentes na região indicam forte conexão entre os rios e o aquífero.

Algumas das questões que devem ser respondidas no contexto desta dissertação:

- Qual o impacto volumétrico da extração de água subterrânea na vazão dos rios?
- Como se dá este impacto?
- Existe risco de conflito entre usuários de água superficial e subterrânea?
- Como os modelos de gestão de água atualmente utilizados podem ser melhorados?

2 ÁREA DE ESTUDO

2.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA

A bacia do rio Grande, especificamente na área de suas sub-bacias das Fêmeas, Cachorros e Janeiro, foi escolhida para a pesquisa por possuir mais estudos e pesquisas sobre o aquífero Urucuia. A área está localizada entre os paralelos 11° 52' 14'' S e 12° 45' 25'' S e os meridianos 44° 53' 36'' W e 46° 29' 12'' W, no extremo oeste da Bahia (**Figura 2.1**).

A bacia do rio Grande situa-se no Chapadão dos Gerais, que ocupa uma área de aproximadamente 70.000 km² no Estado da Bahia. Este chapadão é caracterizado por relevos planos suavemente inclinados para leste, com altitudes variando entre 500 e 900 m, com os trechos mais elevados situados na sua borda ocidental. Nesse extenso altiplano estão localizados os principais divisores de águas superficiais e subterrâneas, entre as bacias dos rios São Francisco e Tocantins.

A vegetação dominante é a de campos cerrados, caracterizada por árvores de pequeno porte isoladas ou esparsamente agrupadas sobre um tapete quase contínuo de gramíneas e arbustos lenhosos, cuja presença está ligada aos solos ali encontrados, predominantemente Latossolos (BRASIL, 1982).

O regime de precipitação compreende a faixa das isoietas entre 1.400 e 900 mm, de oeste para leste. A climatologia registra que a chuva nesta região tem início na segunda quinzena de outubro e prolonga-se até março. Neste período ocorrem 94% das chuvas anuais, com os demais meses do ano, bastante secos. (BRASIL, 1982).

A rede de drenagem é representada por rios e riachos, fortemente alimentados por exsudações de águas subterrâneas, que os mantém perenes na estação seca. Estes rios apresentam um padrão predominantemente paralelo, estruturalmente controlado, geralmente orientado de WSW para ENE (SILVA *et al.* 2001).

Neste extenso chapadão desenvolve-se um processo acelerado de agricultura mecanizada, principalmente, de soja, café, feijão, milho, algodão e culturas irrigadas, além de uma extensiva atividade pecuária. Isto tem levado a uma intensa exploração de água que tanto é captada diretamente nos cursos dos rios, quanto extraída do aquífero via poços tubulares profundos.

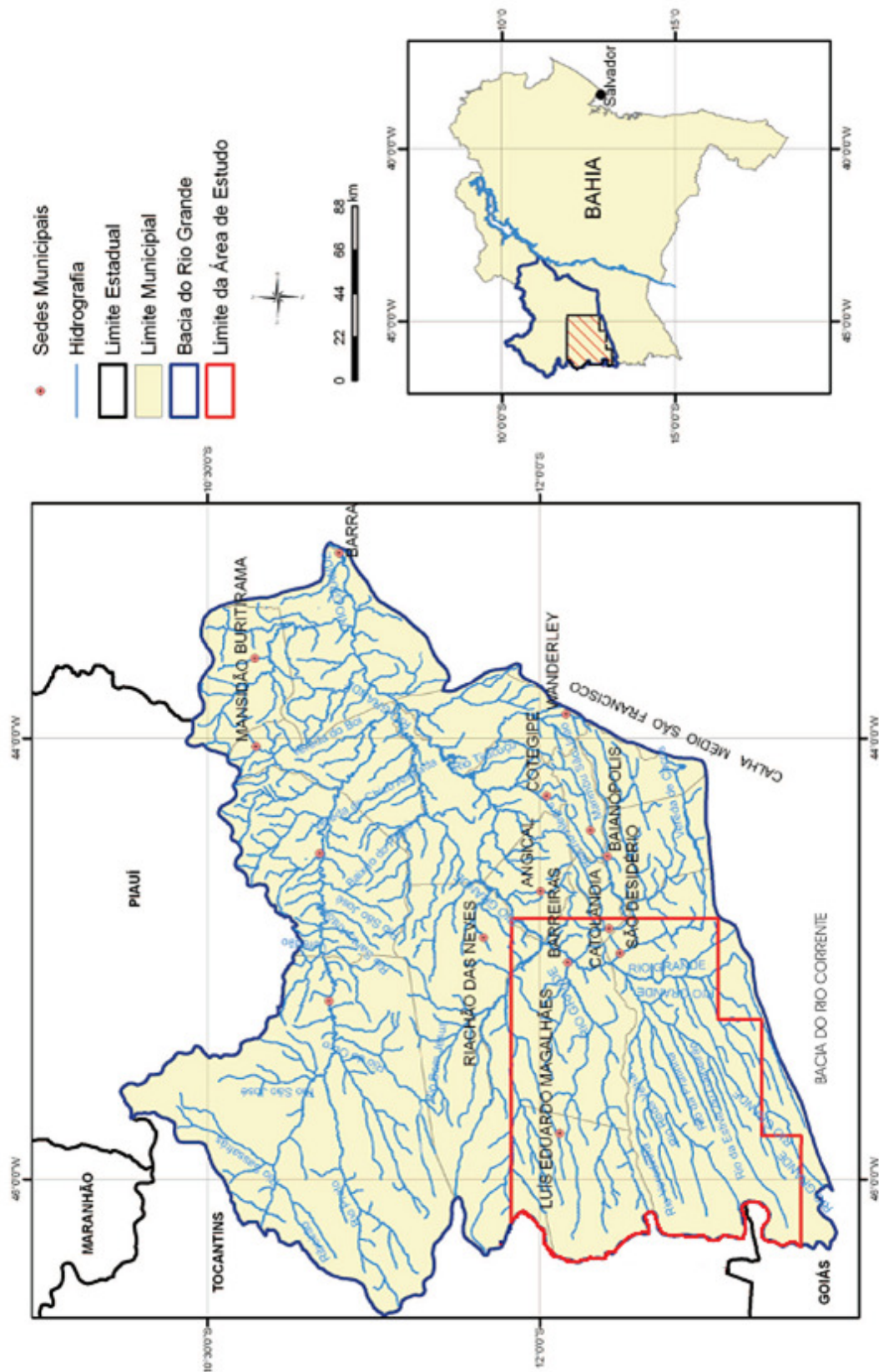


Figura 2.1 – Localização da área da pesquisa, bacia do rio Grande. Adaptado de Nascimento (2009)

2.2 ARCABOUÇO GEOLÓGICO

O termo Urucuia foi atribuído a Euzébio de Oliveira *apud* OLIVEIRA & LEONARDOS (1943), para designar os arenitos que formam o Chapadão do Urucuia, no noroeste de Minas Gerais. A mesa redonda sobre o Cretáceo de Minas Gerais, no XXV Congresso Brasileiro de Geologia em 1971, conservou esta designação com hierarquia de Formação. A unidade foi caracterizada como Grupo Urucuia, por CAMPOS & DARDENNE (1997) e será assim considerada neste trabalho.

Compõe-se de arenitos quartzosos de cores variadas, predominando castanho-avermelhado, róseo e amarelo-esbranquiçado, com granulometria fina a média. Estes arenitos são friáveis e limpos, por vezes com matriz argilosa e, localmente, cimentados com materiais silicoso e carbonático. Contém intercalações de siltitos, camadas muito argilosas e níveis conglomeráticos. Frequentemente registra-se, em diferentes profundidades, a presença de zonas silicificadas (BRASIL, 1982; GHIGNONE, 1979), que é interpretada como um ambiente fluvial com contribuição eólica, (LIMA & LEITE, 1978; FERNANDES *et al.* 1982).

De acordo com Inda & Barbosa (1978), os sedimentos Urucuia posicionam-se no Aptiano, com base na flora fóssil e nos polinormorfos *Cicatricosisporitos hallei*, *Schizea* certa e *Matonisporitos* spp. Segundo Ghignone (1979), esses sedimentos têm idade aptiano-Albiana e constituem parte de uma extensa cobertura plataformal, representando a repercussão, no interior do continente, da transgressão albo-aptiana que se seguiu à separação dos continentes Sul-Americano e Africano. Ainda segundo este autor, essa transgressão, de caráter mundial, teria provocado o aluvionamento para montante da rede fluvial do interior, em consequência da elevação do nível de base geral.

Estes arenitos se sobrepõem, em discordância erosional, à sequência pelito-carbonática do Grupo Bambuí, composta por calcários, calcários-dolomíticos, dolomitos, margas, siltitos, argilitos, arcóseos e os termos intermediários dessas litologias ou, eventualmente, sobre rochas cristalinas do embasamento gnáissico-migmatítico de idade Arqueana e/ou Proterozóico-Inferior (BARBOSA, 1982).

Grandes ruturas impostas ao substrato do Urucuia (alinhadas preferencialmente segundo N60-70E), controlaram a evolução estrutural desta formação após o Cretáceo, com movimentos de reativação ao longo dessas zonas de fraqueza, resultando em conjuntos de falhas e fraturas subverticais. Algumas dessas falhas e, as redes de fraturamento associadas, constituem lineamentos facilmente identificáveis nas fotografias aéreas da região. Geomorfologicamente, algumas paredes subverticais silicificadas, constituem feições lineares, alinhadas com as principais direções de fraturamento (MOUTINHO DA COSTA *et al.* 1976).

2.3 SISTEMA AQUÍFERO URUCUIA

O Sistema Aquífero Urucuia foi assim nomeado por Gaspar (2006), sendo constituído por um conjunto de aquíferos que ocorrem no domínio geológico do Grupo Urucuia, que recobre toda a área em estudo. Esta unidade aparentemente homogênea é composta pelas Formações Posse, na base e

Serra das Araras, no topo (CAMPOS & DARDENNE, 1997; SGARBI *et al.* 2001). A Formação Posse é essencialmente composta por arenitos depositados por processos eólicos, enquanto que a Formação Serra das Araras inclui arenitos, conglomerados e pelitos de ambientes fluviais entrelaçados que apresentam vários níveis silicificados e bastante fraturados (CAMPOS & DARDENNE, 1997).

O aquífero Urucuia é um reservatório de água importantíssimo para os estados da Bahia e Tocantins, pois mantém o fluxo de base da extensa rede de drenagem da região e é responsável por mais de 50% da vazão do rio São Francisco nos períodos de estiagem (BAHIA, 2003).

Apesar de ser uma enorme reserva hídrica, que permite a extração de água em grandes volumes, o Estado poderá ter problemas no futuro se o bombeamento dos poços impactar significativamente na vazão de base dos rios da região, cujos volumes, já estão outorgados.

3 INTERAÇÃO ENTRE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS E CARACTERÍSTICAS HIDRODINÂMICAS DO AQUÍFERO NA ÁREA DE ESTUDO

As conexões entre os sistemas aquíferos e os mananciais superficiais são pouco relatadas na maioria das bacias hidrográficas do mundo, indicativo, de que apesar de sua importância, é um tema em desenvolvimento. Para que se possa compreender sua real importância é preciso conhecer os princípios básicos que comandam essa interação.

Rios em geral interagem com as águas subterrâneas de três formas básicas: rios influentes, que fornecem água para o aquífero (**Figura 3.1**); rios efluentes, que recebem água do aquífero (**Figura 3.2**) e; uma combinação dos dois, quando parte do mesmo é influente e outra é efluente (WINTER, 1998). Exemplo deste último caso é o rio dos Cachorros na bacia do rio de Janeiro. Este rio se mostra perene nos trechos em que recebe contribuição do aquífero e intermitente, onde não.

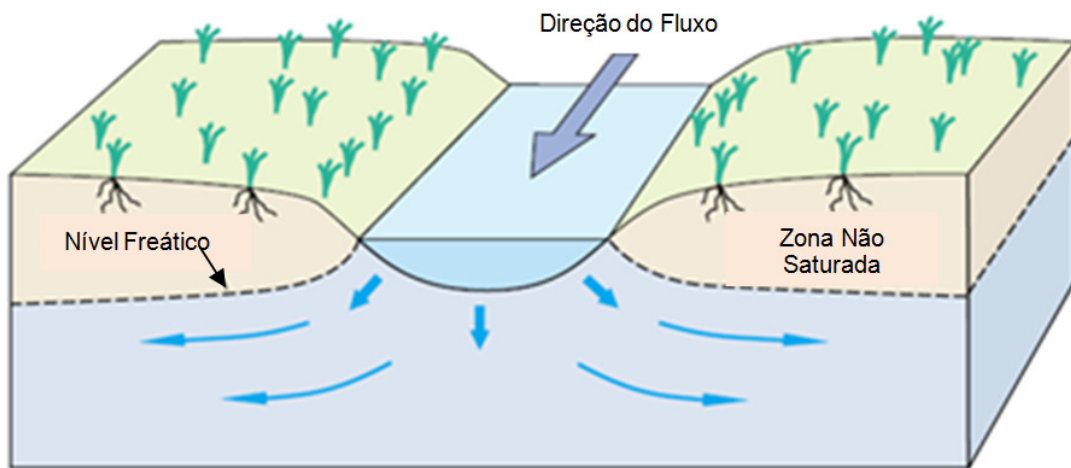


Figura 3.1 – Rio Influyente (Adaptado de Winter, 1998)

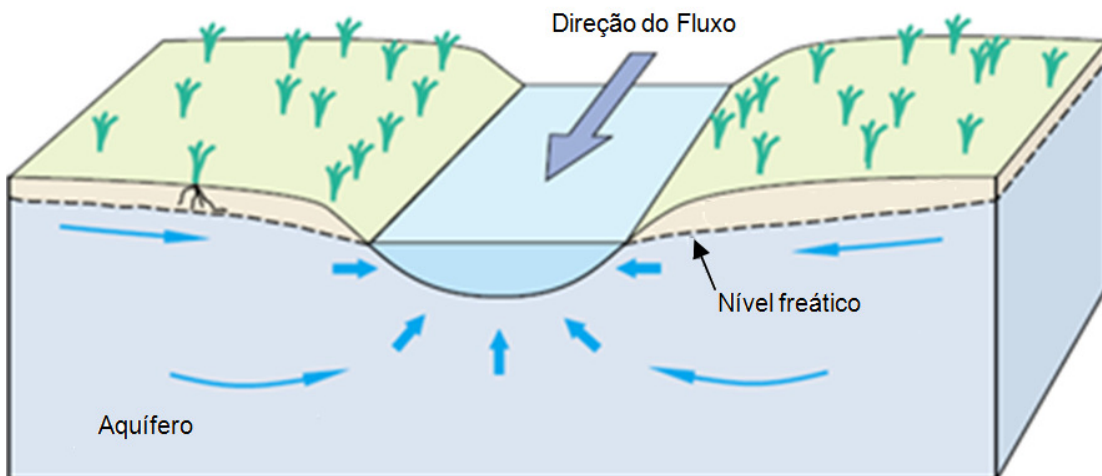


Figura 3.2 – Rio Efluente (Adaptado de Winter, 1998)

Para que um rio seja efluente, a carga hidráulica das águas subterrâneas nas proximidades deve ser superior à do rio. No rio influente, ao contrário, a carga hidráulica do mesmo, é maior do que a do aquífero subjacente. Em ambos os casos, deve existir um substrato permeável que permita a circulação de água entre os dois sistemas, que pode ser contínuo ou não.

Em casos onde a água do rio está acima do nível freático e a água infiltra para o aquífero por gravidade, o fluxo entre os dois sistemas não será uma função direta embora, o armazenamento da zona não saturada, possa manter algum grau de conectividade (BOUWER & MADDOCK, 1997).

De fato, as águas subterrâneas e superficiais interagem em uma grande variedade de escalas e ambientes. Apesar da visão comum de que a interferência entre águas superficiais e subterrâneas limita-se basicamente à conexão entre um rio e o aquífero aluvial onde o mesmo está encaixado, atualmente se sabe que a água subterrânea e a superficial interagem em uma vasta gama de ambientes. Estas interações também ocorrem nas mais diversas escalas locais e regionais e os mananciais superficiais além dos rios incluem lagos, áreas úmidas e regiões costeiras, incluindo ilhas oceânicas.

Muitos trabalhos foram elaborados para explicar os mais variados casos, a exemplo de Bencala *et al.* (1993) e Harvey & Bencala (1993), para interferências em terrenos montanhosos; Kling (1986) e Phillips & Shedlock (1993) apresentaram soluções para a interferência das águas subterrâneas com o mar em áreas costeiras; Winter (1983) determinou as interferências resultantes em lagos e áreas úmidas; enquanto para terrenos cársticos podemos citar o trabalho de Patton & Klein (1989).

3.1 IMPACTOS DA INTERFERÊNCIA DE POÇOS NOS RIOS

Sob condições naturais (pré-desenvolvimento), como as que existem antes do início da exploração de águas subterrâneas em uma região ou, quando a mesma é incipiente e os sistemas aquíferos ali existentes estão em um estado de equilíbrio dinâmico, a recarga do aquífero é aproximadamente igual à sua descarga (HEATH, 1987; SOPHOCLEOUS, 2002; WINTER, 1998), como mostrado na figura 3.3.

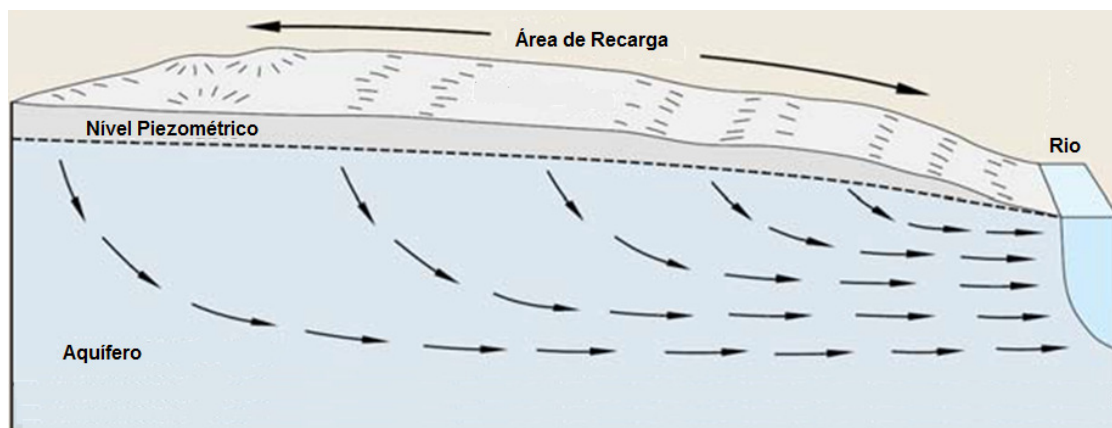


Figura 3.3 – Em um sistema natural a recarga do aquífero é aproximadamente igual à descarga para os rios (Adaptado de Winter, 1998)

Com o início de uma exploração significativa na região, com a implantação de vários poços de grande vazão, ocorre uma redução da água armazenada no aquífero e um novo estado de equilíbrio dinâmico é alcançado, com a formação de um cone de depleção ao redor dos poços de bombeamento. Entretanto, este novo estado de equilíbrio dinâmico, somente é alcançado por um aumento da recarga (recarga induzida), por uma redução da descarga, ou por uma combinação de ambos os fatores (SOPHOCLEOUS, 2002).

Em praticamente todos os casos o que ocorre, é: primeiro a redução da descarga natural do aquífero. Nesse caso, o volume de água removido do aquífero pelo bombeamento não estará mais disponível para alimentar o escoamento de base dos rios, visto que este volume de água, já foi interceptado pelos poços. Este fenômeno pode ser visualizado na figura 3.4.

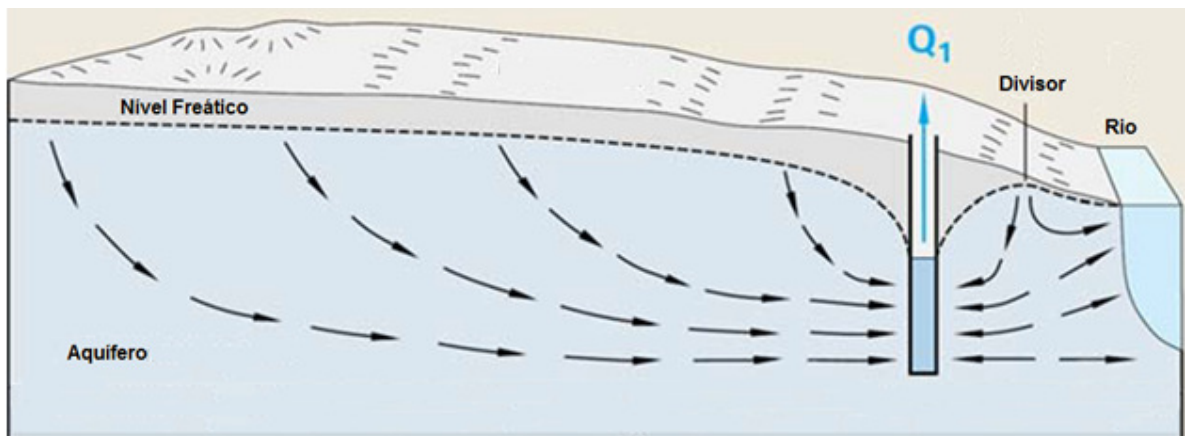


Figura 3.4 – Redução da descarga natural (vazão de base dos rios), resultante do bombeamento de água subterrânea (Adaptado de Winter, 1998)

Se o poço de bombeamento estiver localizado nas proximidades de um rio ou quando este é bombeado por um longo período tempo, observando que quando a vazão bombeada é alta o suficiente, o tempo de bombeio pode ser relativamente curto, o cone de depleção gerado pelo poço irá se expandir até o rio e induzir o fluxo da água do rio para o aquífero. Esta situação pode resultar na inversão do gradiente do fluxo de água, transformando um rio efluente em influente. Neste caso está ocorrendo o segundo problema associado à interferência entre poços e rios, que é a recarga induzida do aquífero (**Figura 3.5**). Desta forma, não apenas o fluxo de base dos rios é reduzido, mas o escoamento superficial natural é comprometido ao recarregar o aquífero durante o bombeamento do poço.

Os processos de redução da descarga e de recarga induzida reduzem volumetricamente o escoamento superficial em um sistema integrado de águas superficiais e subterrâneas.

A conexão hidráulica entre águas superficiais e subterrâneas tem como consequência a redução das vazões dos rios pelo bombeamento de água subterrânea. Assim, se as outorgas de água subterrânea não considerarem os impactos sobre os mananciais superficiais, uma parte da água disponível nos rios será disponibilizada duas vezes, uma para o usuário de água superficial e outra para o usuário de água subterrânea. Esta situação resulta em uma dupla contabilização do mesmo

volume de água. Assim sendo, outro problema resultante de não se considerar os recursos hídricos interconectados como um único recurso é a disponibilidade dobrada.

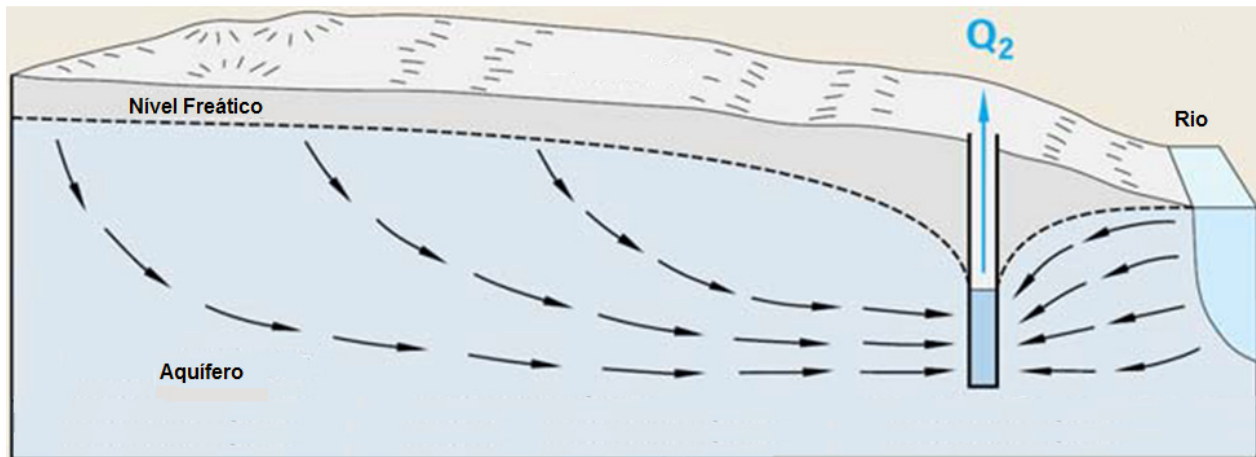


Figura 3.5 – Bombeamento de Água Subterrânea Induzindo a Recarga do Aquífero em Detrimento da Vazão dos Rios (Recarga Induzida), (Adaptado de Winter, 1988).

A disponibilidade dobrada impacta negativamente na segurança dos processos de outorga e de gestão de recursos hídricos, podendo resultar em conflitos entre usuários, prejuízos econômicos e danos ambientais que poderiam ser evitados. Essas condições são particularmente graves em bacias cujos limites disponíveis para os usuários superficiais já tenham sido outorgados.

Um aspecto que os gestores de recursos hídricos pouco discutem e que por vezes leva os usuários e a sociedade a ignorar o problema da interação rio/aquífero, é que pode existir uma defasagem temporal, entre o início do bombeamento dos poços e seu impacto sobre os rios da bacia. Uma ampla gama de defasagens de tempo tem sido relatada, para que os efeitos da exploração de águas subterrâneas, como um resultado de recarga induzida e da redução da descarga, produzam um impacto sobre a vazão dos rios, de poucos minutos até centenas de anos, dependendo de características específicas da bacia hidrográfica e dos sistemas aquíferos associados.

Os fatores mais comuns que influenciam este intervalo temporal são: o grau de conexão entre o aquífero e os rios; o volume bombeado pelos poços em relação à recarga e a descarga natural; o tipo de aquífero (confinado, semi-confinado ou livre); a largura do vale do rio; propriedades hidráulicas do aquífero e; a distância do poço de bombeamento para o rio (KIRK & HERBERT, 2002; BRAATEN & GATES, 2003). Estas características específicas devem ser consideradas para cada sistema avaliado, visto que as mesmas podem variar consideravelmente a depender dos fatores citados.

Do exposto, fica claro que os impactos resultantes da exploração de água subterrânea em virtude da redução da descarga, da recarga induzida e da disponibilidade dobrada, pode ter implicações significativas para os usuários de água, comunidades ribeirinhas e o meio ambiente, podendo criar conflitos sociais, econômicos e legais.

3.2 INTERFERÊNCIA ENTRE OS RIOS E O AQUÍFERO NA ÁREA DE ESTUDO

O primeiro passo para que se possa encarar os desafios de uma gestão integrada rio/aquífero é identificar os tipos de interações que ocorrem entre os sistemas subterrâneos e superficiais da área. Diante disso vamos discutir os resultados de diversos estudos já existentes para a bacia do rio Grande, sub-bacias dos rios de Janeiro e das Fêmeas, apresentando um sistema para classificar a interação rio/aquífero na área.

A bacia do rio Grande, sub-bacias dos rios de Janeiro e das Fêmeas foi caracterizada de acordo com dois níveis de informações: 1) a presença de conexão hidráulica entre aquíferos e rios; 2) o potencial para extração de águas subterrâneas e seu impacto sobre a vazão dos rios.

3.2.1 Conexão Hidráulica Entre Rios e Aquíferos – Bacia do Rio Grande

Diversos estudos foram realizados na bacia com enfoque parcial ou total na conexão entre os rios e o aquífero na área. Entre eles destacamos: Pimentel et al (1999); Lima (2000); Santana *et al.* (2000); Silva *et al.* (2001); Schuster (2002); BAHIA (2003); Corbo *et al.* (2005), Da Cruz (2006); Gaspar, 2006; Rodrigues *et al.* (2009); Nascimento (2009); Albuquerque (2009), Schuster *et al.* (2010); Albuquerque & Chaves (2011). Todos estes estudos indicaram uma forte conexão hidráulica entre os rios e o aquífero, com o aquífero mantendo as vazões dos rios nos períodos de estiagem.

Um aspecto interessante, é que vários destes trabalhos também indicaram que o Aquífero Urucuaia é na verdade um sistema aquífero, representado na área estudada pelo acoplado de distintas unidades aquíferas (SCHUSTER, 2003; GASPAR, 2006; DA CRUZ, 2006; RODRIGUES *et al.* 2009 e; SCHUSTER *et al.* 2010).

Segundo os trabalhos de Schuster (2003) e Rodrigues *et al.* (2009), temos duas camadas aquíferas superpostas. A camada superior é conhecida como aquífero Serra das Araras e a camada inferior é conhecida como aquífero Posse. A camada superior está em contato com os rios da região e possui parâmetros hidrodinâmicos diferentes da camada inferior. Esta peculiaridade pode ser melhor visualizada na figura 3.6, observando-se que a espessura de ambas as camadas é muito variável na região.

Os rios encontram-se em conexão hidráulica direta com a camada aquífera superior (aquífero Serra das Araras) e os poços produtores para fins agrícolas geralmente são instalados na camada aquífera inferior (Posse).

Como também pode ser observado na figura 3.6, não existe uma camada confinante que separe as duas unidades aquíferas citadas, como tradicionalmente ocorre em um aquífero semi-confinado, mas a espessa camada aquífera superior funciona como camada gotejante ou drenante na direção vertical. Nessas condições, a camada superior (aquífero Serra das Araras) libera volumes significativos de água de seu armazenamento em resposta aos bombeamentos no aquífero Posse (camada inferior), que não está diretamente conectado aos rios.

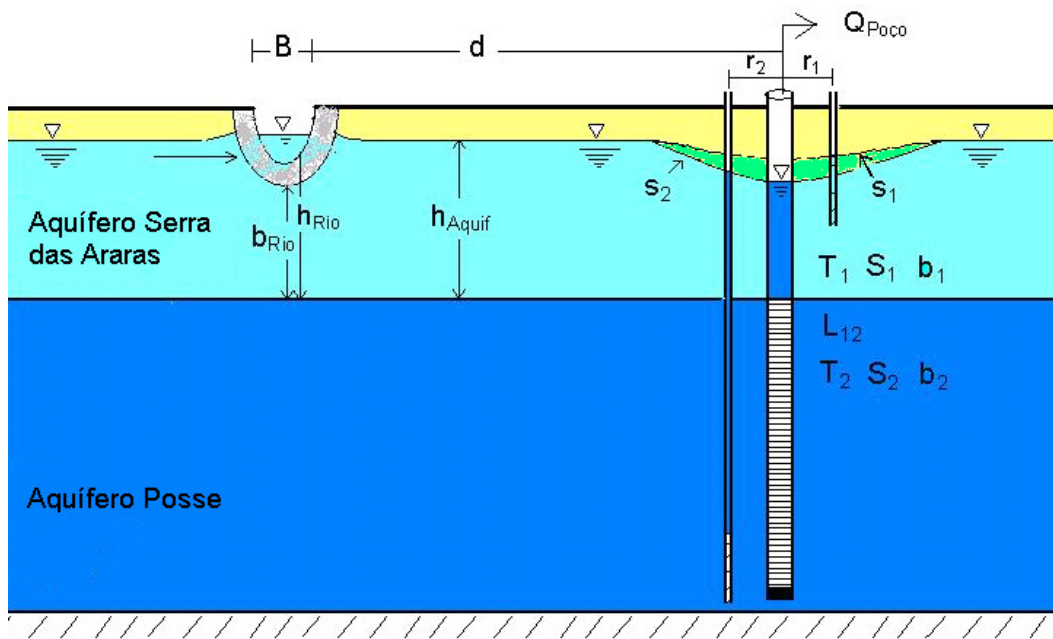


Figura 3.6 – Modelo Conceitual do Sistema Aquífero Urucuia, com as Duas Unidades Aquíferas Sobrepostas (Adaptado de Rodrigues *et al*, 2009).

Essa situação hidrogeológica peculiar caracterizaria o aquífero Posse, como um sistema aquífero semi-livre segundo Kruseman & De Ridder, 1970. Essa denominação não é muito utilizada no Brasil, mas encaixa-se perfeitamente à área de estudo, que apresenta um comportamento intermediário, entre livre e semi-confinado. A diferença entre um aquífero semi-livre e um aquífero semi-confinado é que no caso dos aquíferos semi-livres a camada semi-confinante além de possuir um fluxo vertical de água, também possui um fluxo horizontal que não pode ser negligenciado. Em outras palavras, a camada semi-confinante também é aquífera. Neste caso, a Formação Serra das Araras.

A partir dos trabalhos de Schuster (2003), BAHIA (2003), Nascimento (2009) e Rodrigues *et al.* (2009) foi elaborada o quadro 3.1, resumindo os parâmetros hidrodinâmicos das duas unidades aquíferas.

Quadro 3.1 - Parâmetros hidrodinâmicos ajustados dos aquíferos Serra das Araras e Posse.

Parâmetro	Tempo [segundo]	Tempo [hora]	Tempo [dia]
Parâmetros hidrodinâmicos da Formação Serras das Araras			
Transmissividade (T_1)	4.027E-3 [m ² /s]	14.5 [m ² /h]	348 [m ² /d]
Coefficiente de Armazenamento (Ss_1)		9.1E-4 [-]	
Porosidade Eficaz (Sy_1)		4.7E-2 [-]	
Permeabilidade Horizontal (Kr)	5.0 E-5 [m/s]	1.8 E-1 [m/h]	4.32 [m/d]
Permeabilidade Vertical (Kz)	8.0 E-5 [m/s]	2.88 E-1 [m/h]	6.91 [m/d]
Parâmetros hidrodinâmicos da Formação Posse			
Transmissividade (T_2)	1.652E-2 [m ² /s]	59.5 [m ² /h]	1427.3 [m ² /d]
Coefficiente de Armazenamento (Ss_2)		2.872E-4 [-]	

Nesta configuração hidráulica, os parâmetros hidrodinâmicos da camada superior influenciam fortemente o comportamento de todo o sistema aquífero, principalmente no seu comportamento dinâmico, tanto na propagação do seu cone de depressão e a sua extensão do raio de influência, quanto na infiltração induzida dos seus rios ao poço em bombeamento e a liberação da taxa volumétrica do seu armazenamento (KRUSEMAN & DE RIDDER, 1970).

A depleção dos rios é fortemente controlada pelos parâmetros da camada superior e pequenas variações no coeficiente de armazenamento criam uma dinâmica totalmente diferente na expansão do raio de influência e na taxa de depleção do rio afetado.

Também de grande influência são os parâmetros hidrológicos do próprio rio (onde apenas a variação da condutividade hidráulica do material do leito do rio foi simulada), tais como o grau de sua penetração no aquífero superior, sua largura e sua distância ao poço em bombeamento (SCHUSTER *et al.* 2010).

3.2.2 Interferência da Exploração de Poços nos Rios da Região

Entre dezembro de 2005 e novembro de 2006, foi realizado pela extinta Superintendência de Recursos Hídricos (SRH-BA), o monitoramento de dois poços piezométricos instalados na Fazenda Campo Aberto, sub-bacia do rio de Janeiro. Um deles, com profundidade de 80 metros e filtros apenas no aquífero Serra das Araras e o outro com 200 metros de profundidade e filtros apenas no Aquífero Posse.

As figuras 3.7e 3.8 a seguir, mostram o comportamento do nível estático observado nos dois aquíferos, ao longo de um ano hidrológico. Nos gráficos dessas figuras, observa-se que as duas curvas têm a mesma forma e a diferença de nível estático entre os dois é de cerca de 0,7 metros mantendo-se assim durante todo o ano.

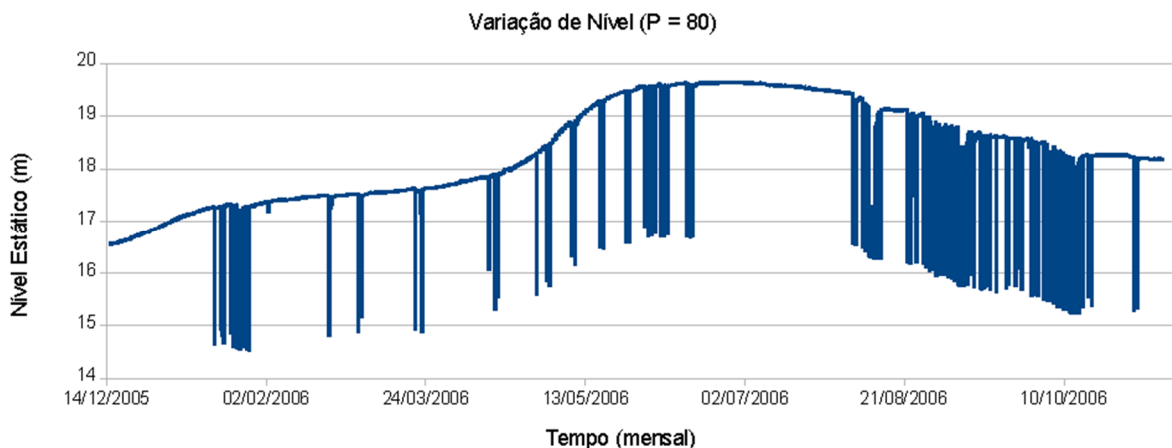


Figura 3.7 – Comportamento do aquífero entre dezembro de 2005 a novembro de 2006 no monitoramento de um piezômetro de 80 metros de profundidade, com filtros apenas no aquífero Serra das Araras, com as subidas de nível resultantes das chuvas

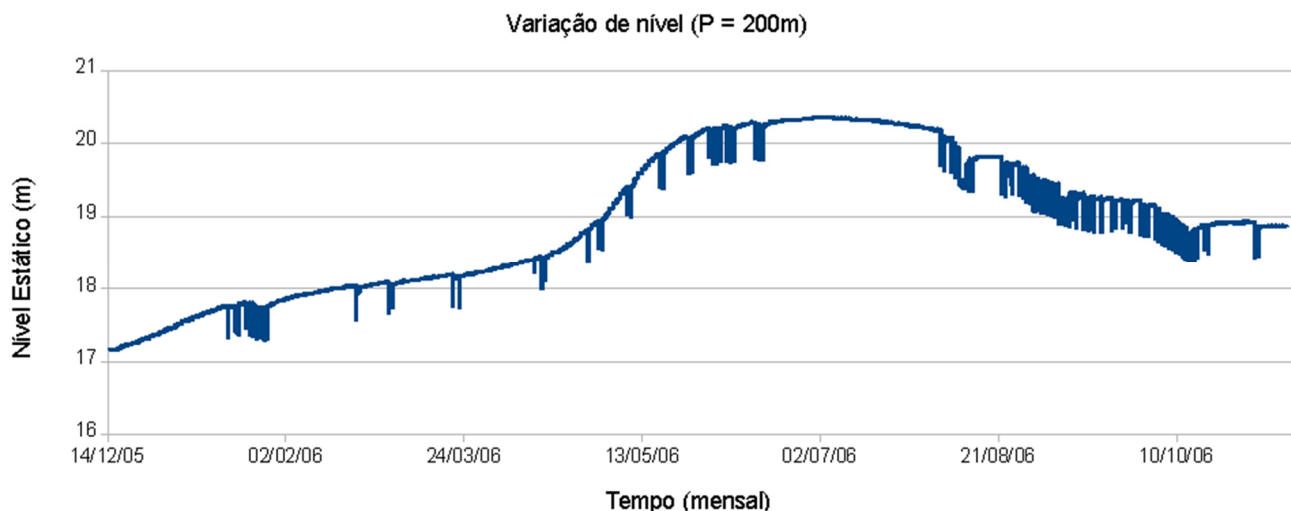


Figura 3.8 – Comportamento do aquífero de dezembro de 2005 a novembro de 2006 de um piezômetro de 200 metros de profundidade, com filtros apenas no Aquífero Posse, com as subidas de nível resultantes das chuvas

Um aspecto que chama a atenção é a resposta dos dois aquíferos às chuvas. Observa-se que os dois aquíferos tem respostas similares, entretanto, os picos das chuvas são muito acentuados na Formação Serra das Araras, como consequência do retardo na drenagem vertical nesta Formação.

A diferença de nível estático, cerca de 70 centímetros, entre as duas unidades aquíferas e a resposta às chuvas, muito mais acentuada na camada superior, são bons indicativos do aspecto livre do aquífero Serra das Araras e semi-livre do aquífero Posse.

Rodrigues *et al* (2009), ressaltam a importância do aquífero Serra das Araras para o abastecimento humano e doméstico, fato comprovado pelos 427 poços perfurados neste aquífero, na área dos municípios de Luís Eduardo Magalhães e São Desidério. Estes poços são usados basicamente para abastecimento humano e dessedentação animal, apresentando uma vazão média de 9 m³/h e vazões máximas da ordem de 60 m³/h. Já os poços perfurados no aquífero Posse, na mesma região, são muito diferentes, apresentando vazões que podem superar os 500 m³/h, com vazão média da ordem de 100 m³/h, sendo utilizados principalmente para projetos de irrigação e o abastecimento de cidades.

Rodrigues *et al* (2009), observaram que a porosidade eficaz elevada do aquífero Serra das Araras indica que a depleção dos rios somente ocorrerá, após um longo período de bombeio, situação particularmente comum em períodos de estiagem longos.

Conclusões similares foram alcançadas por Corbo *et al* (2005), que utilizaram hidrogramas e o modelo hidrológico distribuído (MGB-IPH), verificando que 70% do escoamento total da bacia do rio Grande, tem sua origem no aquífero. Os resultados de seus cálculos para os impactos da exploração de água subterrânea nos rios da bacia são apresentados na figura 3.9.

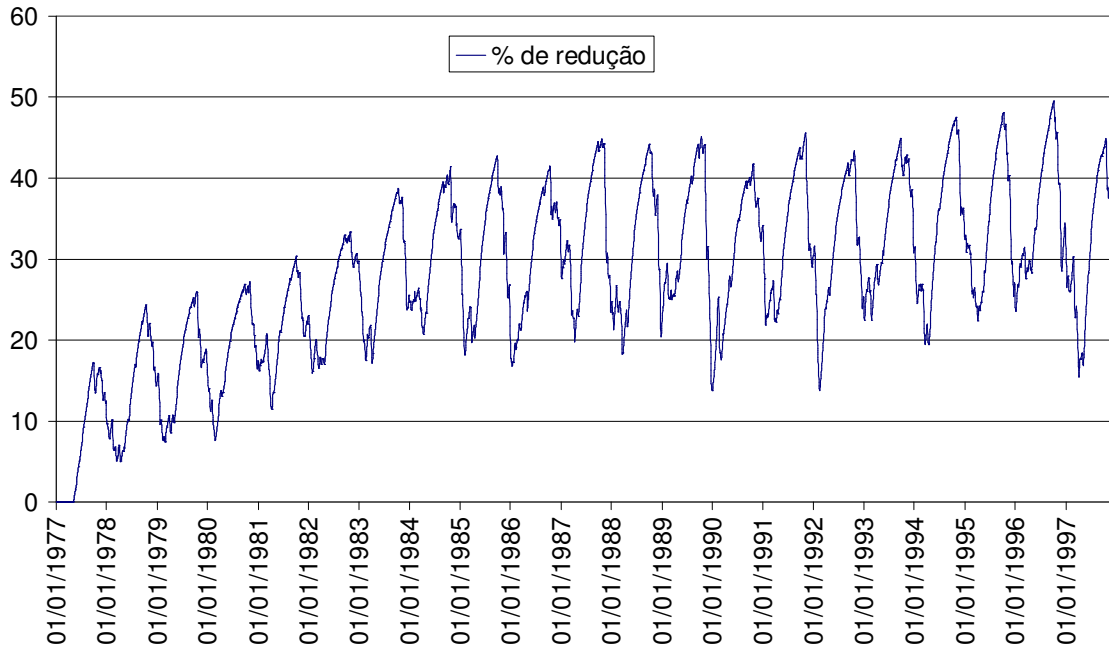


Figura 3.9 – Percentual de redução da vazão do rio com retirada de água subterrânea na bacia do rio Grande. Condições simuladas no modelo MGB-IPH para um bombeamento de 108 m³/s (Corbo et al, 2005)

Corbo *et al* (2005), também estimaram que somente a partir de 10 anos de bombeamento dos poços, o sistema rio/aquífero entraria em um novo equilíbrio. Nestas condições, as vazões médias dos rios ficariam permanentemente situadas em um patamar inferior à série histórica observada. A resiliência do sistema rio/aquífero, não permitiria uma observação imediata dos impactos dos poços nos rios, que após este período se caracterizaria pela redução gradativa dos escoamentos superficiais, principalmente nos corpos menores, a exemplo de fontes e córregos, em função das capturas da descarga natural do aquífero.

4 OUTORGA DE ÁGUA

No âmbito nacional e estadual da Política de Recursos Hídricos, a outorga de direito de uso de recursos hídricos é o ato administrativo, mediante o qual a autoridade outorgante faculta ao outorgado o direito de uso da água, por prazo determinado, nos termos e nas condições expressas no respectivo ato. Não se vislumbra qualquer prestação de serviço público ou de utilidade pública pelo outorgado e não se transfere a titularidade do volume de água outorgado pelo Poder Público, pois o recurso hídrico é um bem de domínio público, não passível de apropriação.

A outorga não implica em alienação parcial das águas, que são inalienáveis desde 1988, quando foram erigidas pela Constituição Federal (BRASIL, 1988) à categoria de bem público. Nestas condições, a vigência da outorga está limitada ao interesse público, assim, não assiste qualquer direito de caráter indenizatório ao outorgado quando suspenso o ato de outorga. Além disso, ao pressupor o uso privado de um bem público, este ato administrativo está sujeito ao exercício do Poder de Polícia por parte das instituições públicas, no tocante à fiscalização e à imposição de penalidades para os infratores, com a finalidade de proteger os interesses sociais.

A outorga é um dos principais instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, pois permite ratear a água disponível entre as demandas existentes ou potenciais a fim de alcançar melhores resultados à sociedade. As demandas, geralmente, estão atreladas ao crescimento econômico (abastecimento industrial), à equidade social (abastecimento público) e à sustentabilidade ambiental (manutenção da vazão mínima do curso de água – "vazão ecológica"), com a finalidade de assegurar o controle qualitativo e quantitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso.

Sem este controle, outros instrumentos, a exemplo da cobrança, se tornam na prática, inúteis. A outorga também vincula a ação do governo, que se vê impedido de autorizar os usos que agridam a qualidade e a quantidade das águas e impossibilitado de agir sem equidade ao possibilitar acesso ao recurso. Desta forma, a recomendação inicial para qualquer Estado que queira iniciar a gestão dos recursos hídricos, é a implantação da outorga, sendo hoje, o instrumento de gestão da água, mais difundido e aplicado no Brasil e sua efetivação possibilita uma política de controle dos diversos usos, com diretrizes gerais de ação, visando garantir o cumprimento dos objetivos da gestão.

Constitui ainda um meio de reconhecimento dos problemas relativos ao mau uso da água e de usuários que degradam os corpos d'água, possibilitando a aplicação das sanções previstas na legislação.

Por sua relevância e complexidade, a outorga de direito de uso dos recursos hídricos é um tema merecedor de toda atenção, tendo em vista que, a partir dela, serão viabilizadas todas as ações de racionalização do uso e de melhoria na alocação desse recurso entre os seus múltiplos usuários.

4.1 ASPECTOS LEGAIS

O fundamento legal das outorgas foi inicialmente estabelecido no artigo 42 do Código de Águas de 1932, tendo sido recepcionado pela Constituição Federal de 1988 que prevê que os titulares do domínio das águas públicas no Brasil são a União e os Estados (artigos 20, III e 26, I). Nos termos desses dispositivos, as águas superficiais e subterrâneas do Brasil são públicas e passíveis de outorga.

A Bahia foi um dos primeiros estados a implementar a outorga de direito do uso da água. Seu primeiro registro no Estado foi elaborado ainda em 1988, através da então Coordenação de Recursos Hídricos. Este procedimento, foi melhor instrumentalizado pela criação da Lei de Recursos Hídricos da Bahia, 6.855/95, que antecedeu a Lei Federal 9.433/97 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. A estes instrumentos, foi acrescido o Decreto Estadual 6.296/97 que regulamentou a outorga de direito de uso da água no Estado da Bahia.

A legislação baiana foi posteriormente alterada pela Lei 10.432/06, e a Política de Recursos Hídricos passou a ser detalhada por Instruções Normativas a partir do Decreto 10.255/07. Esta lei foi revogada pela Lei 11.612/09, que atualmente está em vigor com algumas alterações efetuadas de acordo com as Leis 12.035/10 e 12.212/11.

4.2 USOS SUJEITOS A OUTORGA

A União definiu os usos sujeitos a Outorga do Direito de Uso da Água através do artigo 12 da Lei 9433/97: derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo hídrico para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo; extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo; lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final; outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água. Além de usos não consuntivos, como o aproveitamento dos potenciais hidrelétricos.

A União também definiu na mesma lei, os usos insignificantes independentes de outorga, mas dependentes de regulamentação específica: o uso de recursos hídricos para a satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais distribuídos no meio rural; as derivações, captações e lançamentos considerados insignificantes; as acumulações de volumes de água consideradas insignificantes.

Foi aprovado no dia 02 de outubro de 2003 na segunda Reunião Plenária do Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco que as vazões insignificantes na calha do rio São Francisco serão de 4 l/s. Ou seja, os pleitos de outorga com volumes inferiores ou iguais a este valor serão dispensados da obrigatoriedade do procedimento de Outorga.

A não exigibilidade do instrumento de outorga não significa sua dispensa; apenas garante o direito a certas pessoas de utilizarem a água sem ter, necessariamente, de solicitar autorização expressa de uso. A não emissão não impede ou desobriga o Poder Público de exercer o poder de

polícia, inspecionando e constatando a ocorrência das situações supra, bem como exigindo o cadastro dos usuários que gozam deste direito.

Já o Estado da Bahia definiu os usos sujeitos a Outorga do Direito de Uso da Água através das Leis 11.612/09 e 12.035/10: as atividades ou empreendimentos que capturem ou derivem águas superficiais ou subterrâneas, para uso próprio ou para terceiros; as atividades, ações ou intervenções que possam alterar a quantidade, a qualidade ou o regime das águas superficiais ou subterrâneas, ou que alterem canais, álveos, correntes de águas, nascentes, açudes, aquíferos, lençóis freáticos, lagos e barragens; as interferências nos leitos dos rios e demais corpos hídricos para a extração mineral ou de outros materiais, conforme legislação específica; o lançamento de esgotos e demais efluentes sólidos, líquidos ou gasosos, tratados ou não, em corpos d'água, com finalidade de diluição, transporte ou disposição final; a perfuração de poços tubulares.

4.3 CRITÉRIOS PARA CONCESSÃO DE OUTORGA DE RECURSOS HÍDRICOS

A definição de critérios para outorga dos direitos de uso da água demanda a utilização de um valor de referência, a partir do qual é calculado o limite máximo de utilização de um manancial. Este limite objetiva assegurar o atendimento às demandas prioritárias e ao mesmo tempo assegurar o atendimento à demanda ecológica (PEREIRA & LANNA, 1996).

Um valor de referência muito utilizado pelos estados é a vazão mínima média, com 7 dias consecutivos de duração e tempo de retorno de 10 anos, conhecida como ($Q_{7,10}$), obtida a partir de uma curva de frequência de vazões mínimas de 7 dias de duração. Outro valor de referência é a vazão com 90 ou 95% de permanência no tempo, ou seja, as vazões mínimas esperadas em 90 ou 95% do tempo. São conhecidas como Q_{90} e Q_{95} , respectivamente.

É importante observar que, as vazões mínimas são obtidas em períodos de estiagem, nos quais as vazões nos corpos hídricos superficiais são resultantes em sua maioria da descarga subterrânea. Isto ocorre, porque os mananciais que sustentam as vazões mínimas dos rios são os aquíferos. De fato, as vazões mínimas são determinadas pelo escoamento de base dos aquíferos (PAIVA & PAIVA, 2001). Portanto, pode-se entender que, quando se outorga água superficial e se utiliza o critério das vazões mínimas está se outorgando, na verdade, grande quantidade de água subterrânea.

De maneira geral, as autoridades outorgantes brasileiras, não utilizam nenhuma metodologia específica para análise integrada entre os critérios de outorga para águas superficiais e subterrâneas, ou ainda, qualquer preocupação com as interações entre estes mananciais, desta forma, todo o sistema apresenta uma falha grave.

O quadro 4.1, a seguir resume informações sobre critérios de outorga de direito de uso da água para alguns estados brasileiros, bem como os valores de referência indiretamente estabelecidos das vazões ecológicas.

Quadro 4.1 – Vazões máximas outorgáveis.

Unidade da Federação	Critério máximo Outorgável	Vazão Ecológica	Observações
AL	90% da $Q_{90\%}$	10% da $Q_{90\%}$	
BA	80% da $Q_{90\%}$	20% da $Q_{90\%}$	
BA ₂	95% da $Q_{90\%}$	5% da $Q_{90\%}$	Abastecimento humano
CE	90% da $Q_{90\%}$	10% da $Q_{90\%}$	
CE ₂	33% da $Q_{90\%}$	67% da $Q_{90\%}$	Açudes, lagos ou lagoas
DF	80% da $Q_{90\%}$	20% da $Q_{90\%}$	
GO	70% da $Q_{95\%}$	30% da $Q_{95\%}$	
MG	30% da $Q_{7,10}$	70% da $Q_{7,10}$	
RJ	50% da $Q_{7,10}$	50% da $Q_{7,10}$	
RN	90% da $Q_{90\%}$	10% da $Q_{90\%}$	
RO	30% da $Q_{7,10}$	70% da $Q_{7,10}$	
PA	50% da $Q_{95\%}$	50% da $Q_{95\%}$	
PB	90% da $Q_{90\%}$	10% da $Q_{90\%}$	
PE	90% da $Q_{90\%}$	10% da $Q_{90\%}$	
PR	50% da $Q_{7,10}$	50% da $Q_{7,10}$	
SE	80% da $Q_{95\%}$	20% da $Q_{95\%}$	
SP	50% da $Q_{7,10}$	50% da $Q_{7,10}$	

Alguns estados analisam os pedidos de outorga de água subterrânea por meio de testes de bombeamento dos poços, outros em função de uma média calculada a partir da capacidade específica do aquífero (C [$m^3/h/m$]), mas a maior parte se preocupa apenas com a tomada de precauções por parte do usuário quanto à qualidade da água de modo a evitar a contaminação do aquífero (ANA, 2007).

Como muitos já outorgam a água proveniente dos aquíferos no escoamento de base dos rios, caso dos estados que utilizam a $Q_{7,10}$ como vazão de referência, estes estados, provavelmente outorgam a mesma parcela de água duas vezes, ao concederem outorga para poços. As condições não são muito diferentes para os estados que outorgam água superficial utilizando a Q_{90} , apesar de neste caso se trabalhar com uma garantia maior. Também vale para a Q_{95} , mas com menor margem de manobra.

Esta prática é um caso típico de disponibilidade extrapolada. Tudo estará funcionando bem, enquanto as retiradas outorgadas de água subterrânea não levarem as disponibilidades dos mananciais superficiais aos seus limites, iniciando uma série de conflitos inesperados e de difícil solução.

Cabe aqui lembrar o trabalho de Corbo *et al* (2005) na área em estudo, que observou uma inércia na resposta do sistema rio/aquífero da ordem de dez anos. Isto significa que as outorgas atuais, para água superficial e subterrânea, podem estar sendo concedidas desconsiderando os efeitos de caráter cumulativo da exploração dos poços. Como a tendência é que os rios entrem em equilíbrio, após este período, com uma vazão significativamente menor que a média histórica, há um sério risco de conflitos futuros entre usuários outorgados de água na bacia do rio Grande.

4.4 CRITÉRIOS PARA CONCESSÃO DE OUTORGA INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS – EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL

Agências reguladoras de uso da água por todo o mundo atualmente utilizam os modelos analíticos para quantificar a interferência entre aquíferos e rios. Nos Estados Unidos, Austrália, Nova Zelândia e países da Europa (BUTLER *et al*, 2001) as estimativas de depleção do fluxo de base são comumente obtidas usando modelos analíticos, que se tornaram ferramentas essenciais tanto para a gestão de recursos hídricos, como para ações judiciais relativas a direitos de uso da água.

Segundo Butler *et. al*, (2001) e Miller *et al*, (2007), as agências reguladoras frequentemente usam ou especificam o método de Glover/Balmer (Theis, 1941), o método de Jenkins (1968, 1970) “*Stream Depletion Factor – SDF*”, ou uma “*metodologia equivalente*” para quantificar estes impactos,

De fato, os modelos analíticos se tornaram a ferramenta padrão para gestores de água e para as decisões dos tribunais de justiça nos Estados Unidos e em muitos países da Europa Ocidental (Butler *et. al*, 2001).

4.5 CRITÉRIOS PARA CONCESSÃO DE OUTORGA INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS NA BAHIA – AQUÍFERO URUCUIA

Como diversos trabalhos, alguns deles realizados pelos antigos órgãos gestores de recursos hídricos (SRH – BA e INGÁ), a exemplo de BAHIA (2003), Shcuster (2003), Luz *et al*. (2009), indicaram claramente a conexão hidráulica entre os rios e o aquífero, foi elaborada a Instrução Normativa 15 (IN 15) do INGÁ, conforme BAHIA (2010a). Esta IN estabeleceu as seguintes regras para a outorga de água subterrânea na área de ocorrência do aquífero Urucuia no Estado da Bahia:

- Definiu as seguintes distâncias mínimas:

a) Entre poços tubulares:

I – Poços com vazão menor que 30 m³/h: 600 m;

II – Poços com vazão maior ou igual a 30 m³/h e menor que 100 m³/h: 1000 m;

III – Poços com vazão maior ou igual a 100 m³/h e menor que 200 m³/h: 1500 m;

IV – Poços com vazão maior ou igual a 200 m³/h e menor que 300 m³/h: 2000 m;

VI – Poços com vazão maior ou igual a 300 m³/h e menor ou igual a 500 m³/h: 2500 m.

b) Entre poços tubulares e corpos hídricos superficiais:

I - Poços com vazão menor que 20 m³/h: 500 m;

II - Poços com vazão maior que 20 m³/h: 2.500 m.

c) A capacidade de exploração das águas subterrâneas no aquífero Urucua fica limitada a uma vazão máxima instantânea de 360.000 m³/h.

A Instrução Normativa 15 favorece uma gestão integrada do aquífero, mas resulta em alguns inconvenientes, como por exemplo: a expansão do cone de rebaixamento não considera a vazão de bombeamento de cada poço, a observação exclusiva destas distâncias entre poços possibilita uma oscilação entre o limite máximo outorgável de água subterrânea para o aquífero entre 0,7 m³/s e 200,0 m³/s, aproximadamente. Uma diferença de quase 300 vezes entre volumes outorgáveis. Além disso, os impactos de alocações de água subterrânea nos rios normalmente permanecem não avaliados.

Em decorrência deste fato recomenda-se a utilização de um segundo critério, a aplicação, de métodos analíticos, que indicam a interferência do bombeamento dos poços nos rios e possibilita a preservação dos mesmos.

5 QUANTIFICAÇÃO DA INTERFERÊNCIA POÇO/RIO – MODELAGEM

A importância de se quantificar os impactos da extração de água subterrânea na vazão dos rios foi explicada nos capítulos anteriores. Aqui serão discutidos alguns dos modelos comumente usados em estudos hidrogeológicos.

A literatura sobre o tema cobre uma ampla gama de modelos para aplicação em estudos da interação rio/aquífero. Cada modelo apresenta diferentes configurações em termos do grau em que os processos físicos são representados, de requisitos de dados, de custos computacionais e a forma de saída de informações do modelo.

Cada modelagem tem seus pontos fortes e limitações. Muitas vezes não há o "melhor" modelo para todas as aplicações pois o modelo mais adequado vai depender basicamente da utilização pretendida, da disponibilidade de dados e das condições locais.

Modelos matemáticos aplicados à hidrologia (superficial e subterrânea) geralmente se enquadram em três categorias principais: conceituais; físicos e; matemáticos (WHEATER *et al.* 1993). A distinção entre modelos conceituais, físicos e matemáticos, por vezes não é muito clara e também um pouco subjetiva. Modelos podem conter uma mistura de módulos a partir de cada uma das categorias supracitadas ou podem ser híbridos de dois ou mais tipos. As categorias de modelos são descritas a seguir, juntamente com seus pontos fortes e limitações.

5.1 MODELOS CONCEITUAIS

O uso do termo modelo conceitual pode gerar dúvidas por causa de suas diferentes conotações. Um modelo conceitual pode ser descrito como uma idéia básica ou a explicação de como um sistema atua (BREDEHOEFT, 2004). Para um hidrogeólogo, um modelo conceitual inclui fatores como: estrutura geológica; localização; tipos e características dos aquíferos; identificação de locais de descarga e recarga e; a direção do fluxo subterrâneo na região modelada (BEVEN, 2000A). Em ambos os casos a terminologia descreve um modelo mental, que se baseia na experiência de um pesquisador com o prévio conhecimento e familiaridade com os dados e conhecimentos adquiridos sobre a área de estudo.

O termo modelo conceitual na hidrologia de superfície refere-se a um tipo de modelo incorporando uma descrição matemática relativamente simples para cada um dos processos a ser considerado. Representa uma bacia hidrográfica, por exemplo, como vários módulos individuais, cada um representando os aspectos fundamentais do sistema.

Observe-se que sistema, é qualquer modelagem que responde através de uma saída, a uma entrada (TUCCI, 1998), reproduzindo ainda que parcialmente, o comportamento de um processo natural. Um bom exemplo é o de uma bacia hidrográfica. Neste sistema, a entrada é a precipitação e a saída uma vazão. A estrutura deste sistema "bacia hidrográfica" depende das características (parâmetros), tais como: solo, vegetação, topografia, etc.

Este sistema é de fato um aglomerado de modelos menores, geralmente vários modelos matemáticos simples (MULLIGAN & WAINWRIGHT, 2004). Este estilo de modelagem é tradicionalmente o preferido pelos hidrólogos de água superficial porque os processos subsuperficiais são inferidos a partir dos hidrogramas de fluxo.

Os valores dos parâmetros para os modelos conceituais, como a vazão de cheia, são normalmente obtidos a partir da calibração com dados medidos no campo. Devido a esta exigência, os modelos conceituais tendem a sofrer de problemas associados com a identificação dos valores a serem utilizados como parâmetros (MERRITT *et al.* 2003), com diversos possíveis valores, resultando em várias respostas diferentes.

Tais problemas com a identificação dos parâmetros pode ser minimizada através da limitação de quais valores serão estimados e utilizando o conhecimento prévio do sistema modelado, para limitar o intervalo de valores possíveis (SEIBERT & MCDONNELL, 2002), quando estimativas forem inevitáveis. A falta de especificidade nos valores de parâmetros para os modelos conceituais significa que os parâmetros de tais modelos pode ter significado físico limitado (WHEATER *et al.* 1993).

5.2 MODELOS FÍSICOS

Os modelos físicos são representações em escala de protótipos laboratoriais. No caso das águas subterrâneas existem quatro tipos principais: feitos em areia; em sistemas elétricos; em fluidos viscosos (placas) e; em membranas. Representam analogias de um fluxo em um meio poroso. A exceção são os modelos em areia que de fato envolvem este tipo de fluxo (**Figura 5.1**). As dimensões e as formas dos modelos de águas subterrâneas são determinadas pela finalidade particular e pelo tipo do modelo. Os modelos de interesse hidrológico são projetados para representar o aquífero, o rio e seus limites.

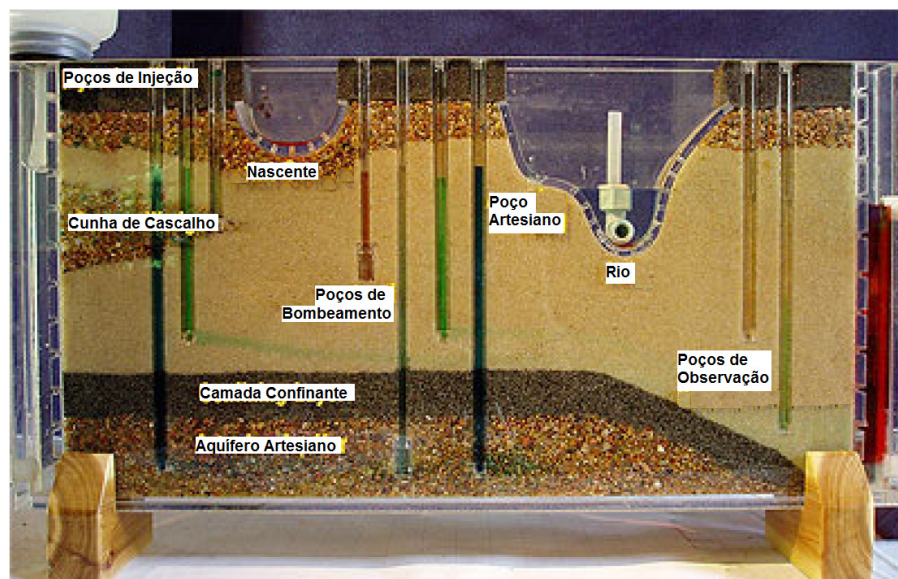


Figura 5.1 - Exemplo de Modelo Físico (Adaptado de: <http://www.wyca.us/education/groundwatermodel>)

Normalmente este tipo de modelagem física é utilizada como auxiliar no entendimento de fenômenos complexos e complementar os resultados dos modelos matemáticos. Sua principal vantagem é a de serem realizados através de experimentos controlados em laboratório.

5.3 MODELOS MATEMÁTICOS

Os modelos matemáticos podem ser analíticos e numéricos. Os modelos analíticos são geralmente mais simples e são utilizados para descrever o comportamento entre as variáveis com base nos dados observados isoladamente. Muitas vezes, a relação entre variáveis observadas é descrita com uma função matemática simples (WHEATER *et al.* 1993). São muito usados por hidrólogos e hidrogeólogos devido a sua simplicidade e podem ter altos poderes de previsão dentro do intervalo de dados disponíveis (MULLIGAN & WAINWRIGHT, 2004).

Estes modelos são muitas vezes criticados por não considerar muitos atributos físicos do sistema e por ignorar a inerente anisotropia e resposta dinâmica dos mesmos. Estes modelos serão melhor detalhados ao longo desta pesquisa.

Os modelos numéricos operam através da resolução de equações matemáticas que descrevem princípios físicos fundamentais. Estes modelos muitas vezes aplicam uma modelagem distribuída por um sistema discretizado, com um grande número de elementos ou de quadrículas nos quais as previsões são distribuídas no espaço (BEVEN, 2000a).

Variáveis que representam médias locais, tais como a condutividade hidráulica, por exemplo, são aplicados a cada unidade discretizada do espaço, e as equações matemáticas que representam os processos físicos são resolvidos em cada região. Em teoria, os parâmetros utilizados nos modelos numéricos são mensuráveis, por meio de medidas de campo ou determinadas nas amostras em laboratório e possuem valores conhecidos. Na prática, entretanto, o grande número de parâmetros necessários para representar os principais processos físicos e os efeitos resultantes de heterogeneidades espaciais do meio, resultam em um grande número de parâmetros estimados (BEVEN, 2000b).

Esses parâmetros estimados podem ser aprimorados através de calibração com os dados observados, entretanto esta calibragem pode ser demorada e incerta. Um problema existente tanto nos modelos analíticos como numéricos, é que a capacidade de interpretação da física do sistema pode ser questionável, sempre que os dados pontuais das áreas onde foram efetuadas as medições são extrapolados para representar grandes áreas. A diferença entre a escala em que as medições de campo ou amostragem laboratoriais foram feitas e a escala em que os algoritmos do modelo as aplicam, às vezes criam incertezas nos resultados, (WHEATER *et al.* 1993).

Modelos numéricos podem fazer uma boa estimativa dos processos físicos que ocorrem no âmbito de uma bacia hidrográfica, sendo limitados pela qualidade dos dados fornecidos e pela validade das suposições incorporadas aos cálculos. Seus resultados são úteis no desenvolvimento de uma compreensão de como o sistema funciona, devido a suas apresentações visuais.

O inconveniente deste tipo de modelagem é que ela exige muitos parâmetros e informações, que geralmente não estão disponíveis (BEVEN, 2001). Sua precisão aumenta com o número de processos e cálculos considerados, isto pode torná-los excessivamente complexos, para serem aplicados como atividade de rotina por profissionais de formação variada, situação comum em órgãos gestores de recursos hídricos. Além disso, parte dos parâmetros utilizados podem apresentar um risco de alto grau de incerteza e como os mesmos são utilizados na entrada do modelo, resultando em uma menor capacidade de previsão, particularmente em escalas maiores, exigidas em bacias hidrográficas.

Vários pesquisadores, a exemplo de Konikow & Bredehoeft (1992), argumentam que os modelos numéricos de águas subterrâneas, quando aplicados a uma área real, são difíceis de serem validados, por causa de estimativas inadequadas de parâmetros de entrada, deficiências da sensibilidade do modelo e erros de cálculo. No entanto, através deste processo de testes e avaliação de erros, podem ser melhorados e uma melhor compreensão dos problemas e sua contextualização associada se constituem em ganhos substanciais para o conhecimento do aquífero.

5.3.1 Modelos Numéricos e Analíticos

Modelos numéricos são, em muitos trabalhos, considerados superiores aos demais. O princípio subjacente é que as equações utilizadas, corretas em certa escala, teoricamente podem ser aplicadas em qualquer escala com resultados igualmente satisfatórios. Isto implica em um grau de precisão que pode não existir na realidade (GRAYSON *et al.* 1996) especialmente quando os dados de campo não estão disponíveis na escala utilizada pelo modelo. Outra vantagem apontada é a possibilidade de calibração do modelo com os dados obtidos em campo, mas depende de um monitoramento continuado e da disponibilidade desses dados.

A modelagem numérica tem sido o principal instrumento para analisar a interação das águas superficiais e subterrâneas desde meados dos anos 60. A maioria destes modelos continua a usar a equação de Darcy (em que a descarga = condutividade hidráulica * gradiente hidráulico * área da secção transversal), a equação geral do fluxo, bem como uma geometria altamente idealizada, para o fluxo da água (infiltração) através dos sedimentos com base nas diferenças de nível entre a água superficial e subterrânea.

O modelo numérico mais utilizado atualmente para a modelagem de sistemas hidrogeológicos é o MODFLOW (MCDONALD & HARBAUGH, 1988), que resolve a equação diferencial que rege o fluxo de águas subterrâneas em três dimensões (**Equação 5.1**).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (5.1)$$

Onde K_x , K_y e K_z são valores de condutividade hidráulica ao longo dos eixos x , y e z ; h é a carga hidráulica; W é um termo de fluxo que representa o bombeamento, recarga, outras fontes ou sumidouros; S_s é o armazenamento específico; e t é o tempo. A capacidade do MODFLOW (e de outros modelos numéricos) está sendo continuamente desenvolvida, com o foco atual no aumento da funcionalidade da modelagem integrada da água superficial e subterrânea. Alguns exemplos incluem o trabalho de Sophocleous *et al.* (1998) e Rodríguez *et al.* (2006).

Até o advento da modelagem numérica na década 60, quase toda a literatura sobre a interação água superficial/subterrânea utilizava modelos analíticos. Ainda hoje, na segunda década do século XXI, esta abordagem é uma das mais utilizadas por órgãos gestores pelo mundo, (SOPHOCLEOUS *et al.*, 1995; BUTLER *et al.* 2001; RASSAM & WERNER, 2008). Estes modelos continuam a ser desenvolvidos, aplicados e analisados até os dias atuais, (SPANOUDAKI *et al.*, 2010). Isto acontece porque estes modelos atendem aos objetivos práticos da gestão de recursos hídricos, mostrando-se satisfatórios para usuários e gestores.

Este trabalho se concentra nas várias soluções analíticas que descrevem as taxas de depleção de um rio em relação ao volume d'água retirado por poços próximos, em aquíferos granulares, durante um período de bombeamento.

As opções disponíveis na bibliografia são tantas que foi feito um breve histórico dos modelos analíticos para interferência rio/aquífero, focando apenas nos desenvolvidos para a exploração da água subterrânea interferindo em rios próximos. Ressalte-se que dada a grande quantidade de estudos, este histórico não se pretende aqui ser exaustivo.

5.4 HISTÓRICO DOS MODELOS ANALÍTICOS E SUAS APLICAÇÕES

Theis (1941) foi o primeiro a apresentar uma solução analítica para este problema específico, definida pela teoria de poços imagens, propondo uma solução para um poço ao lado de um rio longo, retilíneo, completamente penetrante e com uma conexão hidráulica perfeita para um aquífero semi-infinito.

Glover e Balmer (1954) reescreveram a integral obtida por Theis, utilizando a função erro complementar. A partir daí, a solução de Theis passou a ser conhecida como o método de Glover ou Glover-Balmer.

Ferris *et al.* (1962) resolveram o problema para um nível de água variável (rio/aquífero) e Rorabaugh (1964) complementou estes cálculos para incluir uma recarga constante.

Cooper & Rorabaugh (1963) usaram a relação de convolução para obter uma solução quando o aquífero é considerado finito. Esta solução utiliza um hidrograma de fase de onda de inundação, definido por uma família de curvas assimétricas.

Uma solução para o cálculo da descarga proveniente de um aquífero semi-infinito, como resultante de uma redução abrupta do nível de água de um rio foi elaborada posteriormente por Glover (1964).

Hantush (1965) obteve uma solução para as mesmas condições de Theis, mas considerou que a interface entre o rio e o aquífero é representada por uma camada com permeabilidade menor que a do aquífero, observando que sua espessura não pode ser desprezada.

Jenkins (1968) usou o método da superposição e da translação do tempo adaptando-os à solução de Glover, o que permitiu obter soluções para poços com horários de bombeamento intermitentes. Além disso, ele descreve os impactos residuais após a interrupção do bombeamento do poço e as resultantes de um bombeamento não uniforme. Esta metodologia é conhecida atualmente como método Glover-Jenkins ou método de Jenkins. Jenkins (1968) também apresentou o conceito de SDF (*stream depletion factor*) no estudo da interferência rio/aquífero. Definido como o tempo que decorre até que o rebaixamento do rio ultrapasse 28% do volume total bombeado.

Singh (1969) apresentou outra solução, considerando que o sistema rio-aquífero possui uma condição inicial, matematicamente similar a uma senóide. Esta solução também podia incluir a recarga do aquífero.

Hall & Moench (1972) também usaram a equação de convolução para calcular a partir do nível aquífero a resposta do fluxo para um rio com níveis de água flutuantes e arbitrários:

Marino (1973) tratou o problema não linear de um aquífero livre, considerando um nível hidráulico inicial h_0 para o rio, evoluindo para uma nova condição h_1 , com um nível mais baixo.

Uma solução para a região fora das zonas de recarga foi apresentada por Moench & Kiesel (1983).

Sahuquillo (1983) apresentou outra solução analítica, dependente apenas da distância relativa ao rio e do valor de bombeamento, desconsiderando a transmissividade transversal e a posição relativa do poço a uma “linha” paralela ao rio. Esta solução é idêntica para um ponto ou uma linha (caso de 2 dimensões).

Gill (1985) resolveu o problema para um estado não estacionário em duas dimensões considerando, apenas, o coeficiente de armazenamento do aquífero.

Wallace *et al.* (1990) desenvolveram uma solução analítica para a taxa de depleção do rio e o volume d'água retirado do mesmo resultante do bombeamento cíclico de poços próximos a um rio completamente penetrante no aquífero e com o leito apresentando permeabilidade idêntica à do aquífero.

No final do século XX, representações mais precisas dos sistemas rio-aquífero incorporaram uma penetração parcial dos rios e a pequena largura dos mesmos, comparativamente aos aquíferos. Alguns exemplos são Hunt (1999) que adaptou a solução de Hantush (1965), Zlotnik & Huang (1999) e Zlotnik *et al.* (1999);

Singh (2000) derivou expressões para o volume da depleção de um rio durante o bombeamento e recuperação. Moench & Barlow (2000) apresentaram uma solução utilizando a transformada de Laplace para vários casos de interação entre um escoamento superficial totalmente penetrante e aquíferos confinados ou semi-confinados.

Já no século XXI, outras soluções similares foram apresentadas por Butler *et al.* (2001) e Darama (2001). Este último calcula a depleção do rio resultante de um bombeamento cíclico e não uniforme, de vários poços próximos de um rio parcialmente penetrante e com leito semipermeável.

Chen (2003) desenvolveu uma solução semi-analítica do sistema rio-aquífero, baseada na solução de Theis (1941), esta solução foi aperfeiçoada por Chen & Yin (2004) a partir da solução de Hunt (1999) calculando a depleção do rio e a redução do fluxo de base separadamente.

Hunt (2003a) desenvolveu uma nova solução para a condição em que o rio não está diretamente conectado ao aquífero bombeado. Nesta configuração, existe uma camada superior onde está assentado o leito do rio, com permeabilidade inferior à do aquífero explorado, sotoposto.

Zhan & Butler (2005) apresentaram derivadas matemáticas para determinação da depleção em uma drenagem com canal estreito e parcialmente penetrante no aquífero.

Outros estudos continuam a ser desenvolvidos, testados, avaliados e aplicados, a exemplo de Hantush (2005), Matteo & Dragoni (2005), Singh (2006), Spanoudaki *et al* (2010), entre outros.

Vale observar que apesar da abundância de soluções, os mais utilizados pelos gestores de água no mundo (SOPHOCLEOUS *et. al*, 1995; BUTLER *et. al*, 2001; MILLER, 2007; REEVES, 2008; KENDY *et al.* 2012), são os seguintes: Glover (1954), observando-se que este modelo foi originalmente desenvolvido por Theis (1941); Hantush (1965); Jenkins (1968); Hunt (1999) e; Hunt (2003a). Não por acaso, estes modelos estão entre os mais simples e fáceis de utilizar de todos os aqui citados. Mais importante ainda, estes modelos, realmente fornecem as orientações e as informações necessárias para a gestão (CUI & WARD, 2011).

5.4.1 Descrição e Aplicação dos Modelos

Como as estimativas de depleção do rio são dependentes das simplificações inerentes aos modelos analíticos, vários pesquisadores realizaram estudos comparativos destes modelos com modelos numéricos e em condições de campo. Esses estudos visavam avaliar a sensibilidade dos parâmetros utilizados nas equações e o impacto das várias suposições dos modelos analíticos, as quais são muito provavelmente violadas em condições reais.

Esses parâmetros são listados em ordem decrescente de importância como segue: (i) permeabilidade do leito do rio; (ii) grau de penetração do aquífero pelo rio; (iii) fluxo horizontal

da água subterrânea (suposição de Dupuit); (iv) homogeneidade do aquífero; (v) grau de penetração do aquífero pelo poço de bombeamento.

Os mais citados são os de Sophocleous *et al.* (1988), Spalding & Khaleel (1991); Sophocleous *et al.* (1995); Conrad & Beljin (1996); Christensen (2000); Butler *et al.* (2001); Hunt *et al.* (2001), Nyholm *et al.* (2002) e Garey & Kizer (2009). Estes estudos observaram que os modelos analíticos são mais conservadores, sendo favoráveis à preservação dos mananciais, pois apresentavam resultados de interferência iguais ou superiores aos modelos numéricos. De fato, os modelos analíticos tendem a superestimar a depleção do rio, resultante do bombeamento de poços próximos.

Sophocleous *et al.* (1988) estudaram um sistema onde um poço bombeava uma camada aquífera indiretamente conectada a um rio. Neste experimento, uma camada de argila relativamente contínua separava dois aquíferos interconectados. O poço de bombeamento estava localizado no aquífero mais baixo, e o rio com penetração rasa estava no aquífero superior, para que se pudesse medir a interferência indireta do bombeamento.

Hunt *et al.* (2001) executaram um teste de bombeamento ao longo de um pequeno rio, com poços de monitoramento ao longo do mesmo e com uma baixa taxa de fluxo, apresentando resultados muito próximos entre as medições e os resultados do modelo analítico. Nyholm *et al.* (2002) apresentaram resultados de um estudo de campo de uma bacia completada com análise numérica, os valores do modelo analítico e numérico apresentaram uma divergência de menos de 5%.

Spalding & Khaleel (1991) compararam os resultados de várias soluções analíticas com um modelo numérico de fluxo bidimensional para águas subterrâneas. Eles descobriram que simplificações necessárias para a utilização dos métodos analíticos resultou em diferenças à maior na vazão deplecionada da ordem de 20% ao negligenciar-se a penetração parcial do rio, até 45% quando se negligenciava efeitos de camadas com permeabilidade mais baixa, existentes entre o rio e o poço bombeado, ao fim de 58 dias de bombeamento.

Garey & Kizer (2009), no North Canadian River, em Oklahoma (EUA), forneceu dados de campo que apoiaram o uso e a aplicabilidade destes modelos analíticos. Tanto a solução proposta por Theis (1941) quanto por Hunt (1999) se mostraram apropriadas neste local, como observado na comparação direta entre o rebaixamento previsto pelos modelos e o observado na rede de monitoramento implantada (**Figura 5.2**).

Note-se que os resultados somente se mostraram ajustados no período final dos testes efetuados, negligenciando assim os efeitos de retardo na produção em virtude dos atrasos na resposta do rio em consequência das características do aquífero. Esta condição foi considerada bastante razoável por causa do interesse da gestão nos efeitos de longo prazo (ou seja, vários dias a meses) no bombeamento dos aquíferos.

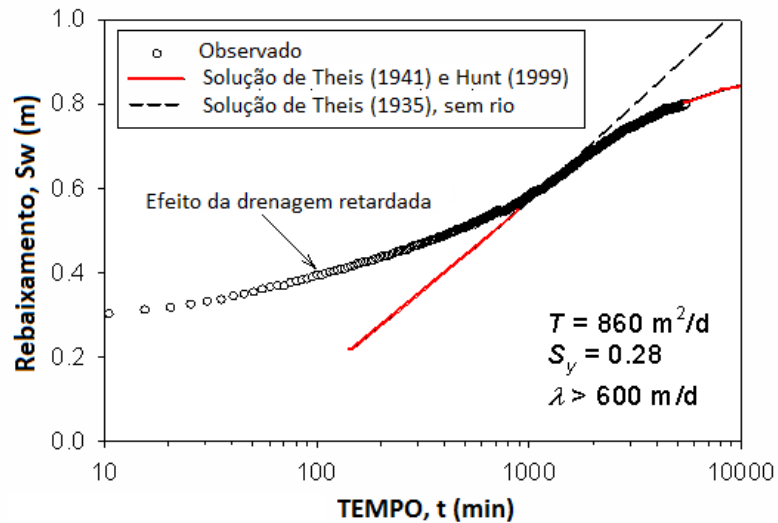


Figura 5. 2 – Correlação entre os valores monitorados e os modelos de Theis e Hunt, adaptado de Garey & Kizer (2009)

5.4.2 Solução dos Principais Modelos Analíticos

Apesar do grande número de modelos analíticos para cálculo da interferência poço-rio, vamos nos concentrar nos cinco mais utilizados para a gestão integrada de águas superficiais e subterrâneas pelos organismos reguladores, são eles: Glover-Balmer (Theis); Hantush; Glover-Jenkins (Jenkins); Hunt – 1999 e; Hunt – 2003 (SOPHOCLEOUS *et al*, 1995; BUTLER *et al*, 2001; MILLER, 2007; REEVES, 2008; KENDY *et al*. 2012).

5.4.2.1 Modelo de Theis (Glover-Balmer)

O primeiro modelo detalhado aqui é o de Theis (1941) que demonstrou que a reposta de um rio às retiradas dos poços em um aquífero hidráulicamente conectado, depende da transmissividade e do coeficiente de armazenamento do aquífero, da distancia entre o poço e o rio, da vazão de bombeamento do poço e da duração do mesmo.

Esta solução assume que o rio é infinitamente longo, retilíneo e completamente penetrante em um aquífero homogêneo, como mostrado na figura 5.3. Possíveis alterações no nível piezométrico do aquífero são consideradas muito pequenas em relação à sua espessura saturada. Não existe nenhuma camada de baixa permeabilidade entre o rio e o aquífero.

Aplicando o princípio da superposição, um poço imagem é utilizado para simular uma condição de recarga entre o poço e o rio, definida pela equação 5.2:

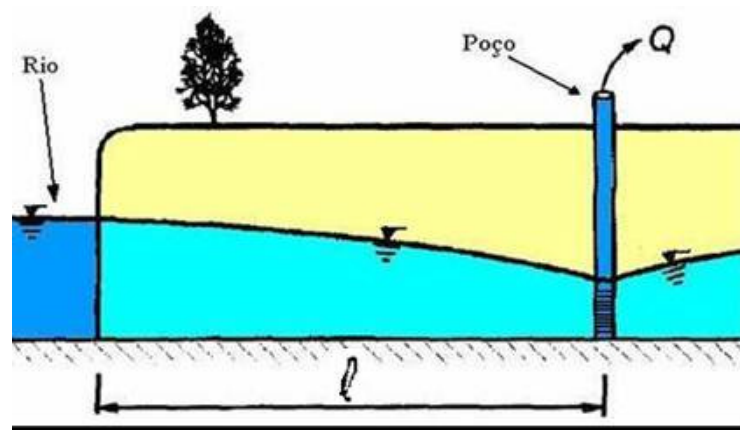


Figura 5.3 – Representação esquemática do Modelo de Theis, adaptado de Winter (1995).

$$s_w(u) = \frac{Q}{4\pi T} [E_1(u) - E_1(u_i)] \quad (5.2)$$

Onde S_w é o rebaixamento no rio [L], Q é a vazão bombeada no poço [L^3/T], T é a transmissividade do aquífero [L^2/T], u é a variável de Boltzmann, definida pela equação 5.3 e E_1 é a função de poço de Theis, definida pela equação 5.4:

$$u = \frac{r^2 S}{4Tt} \quad (5.3)$$

onde:

r é a distância do poço ao rio [L];

T é a transmissividade do aquífero [L^2/T];

S é o coeficiente de armazenamento do aquífero [Adimensional];

t é o tempo

$$Ei(x) = \int_{-\infty}^x \frac{e^t}{t} dt. \quad (5.4)$$

onde:

e é a base dos logaritmos naturais, ($\approx 2,718281828459...$);

t é o tempo (T).

Glover e Balmer (1954) reescreveram a equação de Theis, utilizando a função de erro complementar ($erfc(x) = 1 - erf(x)$), e a solução de Theis é agora comumente chamada solução de Glover-Balmer (**Equação 5.5**), mas nesta dissertação, trataremos como modelo de Theis, em respeito ao autor original. É uma equação muito simples, podendo ser resolvida em uma calculadora de mão, a única dificuldade é o cálculo de $erfc$ (função de erro complementar), que não possui uma solução exata.

$$\frac{\Delta Q}{Q_w} = erfc\left(\sqrt{\frac{SL^2}{4Tt}}\right) \quad (5.5)$$

Onde ΔQ [L^3/T] é a depleção do fluxo do rio, resultante do bombeamento de um poço localizado a uma distância r (L) perpendicular ao rio, Q_w [L^3/T] é a vazão de bombeamento de água do poço, T [L^2/T] é a transmissividade do aquífero bombeado e S [-] seu coeficiente de armazenamento, t [T] é o tempo de bombeamento, $erfc$ é a função erro complementar (**Equação 5.6**).

$$erfc(x) = 1 - erf(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^\infty e^{-t^2} dt. \quad (5.6)$$

onde:

erf é a função de erro;

e é a base dos logaritmos naturais ($\approx 2,718281828459\dots$);

t é o tempo (T).

Para resolver a função erro complementar, podem ser utilizadas planilhas eletrônicas, tipo o EXCEL da Microsoft, que a partir de sua versão 2010, passou a contar com uma solução bastante precisa, a função ERFC.PRECISE(x). Uma opção gratuita é a planilha CALC do Libre Office, que possui a função ERFC(x), que já apresentava uma solução de grande precisão desde sua versão 3.0.

Caso não se queira utilizar estas ferramentas e se disponha de uma calculadora programável, a função erro complementar pode ser calculada numericamente, por meio de expressões polinomiais. Uma das mais simples e curtas (**Equação 5.7**) produz um erro menor que $\pm 1 \times 10^{-5}$, para $x > 0$.

$$erfc(x) = (at + bt^2 + ct^3) \cdot \frac{2}{\sqrt{\pi}} \cdot e^{-x^2} \quad (5.7)$$

onde:

a é igual a 0,34802416;

b é igual a 0,09587987;

c é igual a 0,74785560;

t é igual a $1/(1 + 0,47046643x)$;

e é a base dos logaritmos naturais ($\approx 2,71828182845904\dots$).

Para valores de (x) maiores que 3,5, pode ser estimado o valor da $erfc(x)$, como igual a 0 com um erro menor que $\pm 1 \times 10^{-5}$. Um algoritmo mais sofisticado está detalhado nos anexos desta dissertação.

Os principais pressupostos utilizados para se obter o modelo Theis (eq. 5.5) são:

- Fluxo predominantemente horizontal;
- aquífero homogêneo, isotrópico e espessura saturada constante;
- aquífero confinado ou livre, quando a alteração na carga hidráulica são pequenas comparadas com a espessura saturada;
- fluxo linear e retilíneo em toda a espessura saturada;
- a condutividade hidráulica do leito do rio é próxima ou maior do que a do aquífero;
- o aquífero se estende ao infinito a partir do rio.

5.4.2.2 Modelo de Hantush

O modelo desenvolvido por Hantush em 1965 é muito similar ao anterior, com a diferença de acrescentar os efeitos de uma camada de permeabilidade mais baixa entre o rio e o aquífero

(Equação 5.8). Ou seja, considera uma conexão hidráulica imperfeita entre o rio e o aquífero, característica muito comum nestes sistemas (LANDON *et al.* 2001).

$$\frac{\Delta Q}{Q_w} = \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{S * l^2}{4 * T * t}}\right) - \exp\left(\frac{T * t}{S * L^2} + \frac{l}{L}\right) * \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{T * t}{S * L^2}} + \sqrt{\frac{S * l^2}{4 * T * t}}\right) \quad (5.8)$$

Neste modelo a camada de baixa permeabilidade é representada por uma camada vertical, que se estende por toda a espessura vertical do aquífero (Figura 5.4). Este método é o menos utilizado dos destacados aqui, em virtude da dificuldade de se estimar uma espessura teórica para uma camada vertical e a sua respectiva permeabilidade.

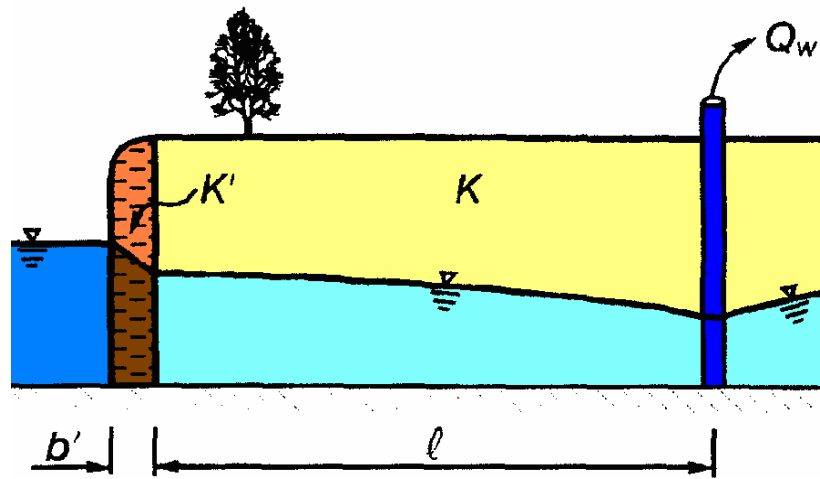


Figura 5.4 – Representação Esquemática do Modelo de Hantush, Adaptado de Winter (1995).

A primeira parte da equação é o Modelo Theis e a segunda parte depende do valor de L [L] (Equação 5.9), conhecido como coeficiente de retardo de Hantush e definida como a permeabilidade do aquífero, K [L/T], multiplicado pela espessura da camada semipermeável, b' [L] e dividida pela permeabilidade da camada semipermeável, K' [L/T]. Já \exp é a função inversa do logaritmo natural ($e^{(x)}$), onde e é a base dos logaritmos naturais e erfc é a função erro complementar (Equações 5.6 e 5.7).

$$L = (K * b') / K' \quad (5.9)$$

Os pressupostos utilizados para derivar a equação 5.5 são os mesmos utilizadas para a equação 5.8. A única diferença é que neste caso, existe uma camada com permeabilidade menor que a do aquífero, o que acrescenta uma resistência adicional ao fluxo. Observa-se que a resistência da camada semipermeável diminui a resposta do sistema, mas, em condições de bombeamento por intervalos de tempo muito longos, vários meses ou anos, os valores tendem a se igualar ao do modelo Theis.

5.4.2.3 Modelo de Jenkins

Em uma tentativa de tornar mais prático o uso do modelo de Theis, Jenkins (1968, 1970) introduziu o conceito básico de “*stream depletion factor*”, conhecido como SDF e expresso na equação 5.10.

$$s \cdot d \cdot f = \frac{d^2 \cdot S}{T} \quad (5.10)$$

Onde:

d é a distância do poço ao rio [L];

S o coeficiente de armazenamento do aquífero [-];

T é a sua transmissividade [L²/T].

O SDF [1/T], nada mais é que uma simplificação da equação de Theis (**Equação 5.11**), de onde se removeu a função erro complementar (erfc) e a raiz quadrada.

$$\frac{\Delta Q}{Q_w} = \operatorname{erfc} \left(\sqrt{\frac{S * l^2}{4 * T * t}} \right) = \operatorname{erfc} \left(\sqrt{\frac{SDF}{4 t}} \right) \quad (5.11)$$

Usando o SDF na equação de Theis, com gráficos para a aplicação de ERFC, é possível simplificar bastante as estimativas de esgotamento do rio e traçar isolinhas em mapas hidrogeológicos das zonas de interferência rio/aquífero, sendo que, segundo Jenkins (1968 e 1970), a mesma só se torna significativa quando a depleção do rio é igual ou superior a 28% do volume bombeado do poço.

Esta metodologia se tornou, de longe, a mais utilizada por órgãos gestores de recursos hídricos, tribunais de justiça, associações de usuários e instituições técnicas como o *United State Geologic Service* (USGS) nos EUA, nas últimas três décadas (CUTHBERTSON, 2005; CHRISTCHURCH, 2001).

Os pressupostos usados para este modelo são, obviamente, os mesmos do modelo Theis.

5.4.2.4 Modelo de Hunt (1999)

O predomínio absoluto do modelo Theis só começou a ser perturbado já no século XXI. Hunt (1999) apresentou um modelo para interferência poço-rio, que respondia às críticas de que a

suposição de um rio totalmente penetrante no aquífero e com uma conexão hidráulica perfeita, exagerava demasiadamente a interferência dos poços de bombeamento (**Equação 5.12**).

$$\frac{q}{Q} = \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{S \cdot l^2}{4 \cdot T \cdot t}}\right) - \exp\left(\frac{\lambda^2 \cdot t}{4 \cdot S \cdot T} + \frac{\lambda \cdot l}{2 \cdot T}\right) \cdot \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{\lambda^2 \cdot t}{4 \cdot S \cdot T}} + \sqrt{\frac{S \cdot l^2}{4 \cdot T \cdot t}}\right) \quad (5.12)$$

onde:

q = vazão deplecionada do rio pelo poço de bombeamento [L^3/T];

Q = vazão bombeada do poço [L^3/T];

S = coeficiente de armazenamento do aquífero [-];

T = transmissividade do aquífero [L^2/T];

t = tempo de bombeamento do poço [T];

l = distância poço/rio [L];

erfc = função erro complementar para água subterrânea [-];

\exp = função inversa do logaritmo natural ($e^{(x)}$) [-];

λ = coeficiente de resistência do leito (**Equação 5.13**);

$$\lambda = (k' w) / b' \quad (5.13)$$

onde:

k' = permeabilidade da camada semipermeável entre o rio e o aquífero [L/T];

w = largura do rio [L];

b' = espessura da camada semipermeável entre o rio e o aquífero [L].

Neste modelo o leito do rio penetra parcialmente o aquífero, sua largura pode ser trabalhada matematicamente e considera a existência de um leito semipermeável entre o rio e o

aquífero, conexão hidráulica imperfeita. Este modelo nada mais é que uma adaptação do modelo de Hantush (1965) (**Figura 5.5**). Na verdade as equações de Hantush e Hunt se tornam iguais se considerarmos o rio totalmente penetrante em um aquífero semi-infinito (condições de Hantush).

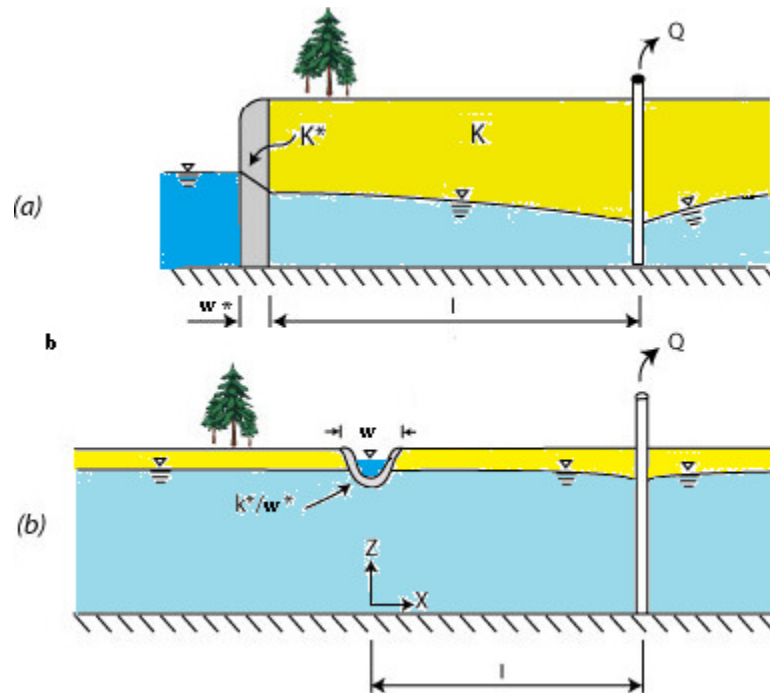


Figura 5.5 – Representação Esquemática dos Modelos de Hantush (1965) e Hunt (1999).

Vale observar também que a equação de Hantush fica igual à de Theis (1941) se considerarmos a espessura da camada semipermeável igual a zero. Isto demonstra que praticamente o mesmo modelo tem dominado as decisões técnicas, políticas e judiciais a nível mundial nas últimas quatro décadas (MONDACA, 2007; RESTREPO; 2009).

5.4.2.5 Modelo de Hunt (2003)

O último modelo tratado aqui foi apresentado por Hunt (2003a), para abranger a interferência de um poço em um rio que não estivesse diretamente conectado ao aquífero, mas separado deste por uma camada de menor permeabilidade como, por exemplo, um aquitarde (**Figura 5.6**), ou um aquífero de transmissividade menor (**Equação 5.14**).

Neste caso, a camada superior, sobreposta ao aquífero bombeado, possui uma espessura saturada B' , uma condutividade hidráulica K' (menor que a do aquífero sotoposto), um coeficiente de armazenamento S' e um nível piezométrico h' . O aquífero bombeado tem uma transmissividade T , um coeficiente de armazenamento S um nível piezométrico h .

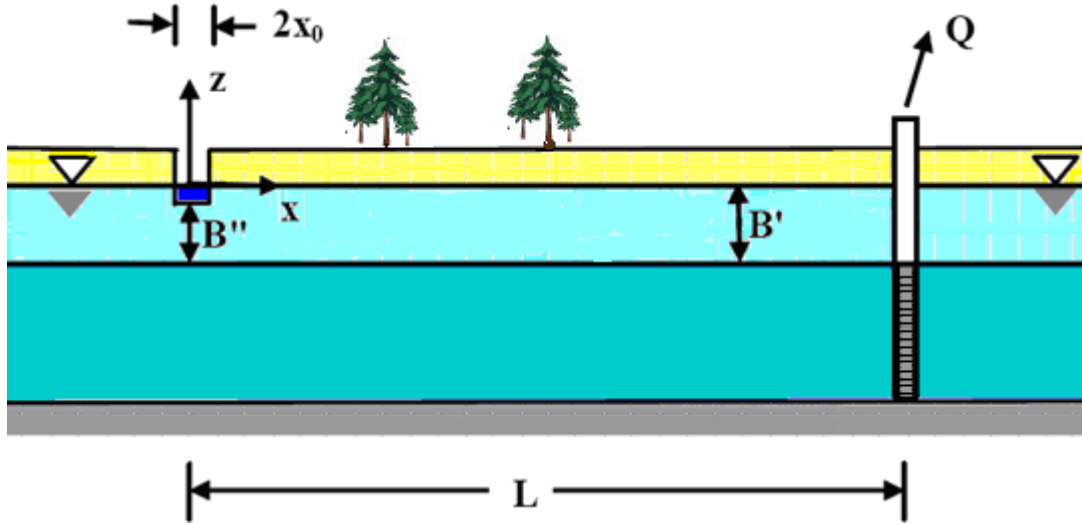


Figura 5.6 – Modelo esquemático de Hunt (2003a), com duas unidades aquíferas sobrepostas, conectadas à drenagem superficial.

$$Q_s = Q_w \left[\operatorname{erfc} \left(\sqrt{\frac{d^2 S}{4Tt}} \right) - \exp \left(\frac{\lambda^2 t}{4ST} + \frac{\lambda d}{2T} \right) \operatorname{erfc} \left(\sqrt{\frac{\lambda^2 t}{4ST}} + \sqrt{\frac{d^2 S}{4Tt}} \right) - \lambda \int_0^1 F(\alpha, t) G(\alpha, t) d\alpha \right] \quad (5.14)$$

onde:

$F(\alpha, t)$ e $G(\alpha, t)$ são funções que podem ser calculadas pelas equações 5.15 e 5.16 respectivamente:

$$F(\alpha, t) = \exp \left(-\frac{Sd^2}{4Tt\alpha^2} \right) \sqrt{\frac{Tt}{Sd^2\pi}} - \frac{\alpha t \lambda}{2Sd} \exp \left(\frac{\lambda d}{2T} + \frac{t\alpha^2 \lambda^2}{4ST} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{\alpha \lambda}{2} \sqrt{\frac{t}{ST}} + \frac{d\sqrt{S}}{2\alpha\sqrt{Tt}} \right) \quad (5.15)$$

$$G(\alpha, t) = \frac{1}{2} \left[1 - e^{-(a+b)} I_0(2\sqrt{ab}) + \left(\frac{b-a}{a+b} \right) \sum_{n=0}^{\infty} \binom{2n}{n} P(2n+1, a+b) \left(\frac{\sqrt{ab}}{a+b} \right)^{2n} \right] \quad (5.16)$$

onde:

α é a variável de integração [-];

$I_0()$ é a Função Modificada de Bessel de ordem zero [-];

$\binom{2n}{n}$ é o Coeficiente Binomial [-];

P() é a Função Gamma Incompleta [-];

K" é a condutividade hidráulica da camada superior [L/T];

B' é a espessura da camada superior [L];

σ é o coeficiente de armazenamento da camada superior [-];

Q_w = vazão deplecionada do rio pelo poço de bombeamento [L³/T];

Q = vazão bombeada do poço [L³/T];

S = coeficiente de armazenamento do aquífero [-];

T = transmissividade do aquífero [L²/T];

t = tempo de bombeamento do poço [T];

l = distância poço/rio [L];

erfc = função erro complementar para água subterrânea [-];

exp = função inversa do logaritmo natural ($e^{(x)}$) [-];

λ = coeficiente de resistência do leito (**Equação 5.13**)

Como o modelo de Hunt (2003) é uma evolução da equação 5.12, os pressupostos utilizados para derivar esta solução são semelhantes aos utilizados para as citadas anteriormente. A alteração do nível freático tanto na camada superior como na camada inferior, aquífero bombeado, são considerados pequenos em comparação com a espessura saturada. As camadas superior e inferior são infinitas, homogêneas e com espessura constante. O fluxo entre a camada superior e inferior é descrita pela Lei de Darcy e o bombeamento é constante (Hunt, 2003).

Este modelo se mostrou bastante adequado para diversos casos práticos onde se trabalha com aquíferos semi-confinados e vem sendo adotada por vários países, tais como Austrália, Nova Zelândia e EUA (Reeves, 2008), em virtude de sua eficiência.

A solução deste modelo não é tão simples quanto as anteriores, mas pode ser feito em planilhas eletrônicas como o EXCEL ou o CALC, ou mesmo por aplicativos para internet, utilizando-se algumas macros.

5.5 MODELAGENS NUMÉRICAS REALIZADAS NA ÁREA ESTUDADA

A área estudada foi modelada quatro vezes utilizando o programa de modelamento numérico mais utilizado no mundo, o MODFLOW (HARBAUGH & MCDONALD, 1995) baseado no método das diferenças finitas (MDF) na versão comercial de nome PMWIN (CHIANG & KINZELBACH, 1993 e 2001) com seus pré e pós-processadores.

Todas estas modelagens tinham como objetivo auxiliar na tomada de decisão no processo de concessão de outorga da água subterrânea, indicando volumes que poderiam ser extraídos do aquífero para fins de irrigação, sem provocar depleções sérias, com comprometimento do nível de base dos vários rios da região e sem comprometer as reservas subterrâneas.

5.5.1 Modelagem da Bacia do Rio do Cachorro

A primeira modelagem foi realizada entre 2001 e 2002, na porção central da área estudada, entre o rio de Balsas e o rio de Janeiro, totalizando uma área de aproximadamente 4.500 km². Considerou-se o aquífero homogêneo e isotrópico (condutividade hidráulica $K = 5 \times 10^{-5}$ m/s). Foi aplicada uma recarga distribuída homogeneamente ($2,5 \times 10^{-9}$ m³/s/m²), a partir dos dados dos postos fluviométricos. Os valores da espessura do aquífero foram ajustados a partir de sondagens elétricas verticais (SEV) executadas na bacia (SCHUSTER, 2002).

Foi iniciado o modelamento estacionário com altas taxas de vazões nos 11 poços outorgados na área de estudo. O cálculo iterativo encerrou quando o cone de depressão do bombeamento alcançou o estado de equilíbrio dinâmico.

Na modelagem não estacionária se atribuiu ao aquífero o coeficiente de armazenamento ($S = 2,6 \times 10^{-4}$) para a bacia do rio Cachorro. A simulação transitória foi baseada nas seguintes suposições: ano hídrico de 12 meses de duração, subdividido em 8 meses de verão sem recarga e altas taxas de bombeamento ($Q = 500$ m³/h) e 4 meses de inverno com recarga ($R = 2,5 \times 10^{-9}$ m³/s/m²) e bombas desligadas. Para o fator de drenança do leito dos rios foi atribuído um valor de drenança ($L = 0,003$ 1/s) a partir da literatura.

Todos os resultados dos modelamentos realizados, regime estacionário e não estacionário, mostraram uma interferência hidráulica direta entre os poços em bombeamento com o rio do Cachorro e com os rios vizinhos, independente da taxa do bombeamento. As zonas de transporte e influência dos poços bombeados na parte à montante da bacia de rio do Cachorro bombeiam a sua água da bacia do rio de Balsas. Os poços situados na parte intermediária até a jusante da bacia bombeiam a água do rio do Cachorro. Entretanto a modelagem não pôde quantificar a interferência dos poços nos rios (SCHUSTER, 2002).

Como resultado das modelagens, foi feita a recomendação de se minimizar as interferências dos poços nos rios, estabelecendo um regime de bombeamento para os poços de no máximo dez horas por dia e estes só poderiam ser perfurados a uma distância mínima de 2.500 metros do rio perene mais próximo. Não se indicou volumes quantitativos.

5.5.2 Modelagem na Bacia do Rio das Fêmeas

A segunda modelagem foi realizada na bacia do rio das Fêmeas, abrangendo toda a porção sul da área estudada, com aproximadamente 12.500 km², no período entre 2001 e 2003. Como no caso da bacia do rio do Cachorro, aqui também se utilizou um modelamento numérico baseado no método de diferenças finitas das equações diferenciais parciais utilizando o PMWIN (*Processing Modflow for Windows*) (BAHIA, 2003).

O sistema aquífero foi considerado como uma só unidade hidrogeológica com uma distribuição homogênea da condutividade hidráulica ($K = 6$ m/dia) e coeficiente de armazenamento de $S = 2,6 \times 10^{-4}$, baseado em teste de bombeamento realizado na bacia. O valor atribuído para a porosidade efetiva foi de $S_y = 0,1$. A distribuição da recarga foi estimada a partir da análise dos hidrogramas ($R \approx 6,5 \times 10^{-4}$ m/dia ou 250 mm/ano). Foi atribuído um valor estimado da literatura de $K = 1$ m/dia para a condutividade hidráulica da camada de colmatação do leito de rio, (BAHIA, 2003).

Com estes parâmetros hidrodinâmicos foi calculado um modelo inicial da potencimetria para a efetiva comparação crítica com a potencimetria medida em 2001 dos níveis d'água de cerca de 100 poços de bombeamento existentes na bacia. A verificação da calibração foi feita por um segundo conjunto de dados dos níveis d'água dos mesmos poços, medidos no ano de 2002.

Houve apenas alterações muito pequenas entre os mapas potenciométricos de 2001 e 2002. Foram então executadas 04 simulações transientes considerando duas estações climáticas principais. Os resultados demonstraram claramente uma interferência hidráulica direta dos poços de bombeamento entre si e com os numerosos rios da bacia por causa da alta transmissividade e do baixo coeficiente de armazenamento do aquífero. De fato, a simulação transiente indicou um rebaixamento em toda a área modelada, com a possibilidade de provocar possíveis danos ambientais nos mananciais superficiais (BAHIA, 2003).

O pior caso é a situação da longa estiagem nesta bacia desprovida de recarga sazonal e mostra um contínuo decréscimo nas cargas hidráulicas em todos os poços bombeados, mais acentuados nos poços a montante da bacia do que a jusante (BAHIA, 2003).

O efeito negativo da grande extensão dos raios de interferência provocado pelas bombas ligadas é inerente para aquíferos com estas características hidrodinâmicas e não depende de uma alta taxa de vazão das bombas, que apenas são responsáveis para o desenvolvimento da profundidade do cone de depressão. Diante disso, foi preparado um gráfico (**Figura 5.7**) que apresenta a função do raio de influência de um poço bombeado até 24 horas, confeccionado com 04 distintos coeficientes de armazenamento e com a transmissividade média encontrada no aquífero (BAHIA, 2003).

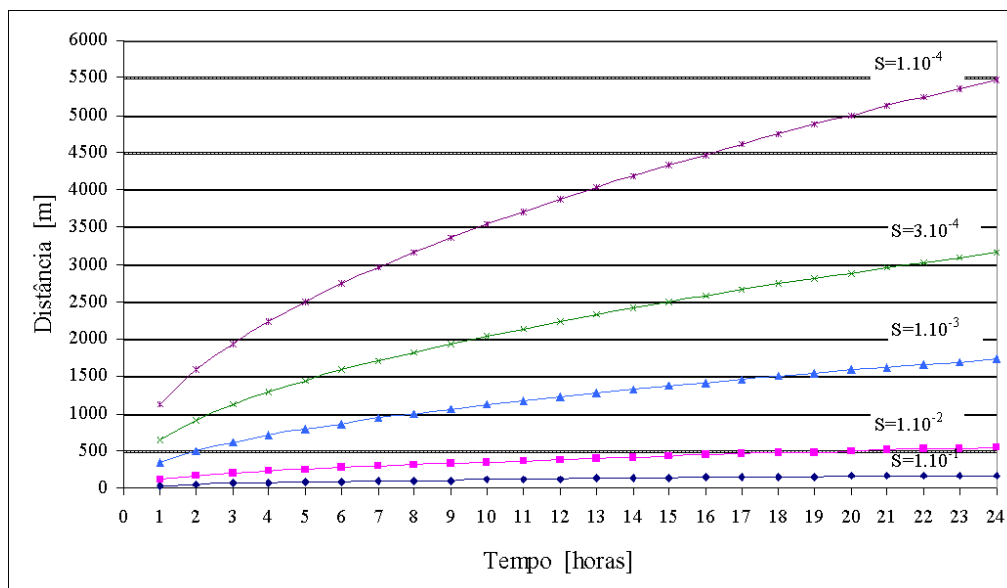


Figura 5.7 – Gráfico geral do raio de influência de um poço em bombeamento versus tempo para distintos coeficientes de armazenamento

Como resultado final, foi indicada uma distância mínima entre os poços e entre os poços e os rios de 2.500 metros em um regime de bombeamento máximo de 10 horas por dia. Resultado similar ao da bacia do rio do Cachorro na porção central da área. Também neste caso, a modelagem não indicou volumes quantitativos para a outorga.

5.5.3 Modelagem na Fazenda Campo Aberto Entre os Rios Limpo e de Janeiro

A terceira modelagem foi realizada no ano de 2003, na porção norte da área de estudo, restrito à área da Fazenda Campo Aberto, situada na bacia hidrográfica do rio de Janeiro. O objetivo foi estimar a taxa de recarga induzida pelos dois rios (rio Limpo e de Janeiro) que formam os contornos da área de estudo (SCHUSTER, 2003).

Neste trabalho, pela primeira vez se indicou a utilização da solução analítica do sistema aquífero-rio (GLOVER & BALMER, 1954), ressaltando sua simplicidade para a tomada de decisões administrativas no processo de outorga e ao fornecer um esgotamento ou vazamento do rio ao aquífero (infiltração induzida) maior do que seria na realidade hidrogeológica garantiria uma maior segurança em relação a possível superexploração do aquífero. Também foi ressaltado que o modelamento numérico, mais robusto, poderia considerar a complexidade total do sistema aquífero-rio.

Esta modelagem abrangeu uma área de 377 km² e contou com oito poços de bombeamento, com vazões de aproximadamente 500 m³/hora e quatro poços de observação e monitoramento (**Figura 5.8**). Como é comum na região, os poços iriam operar por seis meses em regime contínuo, com 20 horas de bombeamento por dia, mais seis meses desligados, período de chuvas.

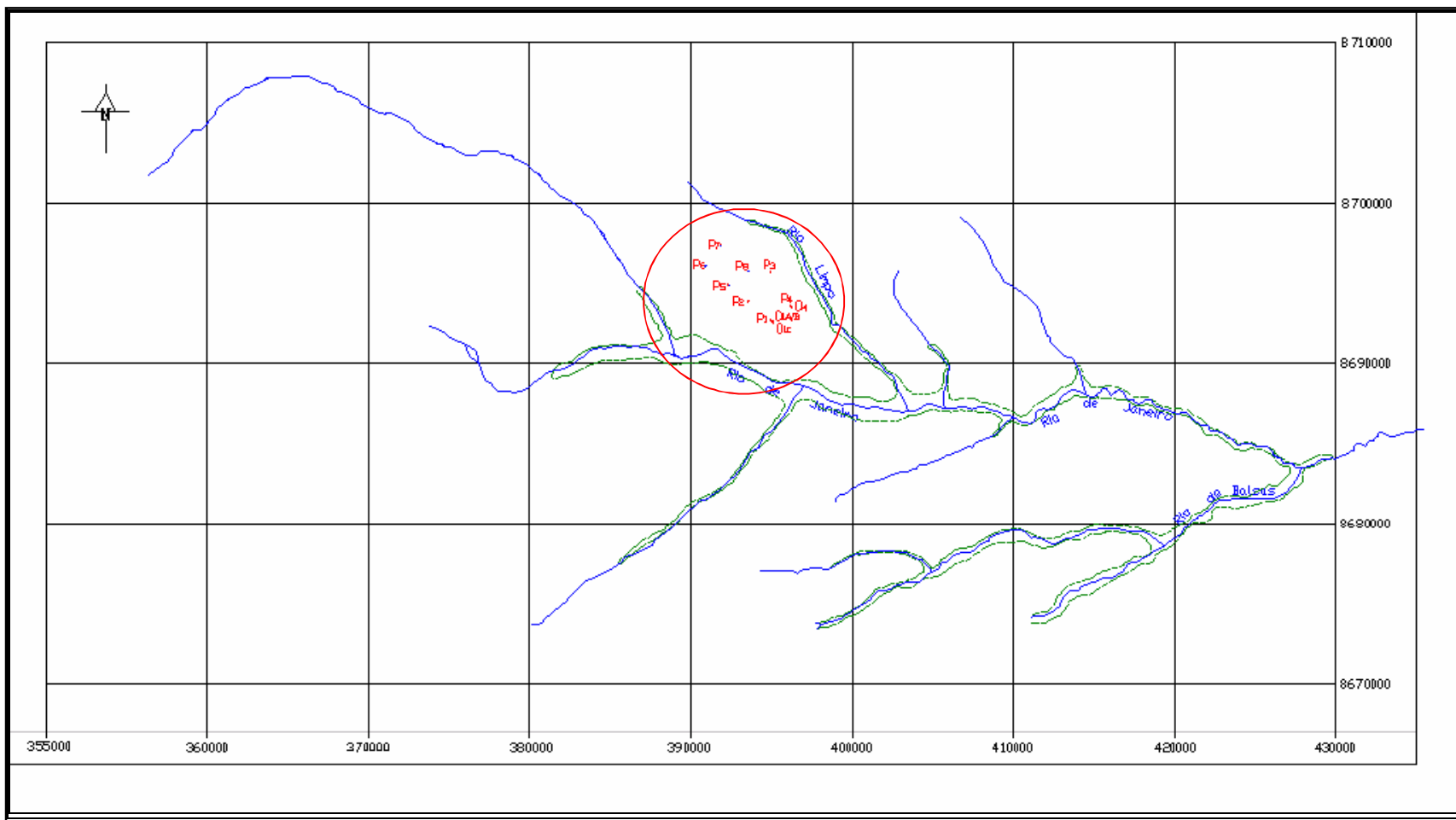


Figura 5.8 – Área de Modelagem na Fazenda Campo Aberto e seus poços produtores

Foram realizados vários testes na área para se determinar os parâmetros hidrodinâmicos do aquífero, com duração de 24 horas. As curvas de rebaixamento versus tempo obtidas foram consideradas boas a excelentes e, portanto, foram analisadas através de método analítico e numérico sem grandes dificuldades. Os valores ajustados pelo software AQUIFER TEST de transmissividade ($T \approx 63 \text{ m}^2/\text{hora}$) e coeficiente de armazenamento ($S \approx 3,7 \times 10^{-4}$), foram bastante similares aos ajustados pelo pacote PEST do PMWIN ($T \approx 75 \text{ m}^2/\text{hora}$ e $S \approx 1,9 \times 10^{-4}$).

O modelo incorporou o rio Janeiro, como o contorno ao lado esquerdo e, o rio Limpo, como contorno ao lado direito da área de modelamento. Ao longo da parte norte foi definido um potencial fixo. A área foi considerada homogênea e isotrópica e aos dois rios foram atribuídos um nível superficial, uma profundidade e largura estimadas a partir de uma vistoria em campo e uma condutividade hidráulica da literatura (SCHUSTER, 2003).

Observou-se que todas as curvas de rebaixamento versus tempo apresentavam uma tendência horizontal após algumas horas de bombeamento. Esta característica das curvas medidas levou o autor a classificar o aquífero como semi-confinado e drenante, onde o coeficiente de drenança ou escoamento vertical torna-se muito importante. Foi então concebido um modelo simples de duas camadas que representam as duas formações geológicas para o pacote PMWIN: camada superior, freática, com 130 m de espessura (Formação Serra das Araras), em contato direto com os rios e; camada inferior, semi-confinada com 150 m (Formação Posse), onde estão instalados os filtros dos poços de bombeamento (SCHUSTER 2003).

Infelizmente, os parâmetros hidrodinâmicos da camada superior, utilizados por Schuster (2003) e obtidos por ele através do modelo de duas camadas com o pacote de estimação de parâmetro PEST, estão incorretos. O coeficiente de armazenamento calculado foi de aproximadamente $7,6 \times 10^{-7}$, totalmente incompatível para um aquífero livre, caso da Formação Serra das Araras. O autor reconheceu esta deficiência (SCHUSTER, 2003) e recomendou que fossem realizados testes com poços e piezômetros instalados apenas na camada superior (Serra das Araras).

No total, foram simuladas 12 diferentes situações, algumas considerando a existência de conexão hidráulica do aquífero com os rios e outras sem considerar nenhum tipo de conexão. Observou-se que os parâmetros hidrodinâmicos da camada superior (Formação Serras das Araras) influenciam de maneira surpreendente o comportamento do sistema aquífero com respeito ao seu processo dinâmico, tanto na propagação e extensão do cone de depressão, quanto na infiltração induzida nos rios pelos poços de bombeamento.

A calibração das curvas de rebaixamento medidas em dois trabalhos de campo durante os meses de maio e setembro de 2003 na Fazenda Campo Aberto, através dos vários métodos diferentes de modelagem e simulação, mostrou que os parâmetros hidrodinâmicos da camada inferior bombeada (Formação Posse), são bem definidos e não variam muito em comparação direta com os valores medidos e analisados no rio do Cachorro e rio das Fêmeas (porção central e sul da área estudada, respectivamente), Schuster (2003).

No entanto, os resultados deste estudo também não foram conclusivos posto que, a variação dos parâmetros hidrogeológicos da camada superior influenciam muito o comportamento hidráulico do sistema completo.

Foi recomendado, apenas, aumentar a distância entre poços, de dois mil e quinhentos metros, para no mínimo cinco mil metros podendo chegar a sete mil metros (máximo). Também se recomendou que a distância mínima dos poços para o rio mais próximo, deveria ser de quatro mil metros, mesmo reconhecendo que qualquer bombeamento de longa duração na época de estiagem atingiria os rios vizinhos depois de alguns dias de bombeamento (Schuster, 2003).

Cabe observar que, se tomadas estas distâncias, a utilização de poços na região seria praticamente inviabilizada, pois pouquíssimas propriedades poderiam ter mais do que um poço (distância de sete quilômetros entre poços) e apenas na faixa mais a oeste do aquífero Urucuia, nas proximidades da fronteira do Estado da Bahia, com os estados de Tocantins e Goiás, seria possível posicionar um poço a mais de quatro quilômetros do rio mais próximo.

5.5.4 Segunda Modelagem na Fazenda Campo Aberto Entre os Rios Limpo e de Janeiro

Schuster, *et al* (2010), retomaram a modelagem na Fazenda Campo Aberto, visando analisar a resposta do sistema aquífero-rio ao bombeamento dos oito poços ali instalados. A área modelada foi limitada pelos rios Limpo e de Janeiro, estabelecido um gradiente hidráulico natural presumido. Observou-se que os oito poços instalados operam 18 horas por dia, sendo desligados nos meses chuvosos.

Para o rio de Janeiro foi atribuída uma largura variando entre 20 a 50 m, para o rio Limpo 10 a 20 m. A espessura da camada do leito de rio permaneceu constante ($M = 1$ m) em todos os trechos dos dois rios. Um valor uniforme relativamente alto ($K' = 1$ m/d) e foi escolhido para a condutividade hidráulica do material do leito dos dois rios. Adicionalmente, foram utilizados os dados de um medidor automático de nível, instalado em 2005 em um dos poços de monitoramento. Este equipamento registrou a variação contínua do nível estático do aquífero durante o ano de 2006 (Schuster *et al*, 2010).

A simulação utilizou o programa PMWIN-PRO, versão 2005 em 3-D, avaliando seis situações diferentes em função do gradiente hidráulico (Da Cruz, 2006). No modelo 01 os rios de Janeiro e Limpo, limites do modelo, estavam em equilíbrio com o aquífero, isto é, $\Delta h = 0$ m, enquanto nos modelos 02, 03, 04, 05 e 06 os dois rios foram considerados efluentes, para tanto os níveis da superfície dos rios foram rebaixados em um $\Delta h = 0,3$ m, a partir da superfície potenciométrica do aquífero.

Os parâmetros hidrogeológicos utilizados foram os mesmos determinados nos testes realizados em 2003 para a Formação Posse ($T \approx 1.427$ m²/dia e $S \approx 2,872 \times 10^{-4}$) e para a Formação Serra das Araras ($T \approx 8.550$ m²/dia e $S \approx 7,6 \times 10^{-7}$) (Schuster, 2003).

Com a finalidade de adequar os valores da Formação Serra das Araras para uma condição mais realista, adotou-se um modelo de três camadas. A espessura total do sistema aquífero (275

m) foi subdividida em 3 camadas horizontais, como pode ser visualizado na figura 5.9. A primeira camada (aquífero livre, constituído por material não-consolidado e não analisado nos testes de aquífero), à qual foi atribuído um valor padrão de porosidade efetiva de $S_y = 0,2$, com espessura de 45 metros. A segunda camada, aquífero confinado/livre, é representada pela Formação Serras de Araras, com 80 metros de espessura. Já a terceira camada, aquífero confinado/livre, é representada pela Formação Posse e com 150 metros de espessura (Schuster et al. 2010).

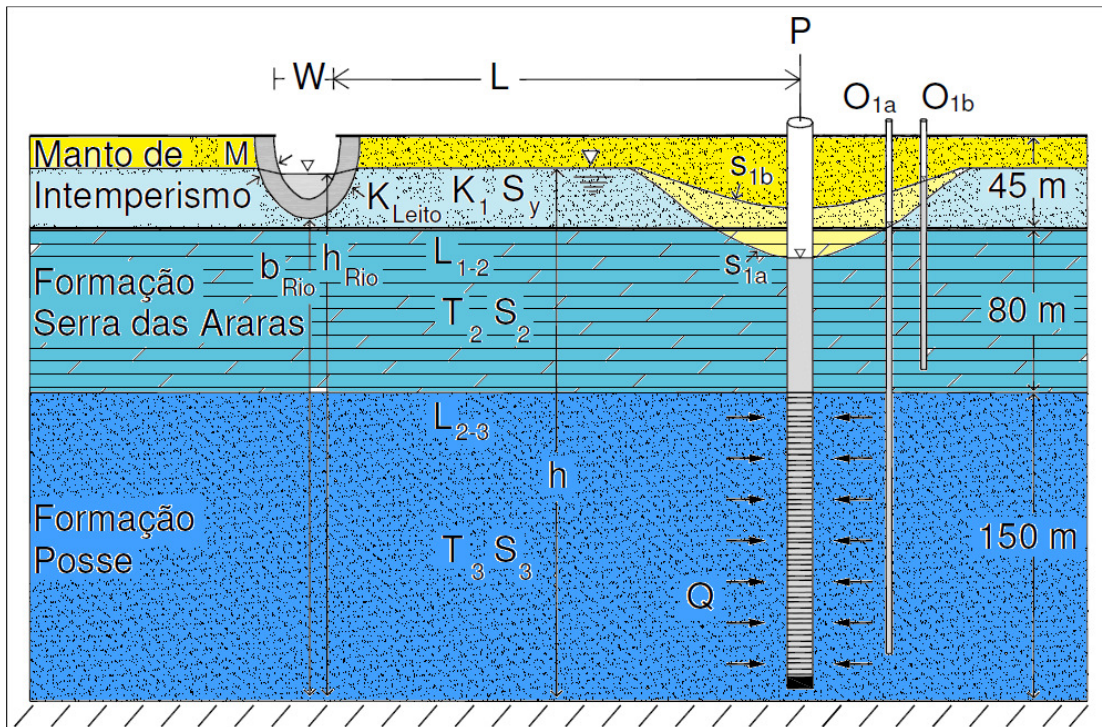


Figura 5.9 – Representação esquemática do modelo rio-aquífero-poço adaptado de Schuster et al. 2010

Em cada simulação foram utilizados os quatro poços P1, P3, P5 e P7 dos oito poços existentes. Este conjunto de quatro poços foi bombeado em cada modelagem simultaneamente, por um período de 180 dias, com uma taxa de 500 m³/hora para cada poço. Após 180 dias, as bombas foram desligadas pelo resto do ano (185 dias), para reproduzir os procedimentos operacionais reais.

Com ênfase no impacto nos rios, em virtude do bombeamento dos poços, foi simulado com base no modelo 02, um período de bombeamento extremamente longo de até 1 ano (365 dias) com até 8 poços ligados em bombeamento contínuo de 24 horas/dia com a vazão de 500 m³/h em cada poço. Esta simulação de um caso hipotético de bombeamento excessivo e, de longa duração, resultou em uma curva de rebaixamento do tipo Boulton em que, após uma fase de equilíbrio de poucos dias, o cone de depressão começa se expandir novamente (SCHUSTER et al, 2010).

Este último resultado é particularmente interessante, pois é coerente com os resultados obtidos por outros pesquisadores na área em estudo e nas suas proximidades, a exemplo de: NASCIMENTO, (2009); LUZ ET AL, (2009); CPRM & UFBA, (2008); BAHIA (2003); POMPEU & RODRIGUES, (2002). Estes estudos mostram que o aquífero é do tipo livre com drenagem retardada tal como definido por Streltsova (1974) e Neumann (1975). Pompeu (2002) observa inclusive, que os resultados dos testes que indicaram o aquífero como semi-confinado são decorrentes de testes de curta duração. Ressalte-se que a maioria absoluta dos testes de bombeamento utilizados para gerar dados para as modelagens foram de menos de 24 horas e praticamente todos foram de menos de 48 horas.

Baseado nos resultados obtidos nesta última modelagem, Schuster *et al* (2010) recomendaram não instalar poços de produção com altas vazões e longos períodos de retirada a uma distância menor que quatro mil metros do rio mais próximo. Conquanto os autores não tenham especificado valores de vazão para os poços, podemos nos basear em procedimentos estabelecidos nos trabalhos anteriores. Diante disso, é possível estimar que a vazão do poço é maior ou igual a 100 m³/h e o período de bombeamento deve ser superior a 10 horas. Os autores também enfatizam que qualquer bombeamento de longa duração, na época de estiagem, irá reduzir a vazão dos rios da região, após poucos dias de bombeamento.

6 APLICAÇÃO DOS MODELOS ANALÍTICOS PARA A ÁREA ESTUDADA

A importância de quantificar os impactos da extração de água subterrânea na vazão dos rios foi mostrada nos capítulos anteriores desta pesquisa. Neste capítulo o objetivo é a escolha e implementação prática de um modelo analítico simples para sistemas integrados rio/aquífero, apropriado para avaliar os impactos da extração de águas subterrâneas nos rios da região.

6.1 ESCOLHA DO MODELO

Como os objetivos principais de modelagem no contexto deste trabalho são:

- 1) Quantificar para os usuários e gestores os impactos da extração de água subterrânea na vazão dos rios na Bacia do rio Grande, sub-bacias dos rios de Janeiro e das Fêmeas;
- 2) Considerar como os procedimentos para concessão de outorga de água podem ser melhorados através de uma compreensão das interações entre o rio e o aquífero;
- 3) Orientar a política de uso das águas superficiais e subterrâneas na bacia, visando o uso sustentável dos mananciais e;
- 4) Utilizar o modelo para avaliação integrada de opções para alocação de água, superficial ou subterrânea, na bacia.

Nestas condições optou-se por um modelo matemático, pois a quantificação é essencial, restando definir se o mesmo seria analítico ou numérico.

Visto que as propriedades desejáveis num modelo são: relevância; simplicidade; plausibilidade teórica; precisão; capacidade explicativa e; capacidade preditiva (CHRIST, 1966). Ressaltando-se o fato de que para que seja aplicável e apresente bons resultados, o modelo deve apresentar todas estas características.

Entretanto, na prática, existe um grande número de modelos que satisfaz apenas parcialmente estes critérios. Dificilmente existe algum que satisfaça a todos ao mesmo tempo. Esta situação pode tornar a escolha do modelo um problema complexo e passível de muita subjetividade, segundo as características pessoais do usuário do modelo.

Os *trade-offs* entre as abordagens da modelagem tendem a ser de parcimônia versus complexidade, a capacidade preditiva versus potencial explicativo, a necessidade de dados e de requisitos computacionais versus os custos.

Há um debate contínuo entre os pesquisadores em torno da escolha do modelo em estudos hidrológicos e hidrogeológicos. Modelos podem ser simples, como soluções analíticas unidimensionais (OLSTHOORN, 1985), ou modelos tridimensionais muito sofisticados.

Recomenda-se sempre começar com um modelo simples, desde que ele satisfaça aos objetivos da modelagem, e, caso necessário, a complexidade pode ser aumentada (HILL, 2006).

Embora cada tipo de modelo tenha suas vantagens e desvantagens, é importante ver as abordagens de diferentes modelos como complementares e não competitivas, com cada abordagem dando idéias diferentes, muitas vezes complementares para um mesmo sistema. A seleção do tipo de modelo e abordagem de modelagem, em última análise, depende dos objetivos do projeto ou pesquisa e das restrições existentes.

Diante do exposto e dos levantamentos bibliográficos realizados nesta pesquisa, foram escolhidos três modelos analíticos: **Theis**; **Hunt (1999)** e; **Hunt (2003)**.

6.2 UTILIZAÇÃO DOS MODELOS ANALÍTICOS EM PLANILHAS ELETRÔNICAS

Nesta parte do trabalho vamos aplicar três dos modelos analíticos aqui discutidos: o **Modelo Theis (1941)**, mais conhecido internacionalmente como modelo de Glover, também comumente chamado de Modelo Glover & Balmer, Modelo Glover & Jenkins e Modelo de Jenkins; o **Modelo Hunt (1999)**, que já embute em seus cálculos o Modelo Hantush (1965) e; o **Modelo Hunt (2003)**.

O software utilizado para esta dissertação foi o EXCEL 2010, que faz parte do pacote Office 2010 da Microsoft. Para checagem de compatibilidade tanto os cálculos como as macros utilizadas foram testadas e funcionaram perfeitamente na planilha CALC do pacote LIBRE OFFICE 3.6 da *Document Foundation*. Este último é um software livre que pode ser baixado gratuitamente da internet. As planilhas também funcionaram em versões anteriores do EXCEL (2007 e 2003).

Um dos facilitadores da utilização de planilhas eletrônicas como o EXCEL ou o CALC, como ferramentas para a gestão de recursos hídricos, é que as mesmas podem ser intercambiadas e assimiladas com grande facilidade visto que a maioria dos interessados do setor público e privado já possuem algum software compatível e um conhecimento básico de sua utilização.

As planilhas também proporcionam um ambiente de trabalho conveniente por causa de sua flexibilidade, por exemplo: dados podem ser importados e exportados através dos comandos copiar/colar; arquivos ASCII, “*American Standard Code for Information Interchange*”, também conhecido como txt, podem ser importados e formatados; diversas funções nativas como a função erro complementar, utilizada nos modelos analíticos tratados nesta dissertação, facilitam os cálculos; ferramentas gráficas variadas permitem a visualização e uma análise rápida dos problemas tratados, incluindo séries temporais e fenômenos de dispersão; textos, gráficos e páginas podem ser formatados de várias maneiras para que os resultados finais possam ser adaptados às necessidades individuais; entre outras funcionalidades.

Além disso, estes softwares permitem que cálculos complexos sejam definidos como funções nativas pelo usuário, utilizando-se de macros. Estas funções são acessadas da mesma maneira que as

nativas do Excel ou do Calc. As funções mais importantes utilizadas para esta dissertação são as soluções de Theis (1941) e de Hunt (1999 e 2003), detalhadas no anexo 1.

A solução das equações de Hunt (1999) e Hunt (2003), exigem a utilização de funções em macros. Estas macros seguem as soluções desenvolvidas por HUNT (2003b) e foram desenvolvidas no VISUAL BASIC FOR APPLICATIONS (**Figura 6.1**), disponível em todas as versões do EXCEL citadas. No CALC está disponível o LIBRE OFFICE BASIC, com praticamente as mesmas funcionalidades e capaz de importar com eficiência as macros do VISUAL BASIC FOR APPLICATIONS. Não foram realizados testes com outras planilhas, como o LOTUS 1-2-3 da IBM ou QUATTRO PRO X5 da Corel, nem com planilhas que rodam na internet. Foram realizados testes positivos com um Sistema Gerenciador de Banco de Dados Objeto Relacional, de código aberto, o POST GREE SQL, versão 8.4.

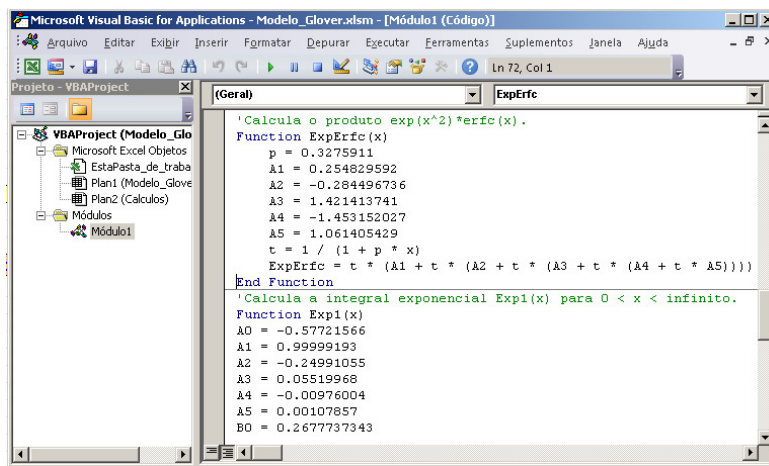


Figura 6.1 – Exemplo das Macros Utilizadas no Visual Basic for Applications

A interface utilizada na planilha é muito simples, bastando inserir os parâmetros necessários nas células indicadas (**Figura 6.2**). Os resultados são dados em forma percentual (quanto da vazão bombeada no poço é proveniente do rio) e gráfica (**Figura 6.3**).

O método da superposição e da translação do tempo, adaptado à solução de Theis, conforme apresentado por Jenkins (1968), permitiu que fossem aplicadas as interrupções do bombeamento do poço, representadas por: **Horas por Dia** que a bomba fica ligada; **Dias por Período de Bombeamento**, quantos dias por semana ou mês o poço fica ligado e; **Tempo de Corte**, período após o qual o bombeamento é interrompido ou reduzido, não sendo mais utilizado o valor anterior no intervalo temporal estudado, por exemplo, o ano hidrológico. Por exemplo, na aplicação do método da superposição a equação de Theis (**Equação 5.2**) e é convertida na (**Equação 6.1**).

$$Q_r = Q_1 \cdot \text{erfc} \cdot \left(\frac{s \cdot d \cdot f}{4t} \right) + (Q_2 - Q_1) \cdot \text{erfc} \cdot \left(\frac{s \cdot d \cdot f}{4(t - t_1)} \right) \quad (6.1)$$

Parâmetros Para Modelagem Glover - INSERIR DADOS		
Transmissividade (T)	1400	(m ² /dia)
Coefficiente de Armazenamento (S)	0,24	
Distância de Separação (L)	100	(m)
Volume Bombeado do Poço	140	(l/s)
Horas por Dia	18	(h)
Dias por Período de Bombeamento	5	(dias)
Período de Bombeamento	7	(dias)
Tempo de Corte	180	(dias)
Bombeamento Após o Corte	0	(l/s)
Duração do Bombeamento	180	(dias)
Parâmetros Calculados - CÁLCULO AUTOMÁTICO		
Fator de Depleção da Drenagem (SDF)	1,7	(dias)
Taxa Média	75,00	(l/s)
Depleção na Drenagem - Resultado da Modelagem		
Depleção na Drenagem	50,62	%

Figura 6.2 – Inserção dos Dados da Planilha Para Cálculo da Interferência Poço/Rio (Modelo de Theis)

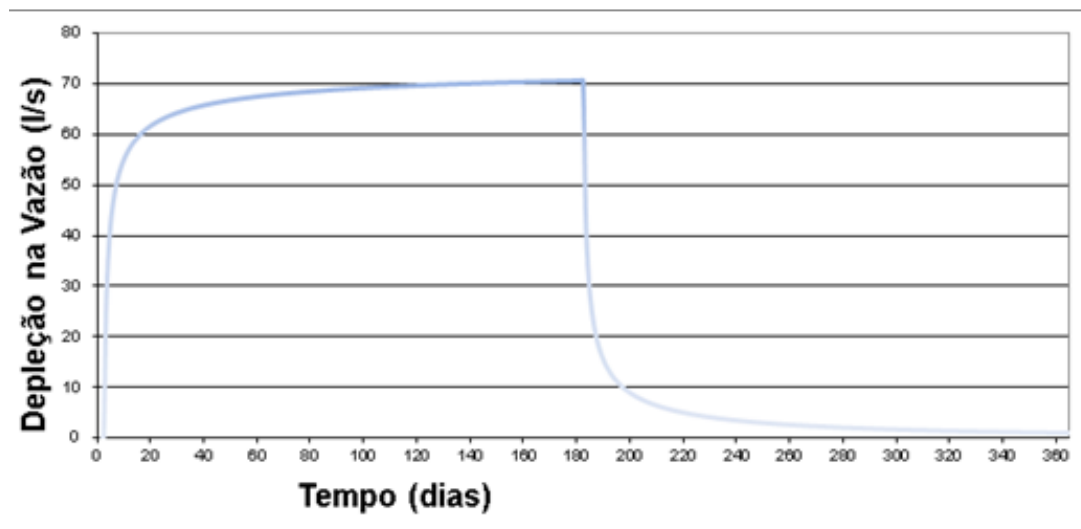


Figura 6.3 – Resposta Gráfica da Planilha no Cálculo da Interferência Poço/Rio (Depleção x Tempo)

O método da superposição foi utilizado tanto para o modelo de Theis quanto para os de Hunt. Além disso, como todas as variáveis utilizadas são adimensionais, qualquer sistema de unidades, consistente, pode ser utilizado para os cálculos.

Por fim, como as equações são lineares, com coeficientes independentes de coordenadas espaciais e temporais, algumas generalizações podem ser feitas, incluindo o efeito de múltiplos poços de bombeamento, extensão limitada dos rios, nível potenciométrico não horizontal, entre outras.

6.3 DADOS PARA APLICAÇÃO DOS MODELOS ANALÍTICOS

Para aplicação dos modelos analíticos foram utilizados os mesmos dados das modelagens numéricas já apresentadas. A única diferença é o valor de porosidade eficaz S_y , que não foi utilizado nas diversas modelagens numéricas que se estenderam de 2001 a 2003. Isto se justifica por que os diversos trabalhos, realizados após este período, classificaram o aquífero como livre com drenagem retardada, tal como definido por Streltsova (1974) e Neumann (1975), a exemplo de: Campos *et al.*, 2010; Nascimento, 2009; Luz *et al.*, 2009; CPRM & UFBA, 2008; Bahia 2003 e; Pompeu & Rodrigues, 2002. Este fato foi inclusive observado por Schuster *et al.* (2010), ao verificar, pela modelagem numérica, que as curvas de rebaixamento versus tempo dos poços resultam no tipo clássico de Boulton.

Dos trabalhos supracitados o de Nascimento (2009), merece destaque, pois por meio de métodos geofísicos determinou a transmissividade (T) e a Porosidade Eficaz (S_y) de toda a área estudada. Nesse trabalho os valores da transmissividade foram basicamente os mesmos já apresentados aqui e os de porosidade eficaz foram na média ($S_y \approx 0,24$), bastante coerente para um aquífero livre e com outros estudos que determinaram a porosidade eficaz, citados no parágrafo anterior.

6.4 UTILIZAÇÃO E RESULTADO DOS MODELOS ANALÍTICOS

Na aplicação dos modelos analíticos, primeiramente foram definidos quais os mais adequados ao modelo conceitual definido para o aquífero. Diante disso foi utilizado inicialmente o modelo de um aquífero livre com drenagem retardada, tal como definido por Streltsova (1974) e Neumann (1975), mais coerente com todos os estudos apresentados no item anterior. Na sequência foi utilizado um modelo de duas camadas, considerando o aquífero semi-confinado como na primeira modelagem realizada na Faz. Campo Aberto (Schuster, 2003).

6.4.1 Modelo Conceitual de Aquífero Livre com Drenagem Retardada

Nestas condições o valor de coeficiente de armazenamento utilizado para os cálculos foi igual ao da porosidade eficaz e como neste caso, o sistema é constituído por uma única camada aquífera, os modelos que melhor se adequam à mesma são o de Theis e o de Hunt (1999).

Os parâmetros hidrogeológicos utilizados foram os seguintes:

- Para a Transmissividade (T), o mesmo valor indicado para a Formação Posse nas modelagens na Faz. Campo Aberto ($T \approx 1.427 \text{ m}^2/\text{dia}$). Este valor é compatível com os trabalhos realizados por Campos *et al.* (2010), Nascimento (2009), Luz *et al.* (2009) e CPRM & UFBA, 2008;

- Para o Coeficiente de Armazenamento, o mesmo valor indicado para a Formação Posse ($S \approx 2,872 \times 10^{-4}$), pelas modelagens na Faz. Campo Aberto por Schuster (2003) e Schuster *et al* (2010). Este valor é compatível com os trabalhos realizados por Campos *et al.* (2010), Luz *et al* (2009) e CPRM & UFBA, 2008;
- Para a Porosidade Eficaz ($S_y \approx 0,24$), valor definido como médio para a área estudada por Nascimento (2009) e compatível com os trabalhos realizados por Campos *et al.* (2010), Luz *et al* (2009) e CPRM & UFBA (2008);
- Para a largura do rio foi atribuído o valor médio ($W \approx 20$ metros) utilizado pelas modelagens na Faz. Campo Aberto por Schuster (2003) e Schuster *et al* (2010);
- Para a espessura da camada sob o leito de rio e para a condutividade hidráulica do material do leito foram utilizados os mesmos valores das modelagens na Faz. Campo Aberto (Schuster, 2003; Schuster *et al* 2010). Respectivamente ($M = 1$ m) e ($K' = 1$ m/d), observando-se que este é um valor relativamente alto para K' .

Os quadros 6.1, 6.2 e 6.3 apresentam os resultados dos modelos analíticos pelo método de Theis e de Hunt em diferentes distâncias, para três condições distintas: a primeira para um poço operando 24 horas/dia e 365 dias/ano; a segunda apresentando uma condição mais realista, com um regime de bombeamento máximo de 18 horas por dia, de acordo com a norma para outorgas de poços no aquífero Urucuia no Estado da Bahia, a Instrução Normativa 15 (BAHIA, 2010a) e; a terceira considerando a situação real da Faz. Campo Aberto, onde os poços operam por 180 dias, que é o período seco na região, com um regime de bombeamento é de 18 horas por dia.

Quadro 6.1 – Depleção gerada em um rio por um poço de bombeamento, operando 24 h/dia e 365 dias/ano.

Distância Poço/Rio (M)	Depleção no Rio Induzida Pelo Poço no Modelo de Theis (%)	Depleção no Rio Induzida Pelo Poço no Modelo de Hunt 1999 (%)
50	98	92
100	95	90
250	90	85
500	81	76
750	72	67
1.000	63	58
1.500	47	43
2.000	34	30
2.500	23	20
3.000	15	13
3.500	9	8
4.000	5	5

Quadro 6.2 – Depleção gerada em um rio por um poço de bombeamento, operando 18 h/dia e 365 dias/ano pelo método de Theis.

Distância Poço/Rio (M)	Depleção no Rio Induzida Pelo Poço no Modelo de Theis (%)	Depleção no Rio Induzida Pelo Poço no Modelo de Hunt 1999 (%)
50	74	70
100	72	68
250	68	64
500	61	57
750	54	50
1.000	47	44
1.500	35	32
2.000	25	15
2.500	17	10
3.000	11	11
3.500	7	6
4.000	4	3

Quadro 6.3 – Depleção gerada em um rio por um poço de bombeamento, operando 18 h/dia e 180 dias/ano pelo método de Theis.

Distância Poço/Rio (M)	Depleção no Rio Induzida Pelo Poço no Modelo de Theis (%)	Depleção no Rio Induzida Pelo Poço no Modelo de Hunt 1999 (%)
50	73	67
100	71	65
250	65	59
500	55	50
750	45	41
1.000	37	33
1.500	23	20
2.000	13	10
2.500	7	05
3.000	3	02
3.500	1	01
4.000	1	01

O resultado para o método de Theis para um poço operando 24 horas por dia, 365 dias por ano e situado a 500 metros de distância do rio, é que aproximadamente 81% da vazão bombeada no poço está sendo deplecionada do rio (**Quadro 6.1**). Em outras palavras se a vazão bombeada no poço for de 100 m³/h, aproximadamente de 81 m³/hora, teriam que ser abatidos da vazão disponível no rio.

O resultado para o método de Hunt (1999) para um poço operando 24 horas por dia, 365 dias por ano e situado a 500 metros de distância do rio, é que aproximadamente 76% da vazão bombeada no poço é proveniente do rio (**Quadro 6.1**). Deve-se observar que o modelo de Hunt (1999) é mais apropriado às condições locais.

Quando se considera a segunda condição (**Quadro 6.2**), mais realista, os valores se alteram radicalmente tanto para o modelo de Theis, quanto para o de Hunt. De fato, o resultado para o método de Hunt para um poço operando 18 horas por dia, 365 dias por ano e situado a 500 metros de distância do rio, é que aproximadamente 57% da vazão bombeada no poço é proveniente do rio. Ou seja, no caso de um poço bombeando 100 m³/h, cerca de 57 m³/hora, teriam que ser abatidos da vazão disponível no rio.

Já na terceira condição (**Quadro 6.3**), que é a real, existente na Faz. Campo Aberto, os valores também se alteram fortemente. Pelo método de Theis a depleção provocada no rio é de aproximadamente 55% da vazão bombeada no poço. Já para o método de Hunt (1999) cerca de 50% da vazão bombeada de um poço teriam que ser abatidos da vazão disponível no rio.

6.4.2. Modelo Conceitual de Sistema Aquífero com Duas Camadas

Neste caso foi utilizado o mesmo modelo conceitual da primeira modelagem numérica da Faz. Campo Aberto. Nesse a Formação Posse, onde estão instalados os filtros dos poços de bombeamento, está sotoposta à Formação Serra das Araras que possui conexão hidráulica direta com os rios. Neste caso foi utilizado o coeficiente de armazenamento para a Formação Posse e a porosidade eficaz para a Formação Serra das Araras. Esse sistema é constituído por duas camadas aquíferas e o modelo que mais se adequa a esta condição é o de Hunt (2003).

Os parâmetros hidrogeológicos utilizados foram os seguintes:

- Para a Formação Posse os mesmos determinados nos testes realizados em 2003 ($T \approx 1.427 \text{ m}^2/\text{dia}$ e $S \approx 2,872 \times 10^{-4}$) (Schuster, 2003);
- Para a Formação Serra das Araras foram utilizados os valores de $T \approx 140 \text{ m}^2/\text{dia}$, estimado por Rodrigues *et al.* (2009), a partir de teste realizado em 2002 na bacia do rio das Fêmeas; para a porosidade eficaz assumimos um valor baseado nos trabalhos de Campos *et al* (2010), Nascimento (2009) e Luz *et al* (2009), de $S \approx 0,3$. Vale lembrar que os valores de $T \approx 8.550 \text{ m}^2/\text{dia}$ e $S \approx 7,6 \times 10^{-7}$ utilizados em 2003 não foram considerados aceitáveis, pois a transmissividade da camada superior não pode ser maior ou igual ao da camada inferior, para que a curva se estabilize como previsto por Hantush, nem o coeficiente de armazenamento de um aquífero freático pode ser tão baixo quanto o valor indicado;
- Para a largura do rio foi atribuído o valor médio ($W \approx 20$ metros) utilizado pelas modelagens na Faz. Campo Aberto por Schuster (2003) e Schuster *et al* (2010);

- Para a espessura da camada sob o leito de rio e para a condutividade hidráulica do material do leito foram utilizados os mesmos valores das modelagens na Faz. Campo Aberto (Schuster, 2003; Schuster *et al* 2010). Respectivamente ($M = 1$ m) e ($K' = 1$ m/d), observando-se que este é um valor relativamente alto para K' .

O valor para poços operando em diversos regimes de bombeamento e em diversas distâncias são apresentados no quadro 6.4.

Quadro 6.4 – Depleção gerada em um rio por um poço de bombeamento a partir do método de Hunt (2003), operando nos regimes de: 24 h/dia e 365 dias/ano; 18h/dia e 365 dias/ano e; 18h/dia e 180 dias/ano.

Distância Poço/Rio (M)	Depleção no Rio Induzida Pelo Poço (%)		
	Regime de 24h/dia e 365dias/ano	Regime de 18h/dia e 365 dias/ano	Regime de 18h/dia e 180dias/ano
50	92	64	53
100	89	62	51
250	83	54	48
500	73	43	39
750	63	37	34
1.000	54	33	25
1.500	38	24	13
2.000	26	8	7
2.500	17	6	3
3.000	10	5	1
3.500	6	5	1
4.000	4	2	1

Observa-se no quadro 6.4, que o resultado para o método de Hunt para um poço operando 24 horas/dia, 365 dias/ano e situado a 500 metros de distância do rio é que aproximadamente, 73% da vazão bombeada no poço está sendo deplecionada do rio. Caso o regime mude para 18 horas/dia e 365 dias/ano, a depleção no rio cai para 43% da vazão do poço e se este regime for alterado para 180 dias/ano (condição real), a vazão deplecionada cai para 39%.

6.5 DISCUSSÕES

Os valores encontrados para a depleção provocada pelos poços de bombeamento nos rios, pelo modelo numérico e pelos modelos analíticos mostraram-se bastante coerentes. De fato, todos indicaram que a depleção é minimizada, quando os poços são afastados para 4.000 metros do rio mais próximo. Complementando-se essa distância, à recomendação de se estabelecer uma distância mínima entre os poços de bombeamento de 7.000 metros, os rios e o aquífero estariam consideravelmente protegidos.

Entretanto, na prática, exigir uma distância poço/rio de 4.000 m e poço/poço de 7.000 m inviabilizaria a utilização de poços na região e provocaria um fenômeno de escassez de água precoce, limitando de maneira radical a capacidade produtiva do Oeste Baiano e inviabilizando seu crescimento econômico. De fato, seguindo estas recomendações, menos de 40 poços poderiam ser perfurados em toda a área estudada. Menos de 160 em todo o chapadão do Urucuia na Bahia, ou seja, menos de 1 poço para cada 500 km² de área. Assim sendo, o que é preconizado pelos modelos matemáticos como operação ideal, não apresenta viabilidade prática.

Ressalte-se que nessas condições, 75% dos 160 poços permitidos pela modelagem, teriam que ficar em uma estreita faixa no extremo oeste da área, onde quase inexistem rios perenes. Entretanto, poços não são utilizados nesta área específica, por que o nível estático é muito profundo (mais de 200 metros), tornando-os antieconômicos e as chuvas são bastante regulares favorecendo enormemente a produção em sequeiro.

Diante destes resultados, conclui-se que o critério de distância limitaria o total de poços de produção de água nos 75.000 km² do chapadão do Urucuia na Bahia a apenas 40 poços ou 1 poço para cada 2.000 km².

Como agravante, quando se utiliza um critério exclusivo de distâncias, não se leva adequadamente em conta a vazão e o regime de operação de cada poço, logo o fato do mesmo estar bombeando 100, 200 ou 600 m³/hora, operando 3 meses do ano ou o ano inteiro, em regime de 6 horas por dia ou de 24 horas por dia, não é considerado.

Mais adequado seria avaliar pelo volume que cada poço depleciona de cada rio e abater este volume deplecionado do total disponível para novas outorgas, ressaltando que este é um procedimento que tornaria a gestão de recursos hídricos verdadeiramente integrada.

7 APLICAÇÃO DE MODELOS ANALÍTICOS NO AQUÍFERO URUCUIA PARA UMA REVISÃO TEÓRICA

No capítulo anterior, as planilhas com os modelos de Theis e de Hunt foram aplicados na faz. Campo Aberto, sub-bacia do rio de Janeiro, a fim de testar sua capacidade para determinar a depleção da vazão dos rios em virtude do bombeamento de poços, na região da fazenda Campo Aberto, em comparação com os resultados alcançados pelo MODFLOW em estudos anteriores.

A partir dos critérios de simulação e desempenho utilizados, os resultados apresentados foram bastante significativos. De fato, a comparação de todo o conjunto de dados, demonstra que os valores encontrados para a depleção provocada pelos poços de bombeamento nos rios, pelo modelo numérico e pelos modelos analíticos são bastante coerentes.

Este resultado não é surpreendente, já que a ampla utilização destes modelos analíticos por órgãos gestores e pesquisadores de vários países ao longo de várias décadas, demonstrada pela extensa bibliografia levantada nesta dissertação, é um bom indicativo de que estes modelos são capazes de calcular efetivamente a depleção provocada por um poço, ou por um conjunto de poços, operando de maneira contínua ou alternada ao longo do ano.

Neste capítulo vamos utilizar os modelos analíticos para simular cenários de extração de águas subterrâneas, para todo o Sistema Aquífero Urucuia, a fim de investigar os impactos da extração de águas subterrâneas na vazão dos rios e considerar sua influência potencial para as políticas de gestão de recursos hídricos desenvolvidas na região.

Observe-se que a gestão de recursos hídricos, particularmente a outorga de água (discutida no capítulo 4), demanda a solução de algumas questões específicas, a fim de que as políticas e a outorga de água se tornem mais efetivas e eficientes no médio e longo prazo. Aqui trataremos especificamente de duas delas:

- Os impactos das taxas históricas de extração de águas subterrâneas nos rios da região podem ser quantificados de modo a considerar apropriadamente os riscos atuais para os mananciais superficiais e o meio ambiente?
- Os impactos futuros, considerando diversos cenários de desenvolvimento econômico, mudanças climáticas, métodos de irrigação e de produção, podem ser avaliados?

7.1 IMPACTOS DAS TAXAS HISTÓRICAS E FUTURAS DE EXTRAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA

Os modelos analíticos foram utilizados para simular quatro cenários a fim de investigar os impactos de dez anos de bombeamento do aquífero nos rios. Isto permite ter uma noção dos efeitos da extração de águas subterrâneas nos rios da região nos últimos anos. A vazão bombeada pelos poços foi determinada a partir dos dados de outorga de água subterrânea do ano de 2010, do antigo Instituto de Gestão das Águas e Clima da Bahia - INGÁ, vide quadro 7.1.

Quadro 7.1 – Volumes Outorgados Pelo INGÁ Até Junho de 2010 no Aquífero Urucuia

Nº Total de Poços Outorgados (nr.)	Vazão Total Outorgada (m³/dia)	Vazão Total Outorgada (m³/s)	Vazão Média Por Poço (m³/h)
181	616.240,5	9,51	141,9

Fonte: INGÁ, 2010b

A metodologia aqui adotada é bastante conservadora, pois se está usando o volume total das outorgas existentes até o ano de 2010, cerca de 9,6 m³/s, projetando este valor para o passado, dez anos. Nestas condições, considera-se que em 2001 este volume já estivesse sendo totalmente retirado do aquífero e que o mesmo tenha se mantido constante durante todo o período. Esta metodologia permite tanto avaliar o passado quanto o futuro, prevendo qualquer valor de demanda por qualquer período de tempo. Entretanto, considerando apenas o cenário mais realista, foi utilizado o impacto histórico da extração.

Os parâmetros hidrodinâmicos utilizados aqui foram os mesmos apresentados no capítulo anterior, generalizando-os para todo o sistema aquífero.

O primeiro cenário utilizado considera a distância regulamentada pela Instrução Normativa 15 (BAHIA, 2010a). Esta instrução estabelece que os poços de bombeamento, devem se situar a, no mínimo, 2.500 metros do rio mais próximo e com um período de bombeamento de, no máximo, 18 horas por dia. Esta norma já era obedecida nos procedimentos de outorga da antiga Superintendência de Recursos Hídricos da Bahia - SRH, desde 2004. Neste cenário mais favorável, também foi considerado que os poços operam por 6 meses ao ano, período determinado pelas chuvas da região visto que, os poços para irrigação não bombeiam em meses chuvosos.

O segundo cenário, considera que na média os poços estão situados a 500 metros de distância dos rios, com o mesmo regime de bombeamento do cenário 1. O terceiro cenário é similar ao primeiro, só que é considerado um regime de operação de 24 horas por dia, durante os 12 meses do ano, com os poços situados a 2.500 metros dos rios. O quarto cenário, condição mais extrema, considera um regime de bombeamento de 24 horas dia, 365 dias por ano e distância média entre poços e rios de 500 metros. O quadro 7.2 apresenta os resultados das vazões calculadas para cada um dos quatro cenários, pelo modelo de Theis e o quadro 7.3, apresenta os mesmos cenários para o modelo de Hunt (1999).

Quadro 7.2 – Cenários de Exploração do Aquífero com o Modelo de Theis

Vazão Total Outorgada Para Poços (m³/s)	Vazão Deplecionada dos Rios (m³/s)			
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
9,51	2,52	9,51	6,73	9,02

Quadro 7.3 – Cenários de Exploração do Aquífero com o Modelo de Hunt (1999)

Vazão Total Outorgada Para os Poços (m ³ /s)	Vazão Deplecionada dos Rios (m ³ /s)			
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
9,51	2,52	9,51	6,73	9,02

As simulações, com o modelo de Theis, indicaram para o Cenário 1, que a extração de águas subterrâneas, considerando uma distância poço/rio de 2.500 metros e um regime de bombeamento de 18 horas/dia, durante 6 meses/ano, resultou em uma redução da contribuição do escoamento de base para os rios, da ordem de 26,5% ou de 2,5 m³/s, nos períodos mais críticos de seca (**Quadro 7.2**). No cenário 2, com uma distância de 500 metros dos rios e 18 horas/dia de bombeamento, o impacto nas drenagens superficiais foi de 35% ou de 3,4 m³/s. No cenário 3, com distâncias de 2.500 metros, regime de 24 horas de operação por dia, durante o ano inteiro, o impacto foi de aproximadamente 70% ou de 6,7 m³/s. Por fim, no cenário 4, pior caso, com distância reduzida para 500 metros, o impacto foi de 94%, ou de 9 m³/s.

No modelo de Hunt (1999), as simulações mostram que a extração de águas subterrâneas, considerando a distância de 2.500 metros poço/rio e regime de 18 horas de bombeamento por dia, durante 6 meses/ano, cenário 1, resultou em uma redução da contribuição do escoamento de base para os rios da ordem de 25% ou de 2,3 m³/s, nos períodos mais críticos de seca (**Quadro 7.3**). No cenário 2, com uma distância de 500 metros entre poços e rios, o impacto nas drenagens superficiais foi de 34% ou de 3,2 m³/s. No cenário 3, com distâncias de 2.500 metros, regime de 24 horas de operação por dia, durante o ano inteiro, o impacto foi de aproximadamente 68 %, cerca de 6,4 m³/s. Para o cenário 4, com distância reduzida para 500 metros e 24 horas de operação, o impacto foi de 92%, ou de ou de 8,7 m³/s.

No modelo de Hunt (2003), as simulações apresentaram praticamente os mesmos resultados que no modelo de Hunt (1999). Isto não é de se estranhar, pois no longo prazo, dez ou mais anos de bombeamento, as influências do armazenamento de água na camada superior com permeabilidade mais baixa (aquitarde), se aproximam de zero. O mesmo é válido para a pequena diferença observada entre os modelos de Theis e de Hunt (1999).

A observação dos resultados das modelagens deixa claro que a distância e, principalmente, o regime de bombeamento influenciam fortemente na interferência dos poços nos rios a longo prazo. Isto fica bem evidente na comparação de mudança do regime, mantendo as distâncias (casos 1 e 3 e casos 2 e 4). A diferença entre o melhor e o pior cenário (caso 1 e 4), também deixa claro a importância da normatização da exploração das águas subterrâneas, pois enquanto no caso 1, com regulamentação, o impacto máximo nos rios, em 10 anos de exploração, é de 27%, no caso 4, o impacto é de 94%. Na prática, o caso 4 indica que toda a água dos poços é, de fato, resultado da redução da vazão dos rios, comprometendo seriamente a vazão dos mesmos nos períodos de estiagem.

Estes resultados também deixam claro que a combinação do uso de águas subterrâneas com longos períodos de seca, que obriga os irrigantes a aumentar o período de bombeamento dos poços durante o ano, resulta em quedas substanciais no armazenamento de água subterrânea e, portanto, os

volumes de escoamento de base para os rios serão ainda mais reduzidos. Este é o pior cenário possível, pois a seca prolongada também aumenta a demanda por parte dos usuários de água superficial, criando uma sobre-demanda para os recursos hídricos regionais, para a qual os atuais procedimentos de outorga não são eficazes.

Além disso, os prejuízos para armazenamentos subterrâneos como consequência da extração são cumulativos. Ou seja, a contribuição da água subterrânea para os rios continuam a declinar na ausência de recarga suficiente para compensar as perdas. Pode levar décadas ou mais para recarregar o aquífero aos níveis anteriores à exploração, no caso de anos seguidos de chuvas abaixo da média, apesar de que, em períodos mais úmidos a recarga pode ser significativa.

Assim, é possível estimar que a variabilidade climática influencia os volumes de armazenamento das águas subterrâneas, e como consequência, pode agravar ou reduzir o impacto dos regimes de bombeamento dos poços no escoamento de base. Avaliar estes efeitos do clima no sistema rio/aquífero está além do escopo desta dissertação, mas algumas considerações podem ser feitas, como o fato de que é durante os períodos mais secos que as demandas por recursos hídricos subterrâneos são maiores. Paradoxalmente, em condições ideais, seria nesses momentos que os volumes bombeados dos poços deveriam ser reduzidos, procurando preservar ao máximo os mananciais superficiais, visto que os rios, nestes períodos, estão submetidos a uma grande demanda.

Como os resultados dos modelos analíticos sempre refletem as condições críticas resultantes de uma seca prolongada (não existe recarga), seus resultados oferecem boa margem de manobra para a gestão, minimizando as possibilidades de conflitos futuros, mesmo que ocorram períodos de estiagens severas. Esta peculiaridade dos modelos analíticos evita que imprevistos climáticos comprometam as previsões futuras.

8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os modelos analíticos utilizados nesta dissertação têm sido uma ferramenta de gestão fundamental para analisar os impactos da extração de água subterrânea na vazão dos rios em vários países do mundo, sendo usados por órgãos públicos e privados, tanto da regulação quanto da pesquisa em recursos hídricos. Sua utilização e aplicação são bastante simples podendo ser facilmente adotados pela política de recursos hídricos.

Nesta dissertação foi demonstrado que estes modelos podem atingir três objetivos principais, a saber:

- 1) quantificar os impactos da extração de água subterrânea na vazão dos rios quando os sistemas superficiais e subterrâneos são conectados;
- 2) modelar impactos históricos e futuros do bombeamento dos poços nos mananciais superficiais em escala de bacia hidrográfica; e
- 3) aperfeiçoar os processos de outorga e alocação de água existente pela modelagem da interação entre aquífero/rio.

Esta pesquisa demonstrou como modelos simples podem ser utilizados para melhor simular e prever os efeitos de alocação de água subterrânea em uma bacia hidrográfica, um aquífero, ou mesmo, um caso individual poço-rio. Sua aplicação representa um grande avanço nos processos de alocação de água subterrânea, especialmente nos casos onde diversas escalas de aproveitamento de água, além de interesses político-econômicos diversos precisam ser negociados, pois a abordagem de gestão conjunta (superficial/subterrânea) proporciona maior flexibilidade para qualquer meta definida de escoamento de base.

Além disso, os dados necessários para rodar estes modelos, consistem basicamente nos mesmos já utilizados e exigidos pela maioria dos órgãos gestores, sendo relativamente fáceis de obter. Por fim como as equações matemáticas foram adaptadas para serem calculadas em planilhas, seu uso, além de prático, pode ser facilmente adaptado em qualquer sistema ou processo de gestão de recursos hídricos já existente.

8.1 RECOMENDAÇÕES PARA A GESTÃO DE INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEOS

As outorgas para uso da água subterrânea no Sistema Aquífero Urucuia, de acordo com os registros do antigo INGÁ, totalizam um volume de aproximadamente 9,5 m³/s. Valor relativamente baixo em comparação com os volumes de água estimados para o escoamento de base da região, estimado em 500 m³/s (Maia & Rodrigues, 2012). Ou seja, as retiradas, mesmo no pior cenário analisado no capítulo 7 (caso 4), estariam comprometendo menos de 2% do escoamento de base regional, não devendo impactar fortemente na vazão dos rios, em escala regional.

Entretanto este impacto pode ser crítico em uma área mais restrita, como uma sub-bacia. Por exemplo: a sub-bacia do rio das Fêmeas, dentro da área de estudo, tem uma vazão com 90% de permanência no tempo em torno de 36 m³/s (BAHIA, 2003), como a outorga superficial é de 80%

deste valor ($\approx 29 \text{ m}^3/\text{s}$), o bombeamento de todos os poços da região nesta sub-bacia, poderia comprometê-la gravemente. Isto evidencia a necessidade de se limitar a vazão de exploração de água subterrânea por bacia e não para o aquífero como um todo.

Com o contínuo desenvolvimento econômico da região, a utilização de água subterrânea tende a aumentar. Assim sendo, a magnitude da redução no escoamento de base terá de ser considerada nos planos de bacia, à luz dos objetivos da gestão. Suas interferências, obrigatoriamente calculadas e registradas para as outorgas de água superficial.

Também é preciso considerar outro fator que influencia os padrões de extração de água subterrânea, a economia. Esta é particularmente associada aos preços das commodities agrícolas e seu retorno financeiro para os produtores e para a sociedade.

Desta forma, os resultados desta pesquisa podem ser utilizados para fornecer algumas recomendações para uma melhor gestão dos impactos da utilização de águas subterrâneas em sistemas aquífero/rio. Alguns passos lógicos e relativamente amplos são sugeridos aqui:

Passo 1 - Estabelecer presença de conexão hidráulica

- Em primeira instância, precisa ser estabelecida a presença de conexão hidráulica entre o aquífero e os rios, considerando que o bombeamento em sistemas aquíferos aparentemente desconectados terá um impacto no gradiente da água subterrânea, podendo a longo prazo impactar em mananciais superficiais distantes. Diante disso a conectividade vertical entre aquíferos rasos e aquíferos profundos, mesmo separados por aquitardes, precisa ser estabelecida.

Passo 2 - Avaliar o potencial para o aproveitamento das águas subterrâneas, considerando o impacto aceitável sobre os fluxos superficiais

- O impacto potencial do bombeamento dos poços sobre a vazão dos rios precisa ser avaliado em termos quantitativos, levando em conta não apenas as conexões entre os sistemas superficiais e subterrâneos, mas também, as demandas ecológicas e a possibilidade de secas prolongadas. Neste aspecto, os modelos analíticos aqui apresentados podem ser uma ferramenta bastante adequada para avaliar o impacto da bombeamento dos poços nos rios, especialmente devido à sua simplicidade.
- Simulações devem ser feitas para calcular o impacto das taxas de bombeamento atuais e futuras, indicando o aproveitamento sustentável dos sistemas aquíferos e os planos de recursos hídricos, devem indicar os locais mais adequados para a perfuração de poços em relação aos sistemas superficiais e considerar as interferências entre outorgas superficiais e subterrâneas já concedidas numa mesma bacia.

Passo 3 - Realizar Avaliações Integradas

- Os resultados das modelagens realizadas podem ser utilizados para avaliar a capacidade de resposta de uma bacia hidrográfica para quaisquer alterações propostas pelas políticas de alocação de água. Os planos de bacia já existentes, após consultas à comunidade e avaliações integradas que considerem fatores sócio-econômicos e ambientais, podem ser revistos quando necessário em função dos resultados destas modelagens. Neste particular, os critérios de outorga e de cobrança de água tem o potencial para desempenhar um papel importante nos ajustamentos volumétricos do uso da água, tanto superficial quanto subterrânea, a fim de cumprir as metas das políticas econômicas, sociais e ambientais exigidas.

8.2 RECOMENDAÇÃO PARA REDEFINIÇÃO DE TERMOS TÉCNICOS

Com base neste estudo, sugere-se que os conceitos de “reserva reguladora” e “potencialidade” dos aquíferos, como base para o que se entende como “rendimento” ou “aproveitamento sustentável” sejam revistas. Neste aspecto, cumpre ressaltar que conceitos muito usados nos estudos hidrogeológicos, planos de bacia e políticas de gestão incluem: “reserva permanente”; “reserva reguladora ou renovável” ou ainda; “reserva explotável”.

Através destes termos técnicos, os profissionais e pesquisadores da hidrogeologia, procuram definir o aproveitamento sustentável de um aquífero, muitas vezes sem considerar o impacto da extração da água subterrânea no escoamento de base dos rios. Isto é muito grave, pois oferece uma ilusão de sustentabilidade. Já estão ocorrendo mudanças nestes procedimentos, mas as mesmas precisam ser aceleradas e incentivadas.

Mesmo nos casos em que esta questão é observada, outro fato também é ignorado pelos gestores de recursos hídricos: estes termos não levam em conta que os volumes disponíveis de águas subterrâneas (reservas e escoamento de base) irão variar ao longo do tempo em resposta às mudanças nas condições de recarga como, por exemplo, em períodos de seca prolongada.

Os planos nunca consideram que a recarga da água subterrânea pode diminuir ou mesmo cessar por meses ou anos, a depender da frequência, duração e magnitude de eventos extremos. Alterações nas condições de recarga do aquífero por ações antrópicas, do uso do solo, também não são consideradas. Nestas condições, os valores adotados nos diversos planejamentos, precisam ser revistos.

Os volumes para aproveitamentos sustentáveis a que se referem os planos de bacia, em geral, seriam mais apropriadamente chamados de taxas de bombeamento sustentáveis, porque o seu objetivo de gestão é focado principalmente em garantir que os aquíferos irão atender às demandas bombeadas nos poços. Estas estimativas ignoram totalmente, os possíveis impactos nos usuários de água superficial e no meio ambiente.

Em contraste, o aproveitamento sustentável dos recursos hídricos subterrâneos deve considerar os impactos dos poços sobre os rios, principalmente nas condições históricas de secas mais severas e a magnitude do escoamento de base necessário para atender aos usuários de águas

superficiais, a manutenção dos ecossistemas, os valores culturais e a segurança hídrica de toda a bacia.

8.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação integrada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos permitirá melhorar significativamente o processo de tomada de decisões e as relações entre os órgãos reguladores, as forças de mercado, as demandas sociais e ambientais, ajudando na obtenção de resultados sustentáveis para a bacia, contribuindo para uma melhor compreensão das interação complexa de fatores que determinam a sustentabilidade global dos recursos e meios de vida dentro de uma bacia hidrográfica.

Os métodos analíticos utilizados neste estudo apresentam duas vantagens principais: são de fácil utilização e exageram na depleção produzida pelo poço no rio. Do ponto de vista da outorga e da gestão de recursos hídricos estes aspectos são vantagens extraordinárias. A simplicidade de uso possibilita sua fácil incorporação nos procedimentos rotineiros de outorga. Isto é necessário, pois o técnico responsável pela avaliação de um processo de outorga às vezes precisa avaliar vários processos em um único dia. Com a planilha para modelagem analítica pronta, ele pode analisar a depleção resultante do bombeamento em qualquer poço, em qualquer rio, com quaisquer regimes de bombeamento, vazão ou parâmetro hidrogeológico em menos de cinco minutos.

O fato dos modelos analíticos superestimarem a depleção é outra grande vantagem, pois concede segurança para os gestores, minimizando as possibilidades de conflitos ou de crises de abastecimento. Além disso, esta margem de segurança também minimiza os riscos resultantes de explorações de longo prazo que tendem a rebaixar o nível regional de um aquífero.

De maneira simples e eficiente, os modelos analíticos possibilitam minimizar todos os problemas de interferência poço-rio, incluindo a redução da descarga, recarga induzida, a disponibilidade dobrada e a defasagem temporal entre o início do bombeamento dos poços e seu impacto sobre os rios da bacia.

Cabe observar, que esta dissertação concentrou-se em intercâmbios volumétricos de água, mas não se pode ignorar que a qualidade da água também é uma questão importantíssima em estudos de conexões entre águas subterrâneas e superficiais bem como para a alocação de recursos hídricos em geral. A relação entre indicadores de qualidade da água, tais como a salinidade e mudanças nos parâmetros de qualidade da água, como consequência de variações no volume do escoamento de base e da extração de águas subterrâneas, pode ser mais investigada no futuro. Mais pesquisa nesta área pode inclusive, fortalecer as ferramentas de avaliação da quantidade.

Por fim, a utilização dos modelos analíticos possibilita uma maior cooperação entre os gestores de recursos hídricos e os usuários, pois se um usuário quiser perfurar um poço, a única informação que ele precisaria fornecer seria a vazão desejada, regime de bombeamento e adistância do rio mais próximo. Por exemplo, 500 m³/hora, regime de 12 h/dia, 4 meses por ano.

Em menos de cinco minutos, em uma ligação telefônica, o técnico poderia informar-lhe que neste caso seu bombeamento iria deplecionar 70 m³/hora do rio e que seria necessário verificar esta disponibilidade, para não prejudicar os usuários do rio.

Caso só se dispusesse de 30 m³/hora para novos usuários no rio, seria informado ao usuário que este deveria afastar o local de perfuração de seu poço para 1.700 metros, desta forma, seu bombeamento não iria impactar negativamente nos demais usuários.

Não por acaso os modelos analíticos são a ferramenta mais utilizada no mundo para a gestão integrada de recursos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAS. Legislação sobre as águas. Revista Água e Meio Ambiente Subterrâneo, São Paulo – SP., nº 20, p. 15 a 24. 2011

ALBUQUERQUE, A. C. L. S., Estimativa de Recarga da Bacia do Rio das Fêmeas, Através de Métodos Manuais e Automáticos, Dissertação de Mestrado, UNB, Brasília-DF, 2009.

ALBUQUERQUE; A. C. L. S. &CHAVES, H. M. L., Estimativa de recarga da Bacia do Rio das Fêmeas através de métodos manuais e automáticos, Rev. bras. eng. agríc. ambient. vol. 15, no. 11, Campina Grande Nov. 2011.

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos no Brasil, e Fiscalização dos usos de recursos hídricos no Brasil. Caderno de Recursos Hídricos, 4; 166p, Brasília, 2007.

BAHIA Subprojeto 3.2 - Uso conjunto das águas superficiais e subterrâneas da sub-bacia do rio das Fêmeas - Bahia, Superintendência de Recursos Hídricos - SRH, In: Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco, ANA/GEF/PNUMA/OEA. 165 p. 2003.

BAHIA. Decreto estadual 6.296 de 21 de março de 1997, Regulamenta a Política Estadual de Recursos Hídricos. Palácio do Governo do Estado da Bahia: Salvador, 1997.

BAHIA. Decreto estadual nº 10.255 de 15 de fevereiro de 2007, Regulamenta a Política Estadual de Recursos Hídricos. Palácio do Governo do Estado da Bahia: Salvador, 2007.

BAHIA. Instituto de Gestão das águas e Clima da Bahia – INGÁ. Instrução Normativa nº 15, Salvador, 2010a.

BAHIA. Instituto de Gestão das águas e Clima da Bahia – INGÁ. Relatório Interno – Outorgasde Água no Estado da Bahia, Salvador, 2010b.

BAHIA. Lei nº 6.855 de 12 de maio de 1995, Política Estadual de Recursos Hídricos, Palácio do Governo do Estado da Bahia. Salvador, 1995.

BAHIA. Lei nº 10.432 de 20 de dezembro de 2006, Política Estadual de Recursos Hídricos, Palácio do Governo do Estado da Bahia. Salvador, 2006.

BAHIA. Lei nº 11.612 de 08 de outubro de 2009, Política Estadual de Recursos Hídricos, Palácio do Governo do Estado da Bahia. Salvador, 2009.

BAHIA. Lei nº 12.035 de 22 de novembro de 2010, Política Estadual de Recursos Hídricos, Palácio do Governo do Estado da Bahia. Salvador, 2010.

BAHIA. Lei nº 12.212 de 4 de maio de 2011. Modifica a estrutura organizacional da Administração Pública do Poder Executivo Estadual. Palácio do Governo do Estado da Bahia. Salvador, 2011.

BARBOSA, J.S.F., O Manganês do Oeste da Bahia. Dissertação de Mestrado em Geologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 1982.

BENCALA, K.E., DUFF J.H., HARVEY J.W., JACKMAN A.P., & TRISKA F.J., Modelling within the stream-catchment continuum, Modelling Change in Environmental Systems, edited by A.J. Jakeman et al. pp. 163-187, 1993.

BEVEN, K.J., Rainfall-runoff modelling: The primer. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England. 2000a.

BEVEN, K.J., Uniqueness of place and process representations in hydrological modelling. Hydrology and Earth System Sciences, 4: 203-213. 2000b.

BEVEN, K.J., How far can we go in distributed modeling? Hydrology and Earth System Sciences, 5: 1-12. 2001.

BOULTON, N.S., The steady flow of groundwater to a pumped well in the vicinity of a river. Philos. Mag., 7: 34-50. 1942.

BOUWER, H. & MADDOCK III, T. 'Making sense of the interactions between groundwater and streamflow: Lessons for water masters and adjudicators', Rivers, vol. 6, no. 1, pp. 19-31. 1997.

BRAATEN, R. & GATES, G. 'Groundwater-surface water interaction in inland New South Wales: A scoping study', Water Science and Technology, vol. 48, no. 7, pp. 215-224. 2003.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988. Organização do texto: Juarez de Oliveira. 4. ed. São Paulo: Saraiva, 168 p. 1990.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. Gabinete da Presidência da República. Rio de Janeiro, RJ, 1934.

BRASIL. Lei Federal nº. 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Senado Federal, Brasília- DF, 1997.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. Projeto RADAMBRASIL, Folha SD. 23 Brasília; Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação e Uso Potencial da Terra. Vol. 29. Rio de Janeiro, 660p, 1982.

BRASIL. RESOLUÇÃO Nº. 16, de 8 de maio 2001. Estabelece critérios gerais para a outorga de direito de uso de recursos hídricos. Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, Brasília - DF, 2001.

BREDEHOEFT, J., The conceptualization model problem - surprise. *Hydrogeology Journal*, 13: 37-46. 2004.

BUTLER JR, J.J., ZLOTNIK, V.A. & TSOU, M.-S. 'Drawdown and stream depletion produced by pumping in the vicinity of a partially penetrating stream', *Ground Water*, vol. 39, no. 5, pp. 651-659. 2001.

CAMPOS, J. C. V., BRIZ, E. M., LUZ, J. A. G., Determinação dos Parâmetros Hidrodinâmicos no aquífero Urucuia – Fazenda Bombarda. XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços (2010)

CAMPOS, J. E. G.; & DARDENNE, M. A.: Estratigrafia e Sedimentação da Bacia Sanfranciscana: Uma Revisão. *Revista Brasileira de Geociências*, São Paulo, v. 27, n. 3, p. 269-282, 1997.

CHEN X, Analysis of pumping-induced stream-aquifer interactions for gaining streams. *Journal of Hydrology* 275:1-11. 2003.

CHEN, J.S., HE, D.W. & CUI, S.B., The response of river water quality and quantity to the development of irrigated agriculture in the last 4 decades in the Yellow River Basin, China - Art. No. 1047. *Water Resources Research*, 39(3): 1047-1047. 2003.

CHEN, X.H. & YIN, Y. 'Semianalytical solutions for stream depletion in partially penetrating streams', *Ground Water*, vol. 42, no. 1, pp. 92-96. 2004.

CHIANG, W.-H.& KINZELBACH, W. 3D-Groundwater Modeling with PMWIN.A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Pollution. Springer, Berlin Heidelberg New York, 346 pp., 2001.

CHIANG, W.-H.& KINZELBACH, W. Processing Modflow (PM), Pre- and Postprocessors for Simulation of Flow and Contaminant Transport in Groundwater System with MODFLOW, MODPATH and MT3D. Distributed by Scientific Software Group, Washington-DC, 1993.

CHRIST, C. *Econometric models and methods*, Wiley, New York. 1966.

CHRISTENSEN, S. 'On the estimation of stream flow depletion parameters by drawdown analysis', *Ground Water*, vol. 38, no. 5, pp. 726-734. 2000.

CONRAD, L.P. & BELJIN M.S., Evaluation of an induced infiltration model as applied to glacial aquifer systems. *Water Resource. Bull.*, 32(6), 1209-1220. 1996.

COOPER H.H.Jr., & RORABAUGH M.I., Groundwater movements and bank storage due to flood stages in surface streams. USGS Water Supply Paper 1536-J: 343-366.1963.

CORBO, M. D.; COLLISCHON W.; KIRCHHEIM R. E. & SILVA B. C. "Análise do efeito da extração de água subterrânea sobre a disponibilidade de água superficial na bacia do rio Grande (BA)." Anais de Simpósio de ABRH, João Pessoa – PB. 2005.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL & UFBA - UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA. Hidrogeologia do aquífero Urucuia - Bacias dos Rios Arrojado e Formoso, Bahia. Brasília: CPRM, 2008.

CUTHBERTSON, S.C. Division 1 Augmentation Plan Strategies and Associated Administration and Accounting Issues. Newsletter of the Office of the State Engineer, Colorado Division of Water Resources. Streamlines 19, no. 1: 3–6. 2005.

DA CRUZ, J. L. F., Modelagem de Fluxo Subterrâneo com Vistas à Depleção do Rio como Efeito do Bombeamento Extremo em uma Área de Estudo Situada no Oeste Baiano. Tese de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande. 2006.

DARAMA, Y., An Analytical Solution for Stream Depletion by Cyclic Pumping of Wells Near Streams with Semipervious Beds Groundwater, Vol. 39, No. 1, p. 79-86. 2001:

DEWANDEL, B., LACHASSAGNE, P., BAKALOWICZ, M., WENG, P. H. & AL-MALKI, A. Evaluation of aquifer thickness by analysing recession hydrographs. Application to the Oman ophiolite hard-rock aquifer. Journal of Hydrology, 274, p. 248-269, 2002.

FERNANDES, P. E. C. A; MONTES, M. L; BRAZ, E. R. C; MONTES, A. S. L; SILVA, L. L; OLIVEIRA, F. L. L; GHIGNONE, J. I; SIGA Jr, O; & CASTRO, H. E. F. Geologia. In: Projeto Radambrasil. Folha SD.23, Brasília. Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação, Uso Potencial da Terra. Rio de Janeiro, 655 p. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 29), p. 25-204, 1982.

FERRIS, J.D., KNOWLES, D.B., BROWNE, R.H. & STALLMAN, R.W. Theory of aquifer test. U.S. Geol. Sur. Water-Supply Paper 1536-E, 1962.

GAREY A. F., & KIZER, M. Stream Depletion by Ground Water Pumping: A Stream Depletion Factor for the State of Oklahoma; Oklahoma State University Oklahoma Water Resources Research Institute Grant, Technical Report, 2009.

GASPAR, M.T.P. Sistema Aquífero Urucuia: caracterização regional e propostas de gestão. Tese (Doutorado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2006.

GHIGNONE, J.I. Geologia dos sedimentos fanerozóicos do Estado da Bahia. In: INDA,

H.A.V. (ed). Geologia e Recursos Minerais do Estado da Bahia – Textos Básicos. Salvador, SME/COM, v.1, 23-117, 1979.

GILL, M.A. Bank storage characteristics of a finite aquifer due to sudden rise and fall of river level. J. Hydro. (76), 133-142, 1985.

GLOVER, R.E., Groundwater movement, U.S. Bur. Reclam. Eng. Mon. 31, 76p., 1964.

GLOVER R.E. & BALMER C.G. Stream depletion resulting from pumping a well near a stream. American Geophysical Union Transactions 35(3), 168-470, 1954.

GRAYSON, R.B., ARGENT, R.M., NATHAN, R.J., MCMAHON, T.A. & MEIN, R.G. Hydrological recipes: estimation techniques in Australian hydrology, Cooperative Research Centre (CRC) for Catchment Hydrology, Melbourne, 134p., 1996.

CHRISTCHURCH, N.Z., Guidelines for the Assessment of Groundwater Extraction Effects on Stream Flow, Environment Canterbury, New Zealand Guidelines, 2001.

HALL, F.R. & MOENCH, A.F., Application of the convolution equation to stream-aquifer relationship. Water Resources Res. 8 (2), 487-493, 1972.

HANTUSH M.M., Modeling Stream-Aquifer Interactions With Linear Response Functions, Journal of Hydrology, 311, 59-79, 2005.

HANTUSH, M. S., Wells Near Streams With Semipervious Beds. Journal of Geophysical Research vol. 70, no. 12: 2829-2838, 1965.

HARVEY, J.W. AND K.E. BENCALA, The Effect of Streambed Topography on Surface-Subsurface Water Exchange in Mountain Catchments, Water Resources Res., 29(1), 89-98, 1993.

HEATH R.C., Basic Ground-Water Hydrology. US Geological Survey Water-Supply Paper 2220, 84pp. Washington DC: US Geological Survey. [An excellent short description of the basic principles of groundwater flow, 1987.

HILL, M.C., The practical use of simplicity in developing ground water models. Ground Water, 44(6), pp. 775–781, 2006.

HUNT, B., Unsteady Stream Depletion from Ground Water Pumping. Ground Water, vol. 37, no. 1: 98 – 102, 1999.

HUNT, B., WEIR, J. & CLAUSEN, B., A Stream Depletion Field Experiment. Ground Water, vol 39, no.2: 283-289, 2001.

HUNT, B., Field-Data Analysis for Stream Depletion, Journal of Hydrological Engineering, vol. 8, no. 4, pp. 222-225, 318, 2003a.

HUNT, B. Unsteady Stream Depletion When Pumping From Semiconfined Aquifer, Journal of Hydrologic Engineering, vol. 8, nº. 1, pp. 12-19,2003b.

INDA, H.A.V & BARBOSA, J.S.F., Texto Explicativo para o Mapa Geológico do Estado da Bahia – Esc. 1:1.000.000. Sec de Minas e Energia do Estado da Bahia, SME/COM, Salvador, 137 p.,1978.

JENKINS, C. T. Techniques for Computing Rate and Volume of Stream Depletion by Wells. Ground Water, 6(2), 37-46. 1968.

JENKINS, C.T., Computation of rate and volume of stream depletion by wells. In Techniques of Water-Resources Investigations of the USGS, Book 4, Chapter D1. Reston, Virginia: USGS, 1970.

KENDY, E.; APSE, C. & BLANN K., A Practical Guide To Environmental Flows For Policy And Planning, Conserve Online library, USA,2012.

KIRK, S. & HERBERT, A.W., Assessing the impact of groundwater abstractions on river flows. In: K.M. Hiscock, M.O. Rivett and R.M. Davison (Editors), Sustainable groundwater development. Geological Society, London Special Publications, pp. 211-233, 2002.

KLING, G.W., The physicochemisrty of some dune ponds on the Outer Banks, North Carolina, Hydrobiology, 134, 3-10, 1986.

KONIKOW, L.F. & BREDEHOEFT, J.D., Groundwater Models Cannot Be Validated. Advances in Water Resources, 15(1): 75-83,1992.

KRUSEMAN, G. P. & DE RIDDER., Analysis and Evaluation of Pumping Test Data. Bulletin 11, International Institute for Land Reclamation and Improvement. The Netherlands, 200 pp.,1970.

LANDON, M.K., RUS, D.L. & HARVEY, F.E., Comparison of Instream Methods for Measuring Hydraulic Conductivity in Sandy Streambeds. Ground Water 39, no. 6: 870–885, 2001.

LIMA, E.A.M. & LEITE, J.F., Projeto Estudo Global dos Recursos Minerais da Bacia Sedimentar do Parnaíba. Integração Geológica Metalogenética. Recife, DNPM – CPRM, 16 v,1978.

LIMA, O. A. L., Estudos Geológicos e Geofísicos do Aquífero Urucuaia na Bacia do Rio do Cachorro – Oeste da Bahia. Relatório Técnico, Salvador - BA, 43 p. - Superintendência de

Recursos Hídricos - SRH/ Centro de Pesquisas em Geofísica e Geologia - CPGG/UFBA, 2000.

LUZ, J. A. G., COSTA, A. T., & CAMPOS, J. C. V., Avaliação Sobre as Condições Atuais de Exploração dos Poços e Dinâmica de Fluxo do Aquífero Urucuia. Relatório Final, Instituto de Gestão das Águas e Clima da Bahia – INGÁ. Salvador – BA, 2009.

MAIA, P. H. P.; & RODRIGUES, Z. R. C.; Estratégias Para Gestão das Águas Subterrâneas do Aquífero Urucuia Na Região Oeste Da Bahia. XVII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Bonito – MS, 2012.

MARINO, M.A., Water Table Fluctuations in Semi-Pervious Stream Unconfined Systems. J. Hydrol (19), 43-52, 1973

MATTEO L.D., & DRAGONI W., Empirical relationships for estimating stream depletion by a well pumping near a gaining stream. Ground Water 43(2):242–249, 2005.

McDONALD, M.G. & HARBAUGH, A.W., A Modular Three-Dimensional Finite Difference Ground-Water Flow Model, Report Number Techniques of Water-Resources Investigations, Book 6, Chap. A1, 83-875, U S Geological Survey, 1988.

MERRITT, W.S., LETCHER, R.A. & JAKEMAN, A.J., A Review of Erosion and Sediment Transport Models. Environment Modelling & Software, 18: 761-799, 2003.

MILLER, C.D., DURNFORD, D., HALSTEAD, M.R., ALTENHOFEN, J. & FLORY, V. Stream Depletion in Alluvial Valleys Using the SDF Semianalytical Model, Ground Water, vol. 45, no. 4, pp. 506–514, 2007.

MOENCH, A.F. & BARLOW, P.M. Aquifer Response to Stream-Stage and Recharge Variations. I. Analytical Step-Response Functions, Journal of Hydrology, vol. 230, no. 3-4, pp. 192-210, 2000.

MOENCH, A.F. & KIESEL, C.C., Application of the Convolution Relation to Estimating Recharge From an Ephemeral Stream. Water Resources Res. 6 (9), 1087-1094, 1983.

MONDACA, C. A. G., Influencia de Pozos de Bombeo em el Afloramiento de um Cauce Superficial, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Civil, 2007.

MOUTINHO DA COSTA L.A., PORTELA A.C.P., MARCHETTO C.M.L., SANTOS E.L., MENEGUESO G., STEIN J.H., BATISTA M.B., MOSSMANN R. & SILVA W.G., Projeto Leste do Tocantins/Oeste do Rio São Francisco - LETOS. DNPM/CPRM/PROSPEC, Rel. Final Integrado, Rio de Janeiro, 270 pp., 1976.

MULLIGAN, M. AND WAINWRIGHT, J., Modeling and model building. In: M. Mulligan

and J. Wainwright (Editors), Environmental modeling: Finding simplicity in complexity. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, 2004.

NASCIMENTO, K. R. F. Caracterização Estrutural e Hidráulica do Aquífero Urucua Utilizando Métodos Geofísicos. Universidade Federal da Bahia, Tese de Doutorado, Salvador, 2009.

NEUMANN, S. P., Analysis of pumping test data from anisotropic unconfined aquifers considering delayed gravity response, *Water Res. Research*, 41, 1975.

NYHOLM, T., CHRISTENSEN, S. & RASMUSSEN, K. R., Flow Depletion in a Small Stream Caused by Ground Water Abstraction From Wells, *Ground Water*, 40, 4, 425–437, 2002.

OLIVEIRA, A.I. & LEONARDOS, O.H, *Geologia do Brasil*. Min. Agricultura, Serv. Inform. Rio de Janeiro, 813 p., 1943.

OLSTHOORN, T.N., Computer Notes – The Power of the Electronic Worksheet: Modeling Without Special Programs. *Groundwater*, May-June, p. 381-390, 1985.

PAIVA, J.B.D. & PAIVA, E.M.C.D., *Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas*. Editora ABRH. Porto Alegre, 2001.

PATTON, T.H. & KLEIN, J.G., Sinkhole Formation and Its Effect on Peace River (Florida) Hydrology, in *Proc. 3rd Conf. Eng. and Env. Impacts of Sinkholes and Karst*, edited by B.F. Beck, Balkema, pp. 25-31, 1989.

PEREIRA, J. S. & LANNA, A. E. L., Análise de Critério de Outorga dos Direitos de Uso. In: *Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, Salvador, 1996.

PHILLIPS P.J. & SHEDLOCK R.J., Hydrology and Chemistry of Groundwater and Seasonal Ponds in the Atlantic Coastal Plain, Delaware, USA. *J Hydrol* 141: 157-178, 1993.

PIMENTEL, A. L. AQUINO, R. F. & SILVA, R. C. A., Estimativa da Recarga do Aquífero Urucua na Sub-Bacia do Rio das Fêmeas - Oeste da Bahia, Utilizando Separação de Hidrogramas. *ICongresso Sobre Aproveitamentos e Gestão de Recursos Hídricos em Países de Idioma Português*, Rio de Janeiro – RJ; 2000,

POMPEU, J., Avaliação dos Parâmetros Hidrodinâmicos do Aquífero Urucua. Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco – Relatório Final -ANA/GEF/PNUMA/OEA. Salvador-BA, pp. 75. 2002.

POMPEU, J. & RODRIGUES, Z. R. C., Estudo Hidrogeológico da Bacia do Rio das Fêmeas. *Simpósio de Água e Desenvolvimento Sustentável no Oeste Baiano*. Barreiras – BA, 2002.

RASSAM, D. & WERNER, A., Review of Groundwater-Surfacewater Interaction Modeling Approaches and Their Suitability for Australian Conditions. Water Technical Report. Water Cooperative Research Centre, Canberra, 2008.

REEVES, H.W., STRMDEPL08—An Extended Version of STRMDEPL with Additional Analytical Solutions to Calculate Streamflow Depletion by Nearby Pumping Wells Open-File Report 2008–1166 U.S. Geological Survey, Reston, Virginia: 2008

RESTREPO, O. A. E., Modelación Acoplada de Aguas Superficiales y Subterráneas Para la Gestión Conjunta del Recurso Hídrico, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia, Posgrado Majister em Ingeniería – Recursos Hidráulicos, Medellín, 2009

RODRIGUES, Z. R. C.; MAIA, P. H. P.; LIMA, C. E. S.; ARAÚJO, V. M. & CRUZ, L. V. M., Características do Sistema Aquífero Urucua e seu Rebatimento Para a Gestão da Água na Região Oeste do Estado da Bahia. I International Congress on Subsurface Environment, São Paulo – SP, 2009.

RODRÍGUEZ, L.B., CELLO, P.A. & VIONNET, C.A., Modeling Stream-Aquifer Interactions in a Shallow Aquifer, Choele Choel Island, Patagonia, Argentina', Hydrogeology Journal, vol. 14, no. 4, pp. 591-602.2006,

RORABAUGH, M.I., Estimating Changes in Bank Storage and Groundwater Contribution to Streamflow, Int. Assoc. Sci. Hydrol. Publ. 63, pp. 432-441, 1964.

SAHUQUILLO, A., An Eigenvalue Numerical Technique for Solving Unsteady Groundwater Continuously in Time". Water Resources Research, 19 (1) 87-93,1983.

SANTANA, A.G., CARDOSO, E.R., SILVA, F.F., GENZ, F. & RIBEIRO, C.A.O. Estimativa da Vazão de Referência, com Carência de Dados, Para Outorga na Bahia. In: Anais. V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Natal/RN, 2000.

SCHUSTER, H. D. M. Modelagem de Fluxo Subterrâneo com Vistas à Definição de Parâmetros para Outorga de Mananciais Subterrâneos na Bacia Hidrográfica do Rio de Cachorro Oeste do Estado da Bahia. Relatório Final Contrato n° 0022/2001-INEMA/PGRH/BIRD, Salvador-BA, pp. 125,2002.

SCHUSTER, H. D. M., Modelagem de Fluxo Subterrâneo com Vistas à Definição do Distanciamento Entre Poços e Mananciais no Oeste Baiano. Relatório Final Contrato n° 034/2003- SRH/PGRH/BIRD, Salvador – BA, 2003.

SCHUSTER, H. D. M.; FERNANDES, F.; RIBEIRO, E.; BATISTA, L. H. G.; TEIXEIRA, S. L. & FREITAS, W. A., Modelagem de Fluxo Subterrâneo com Vistas à Definição de Parâmetros Para Outorga de Mananciais Subterrâneos na Bacia do Rio do Cachorro - Oeste do

Estado da Bahia. SRH/COGES/GEREST, Salvador-BA, 2002.

SCHUSTER, H. D. M.; DA CRUZ, J. L. F. & SILVA, F. F., Modelagem do Efeito de Bombeamento na Depleção de Rios. Simulações de Um Caso Real no Oeste da Bahia. Revista Ambiente Mineral, 1ª Edição, 2010.

SEIBERT, J. & MCDONNELL, J.J., On the dialog between experimentalist and modeler in catchment hydrology: Use of soft data for multicriteria model calibration. Water Resources Research, 38(11): Art. no. 1241, 2002.

SGARBI, G.N.C.; SGARBI, P.B.A.; CAMPOS, J.E.G.; DARDENNE, M.A. & PENHA, U.C., Bacia Sanfranciscana: O Registro Fanerozóico da Bacia do São Francisco. In: Bacia do São Francisco-Geologia e Recursos Naturais, 1a. ed. Belo Horizonte, SBG, 2001.

SILVA, F. F.; NUNES, S. L. T.; CAVALCANTE, Z. R.; SCHUSTER, H. D. M. Relatório da Vistoria das Medições de Vazões realizadas na Calha do Rio do Cachorro e Relatório do Cadastramento dos Poços Tubulares na Bacia do Rio do Cachorro nos Municípios de Barreiras e Luis Eduardo Magalhães. Relatório Técnico do Governo do Estado da Bahia. Salvador: Superintendência de Recursos Hídricos, 21 p., 2001.

SINGH, K.P., Theoretical Base-Flow Curves. J. Hydraul. Div. ASCE. Vol. 95, NO. HY6, 2029-2048, 1969.

SINGH, S.K., Rate and Volume of Stream Depletion Due to Pumping. Journal of Irrigation and Drainage Engineering-ASCE 126: 336-338, 2000.

SINGH, S.K., Flow Depletion of Semipervious Streams Due to Unsteady Pumping Discharge. Journal of Irrigation and Drainage Engineering-ASCE 132: 406-409, 2006.

SOPHOCLEOUS, M., From Safe Yield to Sustainable Development of Water Resources - The Kansas Experience. Journal of Hydrology, 235: 27-43, 2000.

SOPHOCLEOUS, M., Interactions between groundwater and surface water: the state of the art. Hydrogeology Journal 10, pp. 52-67, 2002.

SOPHOCLEOUS, M., KOUSSIS, A., MARTIN, J.L. & PERKINS, S.P., Evaluation of Simplified Stream-Aquifer Depletion Models for Water Rights Administration, Ground Water, vol. 33, n.º. 4, pp. 579-588, 1995.

SOPHOCLEOUS, M. & PERKINS, S.P., Methodology and Application of Combined Watershed and Ground-Water Models in Kansas, Journal of Hydrology, vol. 236, pp. 185-201, 2000.

SOPHOCLEOUS, M., TOWNSEND, M. A., VOGLER, L. D., MCLAIN, T. J., MARKS, E. T.

& GOBLE, G. R., Experimental Studies In Stream aquifer Interactions Along The Arkansas River In Central Kansas—Field Testing And Analysis. *J. Hydrol.*, 98, 249–273, 1988.

SPALDING, C. P. & R. KHALEEL., An Evaluation of Analytical Solutions to Estimate Drawdowns and Stream Depletion by Wells. *Water Resources Research*, vol. 27, no. 4: 597 – 609, 1991.

SPANOUDAKI, K., NANOU-GIANNAROU, A., PASCHALINOS, Y., MEMOS, C.D. & STAMOU, A.I., Analytical Solutions to the Stream-Aquifer Interaction Problem: A Critical Review, *Global NEST Journal*, Vol 12, No 2, pp 126-139, 2010.

STEIN, J. H.; MOUTINHO DA COSTA, I. A.; BATISTA. M.B.; SILVA, W.G., Projeto Leste do Tocantins/Oeste do Rio São Francisco: Relatório Final. Fase V. DNPM/CPRM, v. 1b, 275 p., 1976.

STRELTZOLVA, T. D., Drawdown in Compressible Unconfined Aquifer. *Amer. Soc. Civil Eng. – Journal of Hydraulic Division*, 1974.

THEIS C. V., The Effect of a Well on the Flow of a Nearby Stream. *American Geophysical Union Transactions* 22 (3), 734-738, 1941.

TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. ABRH Editora da UFRGS. Porto Alegre. 669p. 1998.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e aplicação. Porto Alegre: UFRGS, 944p., 2009.

CUI, T. & WARD, N. D., Uncertainty Quantification in Stream Depletion Tests, *Journal of Hydrologic Engineering*, 2011

WALLACE, R.B., DARAMA, Y. & ANNABLE, M. D., Stream Depletion by Cyclic Pumping of Wells, *Water Resour. Res.*, 26(6), 1263-1270, 1990.

WHEATER, H.S., JAKEMAN, A.J. & BEVEN, K.J., Progress and Directions in Rainfallrunoff Modeling. In: A.J. Jakeman, M.B. Beck & M.J. McAleer (Editors), *Modeling changes in environmental systems*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 101-132, 1993.

WINTER, T.C., The interaction of lakes with variably saturated porous media, *Water Resour. Res.*, 19(5), 1203-1218, 1983.

WINTER, T.C., Relation of Streams, Lakes and Wetlands to Groundwater Flow Systems, *Hydrogeology Journal*, vol. 7, no. 1, pp. 28-45, 1999.

WINTER, T. C., Recent Advances in Understanding the Interaction of Groundwater and Surface Water. *Reviews of Geophysics, Supplement*, July. U.S. National Report to International Union of Geodesy and Geophysics 1991-1994, 985-994, 1995.

WINTER, T.C., HARVEY, J.W., FRANKE, O.L. & ALLEY, W.M., Ground Water and Surface Water: a Single Resource, Report Number Circular 1139, U S Geological Survey, Circular 1139, Denver, Colorado, USA, p. 87, 1998a.

WINTER, T. C., JUDSON, W. H., FRANKE, O. L.& ALLEY W. M., Groundwater and surface water a single resource. Circular 1139, U.S. Geological Survey, Denver, 1998b.

WINTER, T.C., LABAUGH J.W. & ROSENBERRY D.O., Design and Use of a Hydraulic Potentio manometer for Direct Measurement of Differences in Hydraulic Head Between Groundwater and Surface Water, *Limnol. Oceanogr.*, 33(5), 1209-1214, 1988.

ZHAN, X. & BUTLER JR., J.J., Mathematical Derivations of Semianalytical Solutions for Pumping-Induced Drawdown and Stream Depletion in a Leaky Aquifer System, Report Number KGS Open-file report #2005-10, Kansas Geological Survey (KGS), Lawrence, p. 19,2005.

ZLOTNIK, V. A. & HUANG,H., Effect of Shallow Penetration and Streambed Sediments on Aquifer Response to Stream Stage Fluctuations (Analytical Model). *Ground Water*, vol. 37, n°. 4: 599-605,1999.

ZLOTNIK, V. A., HUANG, H.& BUTLER, J. J., Evaluation of Stream Depletion Considering Finite Stream Width, Shallow Penetration, and Properties of Streambed Sediments. *Proc. Water 99, Joint Congress, Inst. of Eng., Barton ACT, Australia*, 221-226,1999.

ANEXOS

Macros Para Solução dos Modelos Analíticos Como Funções de Planilhas:

'Calcula a integral exponencial Exp1(x) para $0 < x < \text{infinito}$.

```
Function Exp1(x)
A0 = -0.57721566
A1 = 0.99999193
A2 = -0.24991055
A3 = 0.05519968
A4 = -0.00976004
A5 = 0.00107857
B0 = 0.2677737343
B1 = 8.6347608925
B2 = 18.059016973
B3 = 8.5733287401
B4 = 1
C0 = 3.9584969228
C1 = 21.0996530827
C2 = 25.6329561486
C3 = 9.5733223454
C4 = 1
If x <= 1 Then
Exp1 = -Log(x) + A0 + x * (A1 + x * (A2 + x * (A3 + x * (A4 + x * A5))))
Else
  P1 = B0 + x * (B1 + x * (B2 + x * (B3 + x * B4)))
  P2 = C0 + x * (C1 + x * (C2 + x * (C3 + x * C4)))
  Exp1 = (P1 / P2) * Exp(-x) / x
End If
EndFunction
```

'Esta macro calcula a função erro complementar para $0 \leq \text{Abs}(x) < \text{infinito}$.

```
Function Erfc(x)
  u = Abs(x)
  p = 0.3275911
  A1 = 0.254829592
  A2 = -0.284496736
  A3 = 1.421413741
  A4 = -1.453152027
  A5 = 1.061405429
  t = 1 / (1 + p * u)
  a = t * (A1 + t * (A2 + t * (A3 + t * (A4 + t * A5)))) * Exp(-u * u)
If x >= 0 Then
Erfc = a
Else
Erfc = 2 - a
End If
End Function.
```


'Calcula o produto $\exp(x^2)*\text{erfc}(x)$.

```
Function ExpErfc(x)
  p = 0.3275911
  A1 = 0.254829592
  A2 = -0.284496736
  A3 = 1.421413741
  A4 = -1.453152027
  A5 = 1.061405429
  t = 1 / (1 + p * x)
  ExpErfc = t * (A1 + t * (A2 + t * (A3 + t * (A4 + t * A5))))
End Function
```

'Cálculo do rebaixamento gerado por um poço bombeado próximo à um rio, com um aquífero sotoposto. Todas as variáveis utilizadas são adimensionais e estão definidas a seguir:

' $W_4 = \text{Abs}(h) * T / Q$ $x = x / L$ $y = y / L$ $t = 4 * t * T / (S * L^2)$ $\text{Lambda} = \text{Lambda} * L / T$

' $n =$ número de passos de integração no intervalo $0 \leq u \leq 1$

' onde $\text{Abs}(h) =$ rebaixamento, $T =$ transmissividade, $Q =$ Volume bombeado do poço, $L =$ menor distância entre

' o poço e o rio, $S =$ coeficiente de armazenamento (elástico ou específico),

' $x =$ coordenada medida da extremidade do fluxo superficial para o poço (normal à extremidade do fluxo),

' $y =$ coordenada medida ao longo da extremidade do fluxo e $\text{Lambda} =$ condutividade do aquífero sotoposto à drenagem.

' O intervalo de integração de $0 \leq u \leq$ infinito, foi transformado em $0 \leq u \leq 1$.

' $N=10$ é fixo. Então o valor n dobra até que o rebaixamento estabiliza. Note que

' n deve ser um número par para que a regra de Simpson seja utilizada.

' A rotina $f(x,y,t, \text{Lambda})$ deve ser adicionada.

' Estes resultados foram obtidos em Hunt, B. (1999) groundwater, 37(1), 98-102.

' Este programa foi originalmente escrito pelo Dr. Bruce Hunt – Canterbury University

' Christchurch, Nova Zelândia.

```
Function W_4(x, y, t, Lambda, n)
```

```
  If t = 0# Then
```

```
    W_4 = 0#
```

```
  Else
```

```
    Integral = 0#
```

```
  delta = 1 / n
```

```
    u = 0#
```

```
    For i = 1 To n Step 2
```

```
      Term = f(u, x, y, t, Lambda) + 4 * f(u + delta, x, y, t, Lambda) + f(u + 2 * delta, x, y, t, Lambda)
```

```
    Integral = Integral + Term
```

```
      u = u + 2 * delta
```

```
    Next i
```

```
    Integral = Integral * delta / 3
```

```
    W_4 = Exp1(((1 - x) ^ 2 + y ^ 2) / t) - Integral
```

```
    W_4 = W_4 / (4 * Application.Pi())
```

```

End If
EndFunction
'A função a ser integrada
Function f(u, x, y, t, Lambda)
If Lambda = 0# Then
    f = 0#
Else
    f = Exp(-u) * Exp1(((1 + Abs(x) + 2 * u / Lambda) ^ 2 + y ^ 2) / t)
    If u * Lambda = 0# Then
        G = 0#
    Else
        G = Exp(-1 / u) * Exp1(((1 + Abs(x) + 2 / (u * Lambda)) ^ 2 + y ^ 2) / t) / (u ^ 2)
    End If
    f = f + G
End If
EndFunction

```

'Esta macro calcula a perda total de uma drenagem superficial, com um aquitarde sotoposto, quando ocorre o bombeamento de um poço próximo à drenagem. Todas as variáveis são adimensionais e são definidas à seguir:

'Q_4 = depleção na drenagem/bombeamento do poço $t = 4 * t * T / (S * L^2)$ $\text{Lambda} = \text{Lambda} * L / T$

'Estes resultados foram obtidos por Hunt, B. (1999) GROUNDWATER,37(1),98-102.

'Este programa foi originalmente escrito pelo Dr. Bruce Hunt – Canterbury University Christchurch, Nova Zelândia.

```

Function Q_4(t, Lambda)
If t = 0# Then
    Q_4 = 0#
Else
    Q_4 = Erfc(1 / Sqr(t)) - Exp(-1 / t) * ExpErfc(Lambda * Sqr(t) / 4 + 1 / Sqr(t))
End If
End Function

```