

5

Panorama do Enquadramento dos Corpos d'Água

Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no

BRASIL



Panorama do Enquadramento
dos Corpos d'Água do

BRASIL

Panorama da Qualidade das
Águas Subterrâneas no

BRASIL

CADERNOS DE RECURSOS HÍDRICOS 5

República Federativa do Brasil

Luiz Inácio Lula da Silva

Presidente

Ministério do Meio Ambiente – MMA

Marina Silva

Ministra

Agência Nacional de Águas – ANA

Diretoria Colegiada

José Machado – *Diretor-Presidente*

Benedito Braga

Oscar Cordeiro Netto

Bruno Pagnoccheschi

Dalvino Troccoli Franca

Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos

João Gilberto Lotufo Conejo

Superintendência de Outorga e Fiscalização

Francisco Lopes Viana

Superintendência de Fiscalização (até Março-2006)

Gisela Damm Forattini

Superintendência de Água e Solos (até Março-2006)

Antônio Félix Domingues

**Agência Nacional de Águas
Ministério do Meio Ambiente**

CADERNOS DE RECURSOS HÍDRICOS 5

Panorama do Enquadramento
dos Corpos d'Água do

BRASIL

Panorama da Qualidade das
Águas Subterrâneas no

BRASIL

EQUIPE TÉCNICA

João Gilberto Lotufo Conejo – Coordenação Geral
Superintendente de Planejamento de Recursos Hídricos

Marcelo Pires da Costa
Coordenação Executiva

José Luiz Gomes Zoby
Coordenação Executiva

Anna Paola Michelano Bubel
Gustavo Antônio Carneiro
Viviane dos Santos Brandão
Paulo Breno de Moraes Silveira
Cristianny Villela Teixeira Gisler

Fernando Roberto de Oliveira

Superintendência de Planejamento de
Recursos Hídricos
Brasília-DF
Maio-2007

© 2007 Todos os direitos reservados pela Agência Nacional de Águas (ANA). Os textos contidos nesta publicação, desde que não usados para fins comerciais, poderão ser reproduzidos, armazenados ou transmitidos. As imagens não podem ser reproduzidas, transmitidas ou utilizadas sem expressa autorização dos detentores dos respectivos direitos autorais.

Agência Nacional de Águas (ANA)

Setor Policial Sul, Área 5, Quadra 3, Blocos B, L e M

CEP 70610-200, Brasília-DF

PABX: 2109-5400

Endereço eletrônico: <http://www.ana.gov.br>

Equipe editorial:

Panorama do Enquadramento dos Corpos D'Água do Brasil

Supervisão editorial: Marcelo Pires da Costa

Elaboração dos originais: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos

Revisão dos originais: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos

Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no Brasil

Supervisão editorial: José Luiz Gomes Zoby

Elaboração dos originais: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos

Revisão dos originais: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos

Produção:

TDA – Desenho; Arte LTDA. – www.tdabrasil.com.br

Projeto gráfico, editoração e arte-final: João Campello

Capa: Marcos Rebouças e João Campello

Editoração eletrônica dos originais: Paulo Albuquerque

Mapas temáticos: Thiago Rodrigues

Fotos: Acervo TDA e Acervo ANA

Revisão: Roberta Gomes

Catálogo na fonte – CDOC – Biblioteca

P195p Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil, e, Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. / coordenação geral, João Gilberto Lotufo Conejo ; coordenação executiva, Marcelo Pires da Costa, José Luiz Gomes Zoby. Brasília : ANA, 2007.
124 p. : il. (Caderno de Recursos Hídricos, 5)

ISBN: 978-85-89629-29-4

1. Recursos Hídricos. 2. Enquadramentos dos Corpos d'água. 3. Qualidade das Águas Subterrâneas. I. Agência Nacional de Águas (Brasil). II. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. III. Conejo, João Gilberto Lotufo. IV. Costa, Marcelo Pires da. V. Zoby, José Luiz Gomes. VI. Título. VII. Título: Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. VIII. Série.

CDU 556.01 (81)

SUMÁRIO

PREFÁCIO	7
PANORAMA DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA DO BRASIL	9
APRESENTAÇÃO	13
1 INTRODUÇÃO	15
2 METODOLOGIA	17
3 HISTÓRICO DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA NO BRASIL	19
4 ASPECTOS CONCEITUAIS DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA	23
5 ASPECTOS JURÍDICOS E INSTITUCIONAIS	31
6 ESTÁGIO DE IMPLEMENTAÇÃO DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA	37
7 DIRETRIZES PARA AMPLIAÇÃO DOS ENQUADRAMENTOS DOS CORPOS D'ÁGUA	43
8 CONCLUSÃO	51
9 REFERÊNCIAS	53
 PANORAMA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO BRASIL	 57
APRESENTAÇÃO	61
1 INTRODUÇÃO	63
2 METODOLOGIA	67
3 REDES DE MONITORAMENTO	69
4 CONDIÇÕES DE OCORRÊNCIA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	71
5 TERRENOS SEDIMENTARES – PRINCIPAIS SISTEMAS AQUÍFEROS	75
6 TERRENOS CRISTALINOS	85
7 ÁGUAS MINERAIS	91
8 FONTES DE CONTAMINAÇÃO	95
9 PROTEÇÃO DE AQUÍFEROS	105
10 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	109
11 REFERÊNCIAS	113



PREFÁCIO

O Brasil destaca-se no cenário internacional dos recursos hídricos por suas ações pioneiras, modernas e concretas na gestão das águas.

Com a inclusão do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos na Constituição de 1988, a aprovação da Lei nº 9.433 em 1997, estabelecendo a Política e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e a criação da Agência Nacional de Águas (ANA) em 2000, a água é, definitivamente, incorporada à agenda política brasileira. O sistema hídrico nacional, construído para ser descentralizado, integrado e, principalmente, participativo, permite garantir a sustentabilidade do recurso água para as gerações futuras.

Os desafios oriundos de um cenário de demandas crescentes e de preocupante degradação ambiental são grandes e devem ser enfrentados, mas temos plena consciência de que a implantação do gerenciamento de recursos hídricos deve ser vista como um processo político gradual, progressivo, com sucessivas etapas de aperfeiçoamento, respeitando-se as peculiaridades de cada bacia ou região brasileiras. Nesse contexto, o Plano Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, recém editado, é um dos instrumentos previstos na lei para subsidiar o funcionamento e a implementação do sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos.

A ANA, em cumprimento de suas atribuições legais, vem participando ativamente da elaboração do PNRH, desde meados do ano de 2002, na confecção do “Documento Base de Referência - DBR”, aprovado pela Câmara Técnica do PNRH, em 30 de novembro de 2003. Mais recentemente, a contribuição da Agência, na construção do Plano Nacional de Recursos Hídricos - PNRH,

ocorreu, principalmente, por meio da elaboração de documentos técnicos temáticos produzidos pelas superintendências da ANA, sob supervisão geral da Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos - SPR.

Tendo em vista a relevância dos temas e produtos gerados nesse processo, a ANA decidiu incluir alguns temas para publicação na série “Cadernos de Recursos Hídricos”, que tem por objetivo principal a divulgação da produção técnica da instituição.

Além da questão relativa à qualidade da água, tema objeto do Volume 1 da série Cadernos de Recursos Hídricos, os demais temas inseridos dizem respeito à questão quantitativa da água, os principais usos e à aplicação dos instrumentos de gestão da água, previstos na Lei nº 9.433/97.

É o caso deste Volume 5 que, assim como o Volume 1, trata do tema qualidade da água, apresentando na Parte 1 “PANORAMA DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA DO BRASIL” e na Parte 2 “PANORAMA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO BRASIL”. Os documentos originais desenvolvidos para o PNRH, em maio de 2005, sofreram algumas atualizações para esta publicação.

As dificuldades encontradas na obtenção e catalogação das informações aqui contidas não impediu que se conseguisse uma adequada visão nacional sobre cada tema abordado.

Assim, com esta publicação, a ANA cumpre sua missão: ser a guardiã dos rios e estimular a pesquisa e a capacitação de recursos humanos para a gestão dos recursos hídricos.

Diretoria da ANA



Panorama do Enquadramento
dos Corpos D'água do
BRASIL

EQUIPE TÉCNICA

João Gilberto Lotufo Conejo – Coordenação Geral
Superintendente de Planejamento
de Recursos Hídricos

Marcelo Pires da Costa
Coordenação Executiva

Anna Paola Michelano Bubel
Gustavo Antônio Carneiro
Viviane dos Santos Brandão
Paulo Breno de Moraes Silveira
Cristianny Villela Teixeira Gisler

Superintendência de Planejamento de
Recursos Hídricos

Brasília-DF
Maio-2007



SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	13
1 INTRODUÇÃO	15
2 METODOLOGIA	17
3 HISTÓRICO DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA NO BRASIL	19
4 ASPECTOS CONCEITUAIS DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA	23
5 ASPECTOS JURÍDICOS E INSTITUCIONAIS	31
6 ESTÁGIO DE IMPLEMENTAÇÃO DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA	37
7 DIRETRIZES PARA AMPLIAÇÃO DOS ENQUADRAMENTOS DOS CORPOS D'ÁGUA	43
8 CONCLUSÃO	51
9 REFERÊNCIAS	53



Apresentação

À Agência Nacional de Águas – ANA compete disciplinar, em caráter normativo, a implementação, a operacionalização, o controle e a avaliação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.

O presente trabalho tem como objetivo contribuir para a implementação de um destes instrumentos, o enquadramento dos corpos d'água.

Este instrumento visa “assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas” e a “diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes” (Art. 9º, lei nº 9.433, de 1997).

As metas de qualidade da água indicadas pelo enquadramento constituem a expressão dos objetivos públicos para a gestão dos recursos hídricos. Deste modo, essas metas devem corresponder ao resultado final de um processo que leve em conta os fatores ambientais, sociais e econômicos.

Além de sua importância no processo de controle da poluição das águas, o enquadramento também é referência para os demais instrumentos de gestão de recursos hídricos (outorga, cobrança, planos de bacia), assim como, para instrumentos de gestão ambiental (licenciamento, monitoramento), sendo, portanto, importante elo entre o Sistema Nacional

de Gerenciamento de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Meio Ambiente.

Neste contexto, o estudo apresenta um diagnóstico da implementação deste instrumento e das diretrizes para seu aprimoramento.

Para a elaboração deste estudo, fez-se a uma revisão bibliográfica sobre o tema, em conjunto com o levantamento de fontes secundárias. Foram consultados, entre outros, os Planos Estaduais de Recursos Hídricos, os Planos de Bacia e as informações das secretarias de recursos hídricos e meio ambiente dos Estados.

O Capítulo 1 contém a Introdução, mostrando um cenário sobre o enquadramento no País.

O Capítulo 2 descreve a Metodologia empregada no estudo.

O Capítulo 3 aponta um histórico sobre o enquadramento dos corpos d'água no País.

O Capítulo 4 contém um diagnóstico do estágio atual de implementação do enquadramento dos corpos d'água.

O Capítulo 5 contém um conjunto de diretrizes para a ampliação do enquadramento dos corpos d'água.





1 INTRODUÇÃO

O enquadramento dos corpos d'água é o estabelecimento do nível de qualidade (classe) a ser alcançado ou mantido em um segmento de corpo d'água ao longo do tempo. O enquadramento busca *“assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas”* e a *“diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes”* (Art. 9º, lei nº 9.433, de 1997).

Mais que uma simples classificação, o enquadramento dos corpos d'água deve ser visto como um instrumento de planejamento, pois deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir ou ser mantidos nos corpos d'água para atender às necessidades estabelecidas pela comunidade.

A classe do enquadramento de um corpo d'água deve ser definida em um pacto acordado pela sociedade, levando em conta as suas prioridades de

uso. A discussão e o estabelecimento desse pacto ocorrerão dentro do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH, estabelecido pela Lei das Águas.

O enquadramento é referência para os demais instrumentos de gestão de recursos hídricos (outorga, cobrança, planos de bacia) e instrumentos de gestão ambiental (licenciamento, monitoramento), sendo, portanto, um importante elo entre o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Meio Ambiente - SISNAMA.

Este documento tem o intuito de apresentar diagnóstico do estágio atual da implementação do instrumento e indicar diretrizes para sua ampliação. Desse modo, a Agência Nacional de Águas – ANA procura cumprir com sua missão relativa à implementação, à operacionalização, ao controle e à avaliação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.



Foz do Iguaçu - PR



2 METODOLOGIA

A fim de elaborar este estudo, realizou-se uma revisão bibliográfica em conjunto com o levantamento de fontes secundárias. Foram consultados, entre outras fontes, os Planos Estaduais de Recursos Hídricos, os Relatórios das Redes de Monitoramento dos Estados, os Planos de Bacia e as informações das secretarias de recursos hídricos e meio ambiente dos Estados.





3 HISTÓRICO DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA NO BRASIL

O Brasil possui dispositivos legais referentes à água desde o período colonial, mas somente em 1934 o Código de Águas (MME, 1980)¹⁷ passou a ser a legislação específica para os recursos hídricos.

Com relação à questão da qualidade da água, o Código de Águas dispõe que “... a ninguém é lícito conspurcar ou contaminar as águas que não conso-me, com prejuízo de terceiros”. Este mesmo Código define, ainda, que: “os trabalhos para a salubridade das águas sejam realizados à custa dos infratores que, além da responsabilidade criminal, se houver, também respondem pelas conseqüentes perdas e danos, e por multas impostas pelos regulamentos administrativos” (MME, 1980)¹⁷.

O Código de Águas estabeleceu uma política bastante avançada para a época. No entanto, sua regulamentação se limitou aos aspectos referentes ao desenvolvimento do setor elétrico, deixando praticamente de lado os usos múltiplos e a proteção da qualidade das águas (GRANZIERA, 2001)¹².

Mesmo ao longo das décadas seguintes, à medida que o País passava a utilizar os recursos hídricos de forma mais intensa, não havia ainda uma política adequada, com exceção da política energética, que era bastante estruturada e com marcante centralização nas decisões.

Em 1955, o Estado de São Paulo regulamentou o primeiro sistema de classificação dos corpos d'água do País, e enquadrou alguns rios por meio do Decreto Estadual nº 24.806. O primeiro sistema de enquadramento dos corpos d'água na esfera federal foi a Portaria nº 013, de 15 de janeiro de 1976, do Ministério do Interior (BRASIL, 1976)³ que enquadrava as águas doces em classes, conforme os usos preponderantes a que as águas se destinam.

Ao longo da década de 1970, iniciaram-se as discussões sobre a gestão descentralizada das águas, e em 1978 foram criados Comitês de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas para diversos rios brasileiros, principalmente na Região Sudeste.





Acervo TDA

Estes comitês eram compostos apenas por integrantes do Poder Público, não possuíam poder deliberativo, contudo realizaram diversos estudos para o conhecimento das bacias, sendo fato importante na descentralização da gestão dos recursos hídricos. Entre os estudos, destacam-se os de enquadramento dos corpos d'água das bacias do rio Paranapanema, em 1980, e do rio Paraíba do Sul, em 1981, conforme as classes estabelecidas pela Portaria nº 013 do Ministério do Interior.

Após a edição da Portaria nº 013 do Ministério do Interior, em 1976, alguns Estados também realizaram o enquadramento de seus corpos d'água: São Paulo (1977), Alagoas (1978), Santa Catarina (1979), Rio Grande do Norte (1984).

Na década de 1980, com a instituição da Política Nacional de Meio Ambiente, o País passou a contar com um arcabouço legal para o tratamento das questões ambientais, o que colaborou também para impulsionar a formulação de novas normas relativas à gestão das águas.

Em 1986, foi publicada a Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1986)⁶ que substituiu a Portaria nº 013, de 1976, do Ministério do Interior. Esta resolução estabeleceu uma nova classificação para as águas doces, salobras e salinas

do Território Nacional, distribuídas em nove classes, segundo os usos preponderantes a que as águas se destinam.

Em 1989, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA realizou o enquadramento dos corpos d'água de domínio da União na Bacia do Rio São Francisco, segundo as classes da Resolução CONAMA nº 20, de 1986 (IBAMA, 1989)¹³.

Ao longo dos anos 1980 e 1990, alguns Estados realizaram os enquadramentos de seus corpos d'água principais ou de algumas bacias selecionadas: Paraíba (1988), Paraná (entre 1989 e 1991), Rio Grande do Sul (entre 1994 e 1998), Minas Gerais (entre 1994 e 1998), Bahia (1995 e 1998) e Mato Grosso do Sul (1997).

Em 1988, a Constituição Federal concedeu atribuição à União para instituir o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Em 1991, o Estado de São Paulo instituiu sua Política Estadual de Recursos Hídricos, por meio da Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991 (SÃO PAULO, 1991)²¹, a qual representou um marco no campo normativo dos recursos hídricos, já que se antecipou à lei federal que seria estabelecida seis anos depois.

Em 8 de janeiro de 1997, regulamentando os aspectos previstos na Constituição Federal, foi sancionada

a Lei nº 9.433 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997)⁴.

A Lei nº 9.433 representa o marco fundamental no processo de mudança do ambiente institucional regulador dos recursos hídricos no Brasil, o que levou à criação do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH em 1998, e da ANA, em 2000.

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos tem, entre outras atribuições, a função de arbitrar, em última instância administrativa, os conflitos existentes e estabelecer as diretrizes complementares para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos. A ANA tem a função básica de disciplinar, em caráter normativo, a implementação, a operacionalização, o controle e a avaliação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.

A partir da Lei Federal nº 9.433, de 1997, o enquadramento passou a ser um dos instrumentos da

Política Nacional de Recursos Hídricos. Vale ressaltar que o enquadramento, também, é referência para o Sistema Nacional de Meio Ambiente, pois representa, entre outros, padrões de qualidade da água para as ações de licenciamento e de monitoramento ambiental.

Em 2000, a Resolução CNRH nº 12 estabeleceu os procedimentos para o enquadramento dos cursos d'água em classes de qualidade, definindo as competências para elaboração e aprovação da proposta de enquadramento e as etapas a serem observadas (CNRH, 2000).

Em 2005, a Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005)⁷ substituiu a Resolução CONAMA nº 20, de 1986. Esta resolução define a classificação das águas doces, salobras e salinas em função dos usos preponderantes (sistema de classes de qualidade) atuais e futuros. A resolução apresenta aspectos conceituais novos em relação à Resolução CONAMA nº 20, de 1986, os quais serão abordadas no tópico 4.





4 ASPECTOS CONCEITUAIS DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA

Como mencionado anteriormente, o enquadramento pretende estabelecer o nível de qualidade (classe) a ser alcançado ou mantido em um segmento de corpo d'água, ao longo do tempo. Portanto, o enquadramento é um instrumento de planejamento para garantir a qualidade de um segmento do corpo d'água correspondente à classe de uso em que este foi enquadrado.

O enquadramento pode ser considerado como um pacto social se a definição dos anseios da comunidade, muitas vezes conflitantes, for expresso em metas de qualidade de água.

Até a criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos hídricos de uma bacia era estabelecido pelos órgãos públicos com pequena, e muitas vezes ausente, participação da sociedade. Hoje, com o advento da Lei nº 9.433, de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, o processo de enquadramento é participativo.

O enquadramento deve ser elaborado considerando as classes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que divide em 13 classes de qualidade as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Veja Tabela 1.

Segundo Granziera (2001)¹², o enquadramento dos corpos d'água possui um sentido de proteção, não da água propriamente, mas da saúde pública, pois é evidente a preocupação em segregar a água que pode ser utilizada para, por exemplo, irrigar hortaliças que são consumidas cruas ou aquelas que servem para abastecimento público. Além disso, nota-se uma preocupação com o fator econômico, em relação aos custos de tratamento da água para abastecimento público, que são maiores nas classes de pior qualidade.

Outro aspecto relevante, o enquadramento representa, indiretamente, um mecanismo de controle do uso e de ocupação do solo, já que restringe a implantação de empreendimentos cujos usos não consigam manter a qualidade de água na classe em que o corpo d'água fora enquadrado.

Nesse aspecto, a questão das competência é relevante, pois, segundo a Constituição Federal, cabe ao Município estabelecer, mediante lei municipal, as condições de ocupação do solo por meio de seu plano diretor e da Lei de Zoneamento. Portanto, o enquadramento apresenta grande importância no processo de gestão, estando intimamente ligado ao planejamento do uso do solo e ao zoneamento ambiental.




Tabela 1. Classes e respectivos usos da água conforme a Resolução CONAMA nº 357, de 2005

CLASSES	USOS
ÁGUAS DOCES	ESPECIAL <ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, com desinfecção; - preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; - preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral
	1 <ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; - proteção das comunidades aquáticas; - recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n. 274, de 2000; - irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e - proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
	2 <ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; - proteção das comunidades aquáticas; - recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n. 274, de 2000; - irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e - aquicultura e à atividade de pesca
	3 <ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; - irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; - pesca amadora; - recreação de contato secundário; e - dessedentação de animais
	4 <ul style="list-style-type: none"> - navegação; - harmonia paisagística.
ÁGUAS SALINAS	ESPECIAL <ul style="list-style-type: none"> - preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral; e - preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
	1 <ul style="list-style-type: none"> - recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA n. 274, de 2000; - proteção das comunidades aquáticas; e - à aquicultura e à atividade de pesca.
	2 <ul style="list-style-type: none"> - pesca amadora; - recreação de contato secundário.
	3 <ul style="list-style-type: none"> - navegação; - harmonia paisagística.
ÁGUAS SALOBRAS	ESPECIAL <ul style="list-style-type: none"> - preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral; e, - preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
	1 <ul style="list-style-type: none"> - recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA n. 274, de 2000; - proteção das comunidades aquáticas; - aquicultura e à atividade de pesca; - abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; e - irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.
	2 <ul style="list-style-type: none"> - pesca amadora; - recreação de contato secundário.
	3 <ul style="list-style-type: none"> - navegação; - harmonia paisagística.

Além disso, o enquadramento permite uma melhor adequação de custos de controle da poluição, pois possibilita que os níveis de controle de poluentes exigidos estejam de acordo com os usos que se pretende dar ao corpo d'água nos seus diferentes trechos.

Segundo Porto (2002)²⁰, o enquadramento de corpos d'água é um instrumento de planejamento e, como tal, tem as seguintes características:

- Representa a visão global da bacia, pois para se tomar a decisão de quais são os usos prioritários em cada trecho de rio é necessário olhar o todo, em uma visão de macro-escala.
- Representa a visão futura da bacia e, portanto, são metas de qualidade a serem alcançados no médio e longo prazo.
- Faz parte do plano de bacia como garantia de integração entre os aspectos quantitativos e qualitativos do uso da água.

Mais que uma simples classificação, o enquadramento dos corpos d'água é um importante instrumento de planejamento ambiental. A classe do enquadramento a ser alcançada no futuro, para um corpo d'água, deverá ser definida em um pacto construído pela sociedade, levando em conta as prioridades de uso da água. A discussão e o estabelecimento desse pacto devem ocorrer dentro do SINGREH estabelecido pela Lei nº 9.433,

de 1997. A aprovação final do enquadramento acontece no âmbito dos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERHs) ou do CNRH, conforme o domínio do curso d'água (estadual ou federal, respectivamente).

As metas de qualidade da água indicadas pelo enquadramento constituem a expressão dos objetivos públicos para a gestão dos recursos hídricos. Desse modo, essas metas devem corresponder ao resultado final de um processo que leve em conta os fatores ambientais, sociais e econômicos.

Segundo Porto (2002)²⁰, uma das principais vantagens em utilizar metas de qualidade da água como instrumento de gestão está em colocar o foco da gestão da qualidade da água sobre os problemas específicos a serem resolvidos na bacia, tanto no que se refere aos impactos causados pela poluição, quanto nos usos que possam vir a ser planejados. Assim, estabelece uma visão de conjunto dos problemas da bacia e não uma visão individualizada que leve a soluções apenas locais.

A importância do enquadramento é reforçada por sua relação com os demais instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos. Além da estreita relação com os planos de recursos hídricos, o enquadramento tem influência sobre a outorga e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. O enquadramento também é um instrumento de convergência entre as Políticas de Meio Ambiente e de





Recursos Hídricos, pois tem repercussão operacional sobre os órgãos do SISNAMA e SINGREH, e sua normatização compete ao CONAMA e ao CNRH, bem como aos conselhos ambientais e de recursos hídricos em âmbito estadual.

A relação do enquadramento com a outorga foi estabelecida pela Lei nº 9.433, de 1997 que estabelece que toda outorga (Art. 13) “... *deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado*...”. Portanto, as análises de pedidos de outorga, seja de captação de água ou de lançamento de efluentes, deverão considerar as condições de qualidade estabelecidas pela classe de enquadramento.

A relação entre o enquadramento e a cobrança pelo uso de recursos hídricos se estabelece de duas formas. Indiretamente, quando serão cobrados os usos sujeitos a outorga, que deve considerar as classes de enquadramento. E quando, valores arrecadados com a cobrança serão aplicados em programas e obras definidos no plano da bacia. Diretamente, as classes de enquadramento podem ser consideradas na fórmula de cobrança pelo lançamento de efluentes.

A aprovação do enquadramento de um corpo de água não deve ser vista como ação finalística, mas deve ser considerada como passo na aplicação desse instrumento.

Dessa forma, a publicação da Resolução CONAMA nº 357, de 2005, representou importante avanço em termos técnicos e institucionais para a gestão da qualidade das águas. Entre estes avanços, destacam-se:

- A criação de novas classes para águas salinas e salobras.
- A inclusão de novos parâmetros de qualidade de águas, e a revisão dos parâmetros da Resolução CONAMA nº 20, de 1986, utilizando como referência os mais recentes estudos nacionais e internacionais.
- A definição em que devem ser selecionados parâmetros prioritários para o enquadramento
- As metas de qualidade da água deverão ser atingidas em regime de vazão de referência, excetuados os casos em que a determinação hidrológica dessa vazão não seja possível (ex: reservatórios).
- A definição do conceito de progressividade para o alcance das metas de enquadramento.

Com relação aos parâmetros prioritários, Enderlein *et al.* (1997)¹⁰ mencionam que quanto mais simples for a definição das metas de qualidade, mais eficiente será este instrumento, sendo essencial manter o foco do problema em um número pequeno de variáveis de qualidade da água, o que auxilia na adoção de soluções com maior eficiência econômica.

Nesse contexto, a Resolução CONAMA nº 357, de 2005, estabelece que “... o conjunto de parâmetros selecionado para subsidiar a proposta de enquadramento do corpo de água deverá ser representativo dos impactos ocorrentes e dos usos pretendidos” e “... com base nos parâmetros selecionados, dar-se-ão as ações prioritárias de prevenção, controle e recuperação da qualidade da água na bacia, em consonância com as metas progressivas estabelecidas pelo respectivo Comitê da bacia em seu Plano de Recursos Hídricos, ou no programa para efetivação do enquadramento”.

A questão da progressividade das metas de enquadramento merece um destaque especial entre as alterações presente na Resolução CONAMA nº 357, de 2005. Isso significa que, entre as ações necessárias para a efetivação do enquadramento, deverão ser selecionadas aquelas de maior interesse, considerando a viabilidade técnica e econômica para sua implementação. Estas medidas deverão ser escalonadas em metas intermediárias progressivas, em que cada conjunto de medidas esteja relacionado com a redução de carga poluente e a consequente melhoria da qualidade da água.

Barth (2002)² menciona que o enquadramento pode ser visto como uma meta a ser alcançada, ao longo do tempo, mediante um conjunto de medidas necessárias, entre as quais, por exemplo, estão os programas de investimentos em tratamento de esgotos. Portanto, caso o corpo de água enquadrado já apresente as condições de qualidade mínimas exigidas para a sua classe, as ações de gestão deverão respeitar e garantir a manutenção dessas condições. Por outro lado, se as condições de qualidade estiverem aquém dos limites estabelecidos para a classe em que o corpo hídrico foi enquadrado, ressalvados os parâmetros que não atendam aos limites devido às condições naturais, deverão ser buscados investimentos e ações de natureza regulatória, necessários ao alcance da meta final de qualidade da água desejada. Nesse caso, ainda, poderão ser estipuladas metas intermediárias progressivas, de caráter obrigatório, atreladas a prazos e adequação de instrumentos de gestão ambiental e de recursos hídricos.

Um dos principais problemas que existiam, relativos a Resolução CONAMA nº 20, de 1986, é que a aplicação deste instrumento ocorreu como se o corpo d'água estivesse na condição da classe em



que foi enquadrado. Este fato gerou situações em que uma estação de tratamento de esgotos não podia ser licenciada, apesar da evidente melhoria que proporcionaria aos corpos d'água, porque os efluentes, segundo a legislação, não poderiam conferir ao corpo receptor características em desacordo com o enquadramento do mesmo. Barth (2002)² sugeriu a adoção do conceito de enquadramento como uma meta a ser alcançada ao longo do tempo, e não como efetivação imediata.

Nesse sentido, Von Sperling; Chernicharo (2002)²³, referindo-se à Resolução CONAMA nº 20, de 1986, mencionam que uma das dificuldades da aplicação do enquadramento no Brasil era o fato de que não havia planejamento progressivo para o atendimento aos objetivos de qualidade da água, o que exigia níveis de tratamento imediatos adequados ao objetivo de qualidade de longo termo, sem que o setor tivesse condições de investimento. Segundo os autores, há, nesta situação, implicações legais, pois o não reconhecimento da necessidade de planejamento progressivo impede, muitas vezes, a aprovação de licenciamentos ambientais para obras que começariam a contribuir, desde já, para a melhoria da qualidade da água.

Nesse aspecto, a Resolução CONAMA nº 357, de 2005, representou um avanço em relação a Resolução CONAMA nº 20, de 1986, ao considerar que o enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias, obrigatórias, para a sua efetivação (Figura 1). Portanto, as metas de qualidade apresentadas no enquadramento devem ser vistas como meta final, as quais, juntamente com as metas intermediárias, devem ser negociadas em cada bacia. Em algumas, por existência de recursos para reversão dos passivos ambientais, ou pelo fato dos mesmos serem de menor magnitude, o prazo para o alcance da meta final pode ser mais curto que em bacias que não possuem estas condições.

Segundo Furukawa; Lavrador (2005)¹¹, estas metas progressivas devem ser definidas pelo órgão competente para a respectiva bacia hidrográfica e para aqueles casos em que a condição de qualidade dos corpos d'água esteja em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, excetuados os parâmetros que excedam aos limites, devido às condições naturais. Essas metas vêm ao encontro das necessidades do setor de saneamento, uma

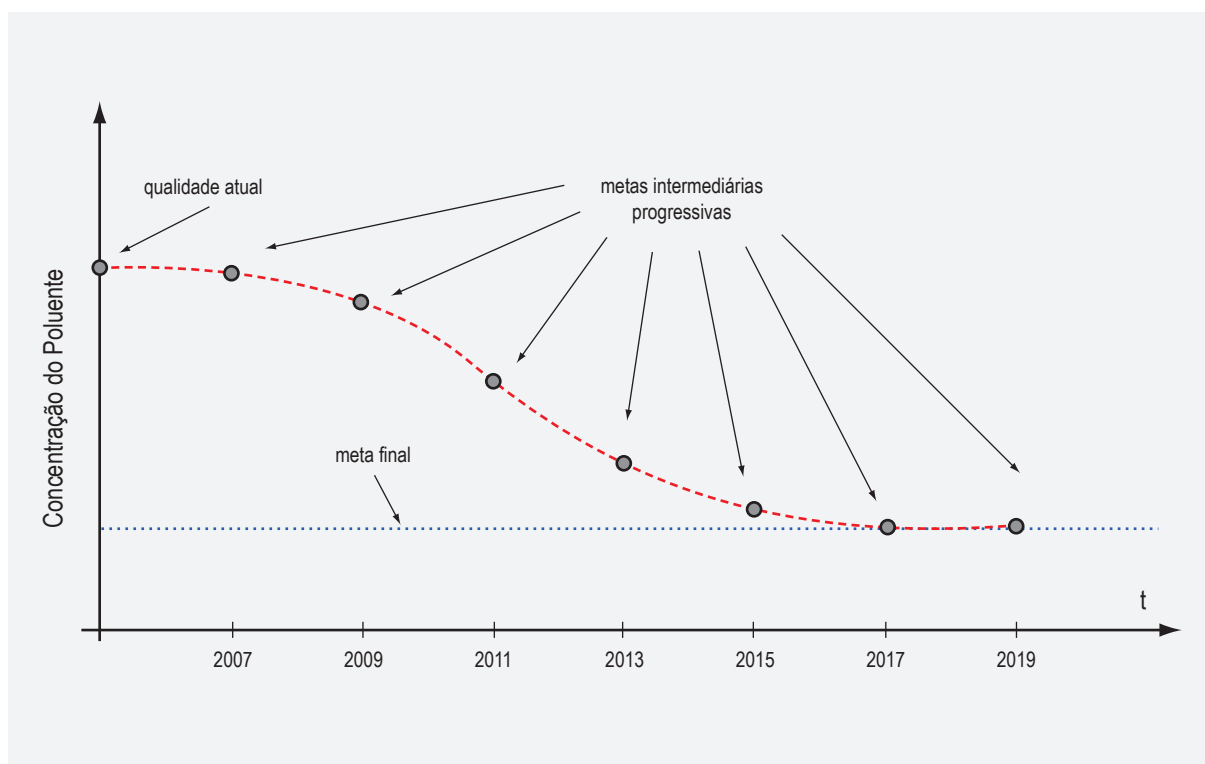


Figura 1 – Metas progressivas de qualidade da água



Acervo TDA

vez que possibilitarão a implantação das Estações de Tratamento de Esgotos em etapas, desde que aprovadas pelos Comitês de Bacia, e compatíveis com os demais usos da água.

Segundo Porto (2002)²⁰, as metas do enquadramento não devem ser encaradas de forma definitiva, sendo comum rever tais objetivos, tanto para lado mais restritivo, em virtude do aparecimento de novas tecnologias que permitem reduções maiores dos níveis de poluição, como para o lado menos restritivo, em razão de não existirem recursos suficientes ou os prazos e expectativas estarem superestimados.

A progressividade das metas de enquadramento, com seu caráter dinâmico, deve auxiliar na aplicação do enquadramento, que é altamente influenciado pela vontade da sociedade e pelas limitações econômicas, técnicas e institucionais inerentes ao sistema. Desse modo, a implementação da gestão de qualidade da água no País, nos próximos anos, será um processo que exigirá um grande esforço em termos institucionais, técnicos e de participação social.

Este processo envolve uma mudança de paradigma em relação ao modo como a gestão da

qualidade da água vem sendo feita no País ao longo das últimas décadas. Segundo Costa (2005)⁹, a gestão da qualidade da água no Brasil encontra-se em um momento de mudança de paradigma, em que um sistema, baseado principalmente nos instrumentos de comando-controle, passará a coexistir com um sistema descentralizado, com foco em instrumentos econômicos e de planejamento. O enquadramento dos corpos d'água representa um papel central no novo contexto de gestão da qualidade da água do País, por se tratar de um instrumento de planejamento que possui interfaces com os demais aspectos da gestão dos recursos hídricos.

Sem dúvida, esta mudança exigirá uma adaptação dos órgãos gestores de qualidade da água, já que cada bacia terá autonomia, por meio dos comitês, para eleger suas metas e parâmetros prioritários de qualidade da água. Obviamente, os instrumentos de comando-controle sempre existirão, pois faz parte das atribuições dos órgãos ambientais fiscalizar as atividades poluidoras. No entanto, fica claro que apenas estas ações são insuficientes para reverter o quadro de poluição que afeta várias bacias.



5 ASPECTOS JURÍDICOS E INSTITUCIONAIS

Para que o estabelecimento das metas do enquadramento ocorra de forma equilibrada, com expectativas de que sejam realizáveis e factíveis, devem haver os seguintes requisitos (PERRY; VANDERKLEIN, 1996)¹⁹:

- Embasamento de **caráter institucional e legal**, com mecanismos e instrumentos que permitam a realização das ações necessárias para alcançar as metas.
- Embasamento de **caráter político**, que reforce o caráter participativo da decisão sobre a aptidão da bacia hidrográfica e, portanto, sobre os usos pretendidos no médio e longo prazo.
- Embasamento de **caráter técnico**, que permita avaliar as condições atuais de qualidade da água e o potencial de atendimento aos usos pretendidos, tanto no que se refere à recuperação de áreas poluídas, quanto nos casos em que a preocupação é como autorizar novos usos e ao mesmo tempo conservar o recurso hídrico.

Com relação ao embasamento de caráter institucional, é fundamental criar um ambiente adequado para o gerenciamento dos recursos hídricos. Ao contrário de países com longa tradição nesta área, o Brasil tinha, até a década passada,

uma organização setorial, com predomínio do setor elétrico na definição dos usos dos recursos hídricos. No entanto, avanços significativos têm ocorrido nos últimos anos, com várias experiências de participação pública e de gestão descentralizada.

Existem vários órgãos que possuem atribuições relativas ao enquadramento dos corpos d'água. Em âmbito nacional, o CNRH tem a atribuição de aprovar o enquadramento dos corpos d'água em consonância com as diretrizes do CONAMA, de acordo com a classificação estabelecida na legislação ambiental. Nos Estados, os Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos devem aprovar os enquadramentos dos rios estaduais.

Compete à ANA e aos órgãos estaduais gestores dos recursos hídricos disciplinar, em caráter normativo, a implementação, a operacionalização, o controle e a avaliação dos instrumentos das Políticas Nacional e Estadual, respectivamente, de Recursos Hídricos, além de elaborar estudos. A eles também cabe propor ao CNRH e aos CERHs os incentivos, até financeiros, para a conservação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos. No âmbito estadual existem ainda os órgãos ambientais, responsáveis pelas ações de licenciamento e fiscalização.



O Comitê de Bacia Hidrográfica é o responsável pela aprovação da proposta de enquadramento dos corpos de água em classes de uso, elaborada pela Agência de Bacia, para posterior encaminhamento ao respectivo Conselho de Recursos Hídricos Nacional ou Estadual, de acordo com o domínio dos corpos de água.

O enquadramento deve ser elaborado considerando as classes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357, de 2005, que divide em 13 classes de qualidade as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional.

Os procedimentos para o enquadramento dos cursos d'água em classes de qualidade, definindo as competências para elaboração e aprovação da proposta, e as etapas a serem observadas, são estabelecidos pela Resolução CNRH nº 12, de 19 de julho de 2000 (CNRH, 2000).

O artigo 10 da Lei nº 9.433 determina que “*as classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental*”. Portanto, sua implementação exige a articulação entre o SINGREH e o SISNAMA.

O CONAMA é um colegiado que compõe a estrutura do Ministério do Meio Ambiente – MMA, é o órgão de maior hierarquia na estrutura do SISNAMA e a instância responsável por normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente, com vistas ao uso racional de recursos ambientais, principalmente, os hídricos (Portaria nº 326, de 15 de dezembro de 1994).

O órgão de maior hierarquia na estrutura do Sistema Nacional de Recursos Hídricos é o CNRH, responsável pelas grandes decisões a serem tomadas na gestão do setor. Compete ao CNRH estabelecer diretrizes complementares para implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos e aplicar seus instrumentos (Lei nº 9.433, de 1997). Em âmbito nacional, o CNRH aprova o enquadramento dos corpos de água em consonância com as diretrizes do CONAMA, de acordo com a classificação estabelecida na legislação ambiental (Decreto nº 2.612, de 1998), acompanha a execução do Plano Nacional de Recursos Hídricos e determina as providências necessárias ao cumprimento de suas metas.

A Secretaria de Recursos Hídricos - SRH do Ministério do Meio Ambiente é o órgão coordenador e supervisor da política de recursos hídricos. Cabe à SRH, como Secretaria Executiva do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, apoiar o Conselho no estabelecimento de diretrizes complementares para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e aplicação de seus instrumentos, e instruir os expedientes provenientes dos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos e dos Comitês de Bacia Hidrográfica (Decreto nº 2.612, de 1998).

Compete à ANA disciplinar, em caráter normativo, a implementação, a operacionalização, o controle e a avaliação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, entre os quais se inclui o enquadramento dos corpos d'água, e propor ao CNRH incentivos, até financeiros, à conservação qualitativa e quantitativa de recursos hídricos (Lei nº 9.984, de 2000).



Acevo TDA



No âmbito de bacia hidrográfica, reconhecem-se os Comitês de Bacia Hidrográfica e as Agências da Água como instâncias atuantes na gestão das águas. O Comitê é um foro democrático responsável pelas decisões a serem tomadas na bacia e a Agência é reconhecida como “braço executivo” do Comitê. Os Comitês e suas Agências de Água procuram solucionar conflitos de usos da água na bacia e dependem da política formulada pelo CNRH ou CERH e pelos órgãos federais e estaduais gestores de recursos hídricos e de meio ambiente.

Compõem os Comitês representantes da União, dos Estados, do Distrito Federal, dos municípios, dos usuários e das entidades civis de recursos hídricos com atuação comprovada na bacia. A representação dos poderes executivos da União, Estados, Distrito Federal e municípios é limitada à metade do total de membros. Compete às Agências de Água, no âmbito de sua área de atuação, propor aos respectivos Comitês de Bacia Hidrográfica o enquadramento dos corpos de água nas classes de uso, para encaminhamento ao Conselho Nacional ou Conselho Estadual ou do Distrito Federal de Recursos Hídricos, de acordo com o domínio do corpo d'água a ser enquadrado. Consórcios e associações inter-

municipais de bacias hidrográficas poderão receber delegação dos Conselhos, por prazo determinado, para exercer funções de competência das Agências de Água, enquanto esta não estiver constituída.

Os órgãos estaduais gestores de recursos hídricos e de controle ambiental, municípios, usuários e sociedade civil têm direito a voz e voto no Comitê de Bacia Hidrográfica, nas decisões referentes aos recursos hídricos na bacia. Os órgãos estaduais de meio ambiente e de recursos hídricos recebem diretrizes do CNRH ou CERH e têm como competências o controle, o monitoramento e a fiscalização dos corpos de água, além da elaboração de estudos.

A seguir, será apresentado na Tabela 2, um diagnóstico dos aspectos institucionais e legais dos normativos das unidades da federação pertinentes ao enquadramento.

A partir dos dados observados na tabela acima, observa-se que das 27 unidades da federação, 17 tratam do enquadramento como um instrumento da Política Estadual de Recursos

Tabela 2 – Diagnóstico dos aspectos institucionais e legais do enquadramento nos Estados

UNIDADE DA FEDERAÇÃO	O ENQUADRAMENTO É INSTRUMENTO DA PERH	A PROPOSTA DE ENQUADRAMENTO DEVE CONSTAR DO PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS	O ENQUADRAMENTO É CRITÉRIO PARA A OUTORGA E A COBRANÇA	ÓRGÃO RESPONSÁVEL PELA ELABORAÇÃO DA PROPOSTA DE ENQUADRAMENTO AO COMITÊ DE BACIA
ACRE	X	X	X (ambos)	Agência de bacia ou órgão ambiental estadual
ALAGOAS	X		X (outorga)	Agência de bacia
AMAPÁ	X	X	X(ambos)	Secretaria de Estado de Meio Ambiente ou Agências de bacia
AMAZONAS	X	X	X(ambos)	Instituto de Proteção Ambiental da Amazônia - IPAAM
BAHIA			X (cobrança)	
CEARÁ		X	X (cobrança)	Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos, especificamente, o Comitê Estadual de Recursos Hídricos (órgão de assessoramento técnico do CONERH)
DISTRITO FEDERAL	X			Agência de bacia ou órgão gestor recursos hídricos
ESPÍRITO SANTO	X	X	X(ambos)	Órgão gestor de recursos hídricos ou agência de bacia
GOIÁS			X (cobrança)	
MARANHÃO	X		X(ambos)	Agência de bacia
MATO GROSSO	X		X (cobrança)	
MATO GROSSO DO SUL	X		X(ambos)	Agência de bacia
MINAS GERAIS	X			Agência de bacia ou Conselho de Política Ambiental - COPAM
PARÁ	X	X	X(ambos)	Agência de bacia ou órgão gestor recursos hídricos
PARAÍBA		X	X (cobrança)	
PARANÁ	X	X	X(ambos)	Unidades executivas descentralizadas ou Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - SUDERHSA
PERNAMBUCO		X	X (cobrança)	Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente
PIAUÍ	X	X	X(ambos)	Agência de bacia
RIO DE JANEIRO	X	X	X(ambos)	Agência de bacia
RIO GRANDE DO NORTE			X (cobrança)	
RIO GRANDE DO SUL	X		X (cobrança)	Agência de região hidrográfica
RONDÔNIA	X		X (outorga)	Agência de bacia ou órgão gestor recursos hídricos
RORAIMA				
SANTA CATARINA		X	X (cobrança)	Comitê de Bacia
SÃO PAULO		X	X (cobrança)	Agência de bacia
SERGIPE	X		X (outorga)	Agência de bacia
TOCANTINS		X	X (outorga)	Agência de bacia



Acervo TDA

Hídricos. Em 14 unidades da federação, fica explícito que o enquadramento fará parte do Plano de Recursos Hídricos.

Cabe às Agências de Bacia, em 16 unidades da federação, a elaboração da proposta de enquadramento, o que dificulta a sua execução uma vez que na maioria das bacias hidrográficas as agências ainda não foram implementadas. Somente em 5 unidades da federação existe a possibilidade de órgão gestor de recursos hídricos elaborar a proposta de enquadramento.

Na maioria dos estados a aprovação da proposta de enquadramento e seu encaminhamento para aprovação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos ou órgão similar cabe ao Comitê de Bacia Hidrográfica ou organização similar.

É importante ressaltar que em 7 estados o enquadramento dos corpos d'água não é considerado um instrumento da Política de Recursos Hídricos, embora a outorga e a cobrança devam ser subsidiadas pelo enquadramento.



6 ESTÁGIO DE IMPLEMENTAÇÃO DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA

No Brasil, a implementação do enquadramento apresenta uma situação bastante diversa entre as Unidades da Federação. Com relação aos corpos d'água de domínio estadual, atualmente apenas 10 das 27 Unidades da Federação (Alagoas, Bahia, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo) possuem instrumentos legais que enquadram total ou parcialmente seus corpos d'água.

Além dos citados, o Estado de Pernambuco enquadrou seus principais corpos d'água em 1986, com base na Portaria Interministerial nº 13, de 1976, por meio de Decretos. Com a mudança da Legislação Ambiental, esses Decretos perderam sua validade.

No Estado do Rio de Janeiro, o Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras estabeleceu, na década de 1970, uma sistemática de classificação dos corpos de água diferente da norma federal. Este sistema estabelece nove classes de "usos benéficos": abastecimento público; recreação; estético; conservação de flora e fauna marinhas; conservação

de flora e fauna de água doce; atividades agropastoris; abastecimento industrial, até mesmo geração de energia; navegação e diluição de despejos. Os principais corpos de água do Estado foram enquadrados pela FEEMA segundo este sistema, contudo observou-se que esses enquadramentos não serviram como instrumento de pressão para que os padrões fossem atingidos, não tendo sido acompanhado de planos de implementação (MMA, 1999)¹⁶.

A situação atual do enquadramento dos corpos de água será apresentada na Tabela 3 e nas Figuras 2 e 3.

Com relação aos corpos d'água federais, na década de 1980 foram desenvolvidos estudos dos principais mananciais hídricos brasileiros para fornecer elementos aos futuros trabalhos de planejamento da utilização integrada destes recursos. A realização desses estudos resultou na implementação dos Comitês Executivos de Bacias Hidrográficas e na definição de Projetos Gerenciais. Na época, foram instalados, dentre outros, os comitês das



Barragem do Xingó – rio São Francisco

Tabela 3 - Situação atual do enquadramento dos corpos d'água nos estados				
ESTADO	NORMATIVO QUE EMBASA O ENQUADRAMENTO	ÓRGÃO QUE ENQUADROU	NORMATIVO	RIOS ENQUADRADOS
ALAGOAS	Portaria Interministerial 13/76	Secretaria de Planejamento do Estado de Alagoas	Decreto nº 3.766, de 30/10/1978	Principais rios, dentre eles: rio Camaragibe; rio Coruripe; rio Jiquiá; rio Manguaba; rio Mirim ou Meirim; rio Perucaba; rio Piauí; rio Pratygy; rio São Miguel; rio Satuba.
BAHIA	CONAMA 20/86	Conselho Estadual de Meio Ambiente - CEPAM	Resolução nº 1.101, de 22/09/1995; Resolução nº 1.102, de 22/09/1995; Resolução nº 1.117, de 31/10/1995; Resolução nº 1.152, de 15/10/1995; Resolução nº, de 1998 (rio do leste)	rio Joanes e sub-bacia Hidrográfica do rio Ipitanga; rio do Subaé; rio Jacuipe; Baía de Todos os Santos; rio do Leste (rios Cachoeira, Almada e Una).
MATO GROSSO DO SUL	CONAMA 20/86	Conselho de Controle Ambiental do Estado - CECA	Deliberação CECA/MS nº003, de 1997	Sub-bacia do rio Miranda; Sub-Bacia do rio Taquari; Sub-Bacia do rio Apa; Sub-Bacia do rio Correntes; Sub-Bacia do rio Negro; Sub-Bacia do rio Nabileque; Córrego Imbiruçu e seus afluentes (sub-Bacia do rio Pardo).
MINAS GERAIS	CONAMA 20/86	Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM	Deliberação Normativa nº 05, de 22/12/1994; Deliberação Normativa nº 09, de 19/04/1994; Deliberação Normativa nº 14, de 28/12/1995; Deliberação Normativa nº 16, de 24/09/1996; Deliberação Normativa nº 20, de 24/06/1997; Deliberação Normativa nº 28, de 9/12/1998; Deliberação Normativa nº 31, de 18/12/1998; Deliberação Normativa nº 33, de 18/12/1998.	Corrego Mingú (rio das Velhas); rio Piracicaba; rio Paraopeba; rio Parabuna; rio das Velhas; rio Pará; rio Verde.
PARAIBA	CONAMA 20/86	Conselho de Proteção Ambiental do Estado da Paraíba - COPAM.	Deliberações COPAM, de 1988, pelas Diretrizes 204, 205, 206, 207, 208, 209 e 210.	rio Piranhas; rio Paraíba; rio Mamanguape; rio Curimatáú; Rios do Litoral e Zona da Mata; rio Jacu; rio Traíri.

Continua...

PARANÁ	CONAMA 20/86	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - SUREHMA	<p>Portaria nº005, de 06/09/1989;</p> <p>Portaria nº003, de 21/03/1991;</p> <p>Portaria nº004, de 21/03/1991;</p> <p>Portaria nº005, de 19/09/1991;</p> <p>Portaria nº006, de 19/09/1991;</p> <p>Portaria nº007, de 19/09/1991;</p> <p>Portaria nº008, de 19/09/1991;</p> <p>Portaria nº009, de 19/09/1991;</p> <p>Portaria nº010, de 19/09/1991;</p> <p>Portaria nº011, de 19/09/1991;</p> <p>Portaria nº012, de 19/09/1991;</p> <p>Portaria nº013, de 15/10/1991;</p> <p>Portaria nº016, de 31/10/1991;</p> <p>Portaria nº017, de 01/11/1991;</p> <p>Portaria nº019, de 12/05/1992;</p> <p>Portaria nº020, de 12/05/1992.</p>	<p>Bacia Litorânea: rio Tibagi; rio Pirapó; rio Itararé; rio das Cinzas;</p> <p>Parapananema; Paraná; rio Ribeira; rio Piquiri; rio Ivaí; rio Iguaçu.</p>
RIO GRANDE DO NORTE	Portaria Interministerial 13/76	Instituto de Desenvolvimento Econ. e Meio Ambiente – IDEMA Governo do Estado do Rio Grande do Norte	Decreto nº 9.100, de 22/10/1984	Principais cursos e reservatórios d'água
RIO GRANDE DO SUL	CONAMA 20/86	Secretaria da Saúde e Meio Ambiente - SSMA Conselho de Recursos Hídricos - CRH	Portaria SSMA nº 07/95; Portaria SSMA nº 02/98; Resolução CRH nº 15/05	Parte sul do estuário da Laguna dos Patos; rio Gravataí; rio Santa Maria.
SANTA CATARINA	Portaria Interministerial 13/76	Secretaria do Planejamento e Coordenação Geral	Portaria nº 024, de 19/09/1979	Principais rios, dentre eles: rio Cachoeira; rio Caveiras; rio Cubatão; rio da Velha; rio Ditiú; rio do Mata Fome; rio do Meio; rio do Tigre; rio dos Queimados; rio Garcia; rio Itiriba; rio Lajeado Grande; rio Lajeado São José; rio Marum; rio Massambu; rio Pirai; rio Surubi; rio Tavares.
SÃO PAULO	Portaria Interministerial 13/76	Governo do Estado de São Paulo; Conselho de Recursos Hídricos.	Decreto Nº 10.755, de 22/11/1977; Deliberação CRH nº 03, de 25/11/1993	Principais rios, dentre eles: rio Parapananema; Baixada Santista; Billings; Guarapiranga; Litoral Norte e Sul; rio Tietê; rio Água-peí; rio do Peixe; rio Grande; rio Mogi Guaçu; rio Paraíba do Sul; rio Pardo; rio Piracicaba; rio Ribeira de Iguaçu; rio Santo Anastácio; rio São José dos Dourados; rio Sapucaí-Mirim; rio Turvo.

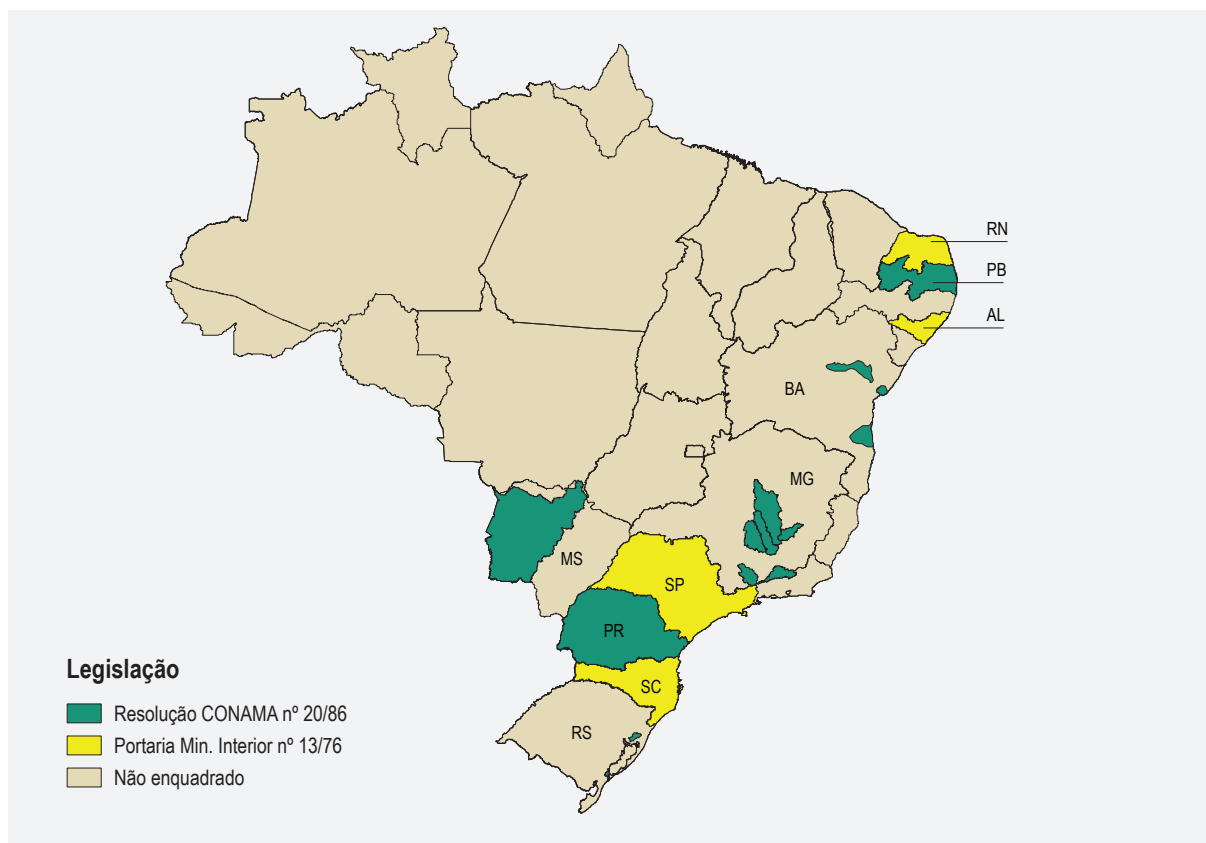


Figura 2 – Bacias que possuem os corpos d'água estaduais enquadrados e a legislação utilizada

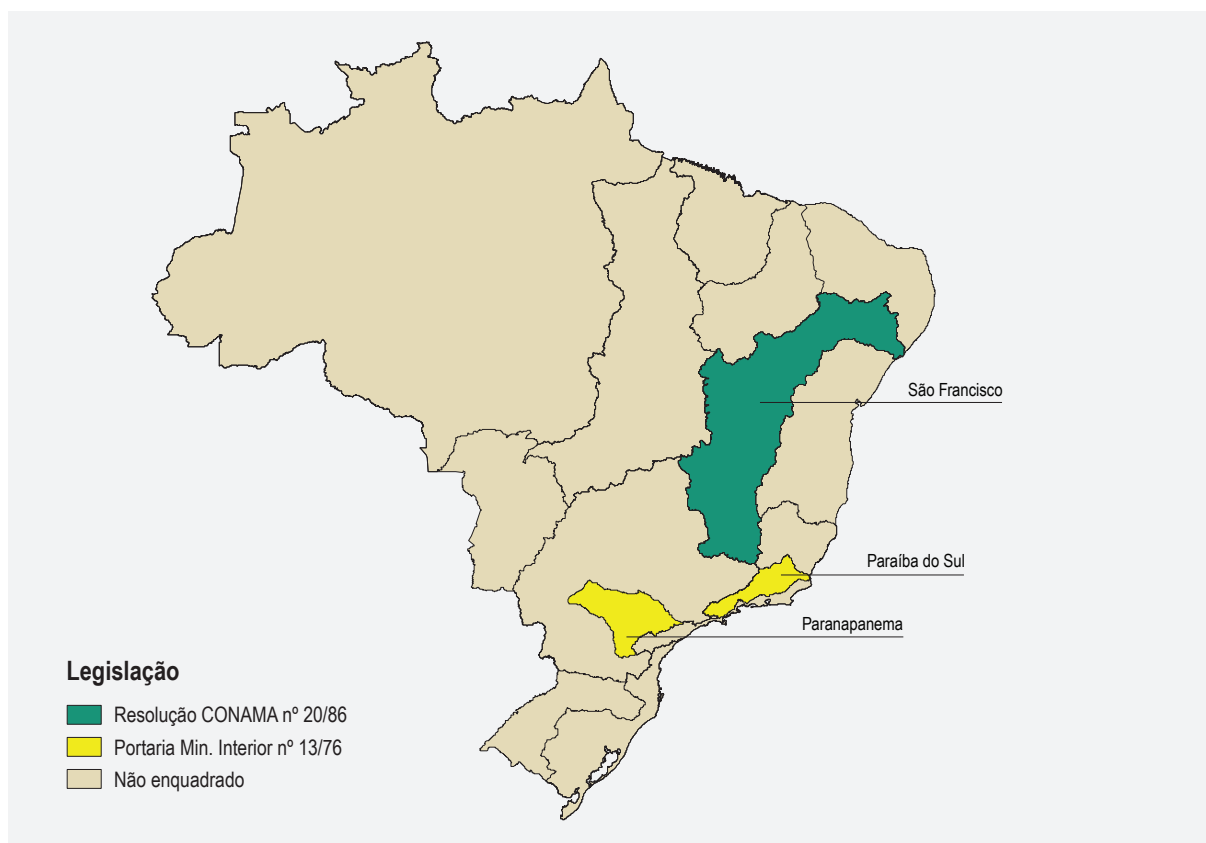


Figura 3 – Bacias que possuem os corpos d'água federais enquadrados e a legislação utilizada

bacias dos rios Paraíba do Sul, Paranapanema, Guaíba, São Francisco, Jari, Iguaçu, Jaguari/Piracicaba, Paranaíba, Ribeira do Iguape e Pardo/Mogi.

Alguns destes Projetos Gerenciais apresentaram propostas de enquadramento feitas com base nos usos preponderantes da água, nas alternativas de tratamento de esgoto e na existência de programas de investimentos. Assim, foram enquadrados os rios federais das bacias do Paranapanema, Paraíba do

Sul e São Francisco. Posteriormente, em 1989, os corpos d'água da Bacia do Rio São Francisco foram enquadrados pelo IBAMA, segundo as normas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 20, de 1986 (IBAMA, 1989)¹³. As demais bacias, Paranapanema e Paraíba do Sul, necessitam de atualização de seus enquadramentos, pois os mesmos foram feitos segundo a Portaria do Ministério do Interior nº 13, de 1976, anterior à Resolução CONAMA nº 20, de 1986 (Figura 3) (ANA, 2005)¹.



Bonito - MS

Arquivo TDA



7 DIRETRIZES PARA AMPLIAÇÃO DOS ENQUADRAMENTOS DOS CORPOS D'ÁGUA

Conforme o diagnóstico apresentado, fica evidente que, apesar do enquadramento dos corpos d'água existir no Brasil há trinta anos, ainda é muito pequena a implementação deste instrumento.

A gestão da qualidade da água no País, nas últimas décadas, tem sido caracterizada pelos mecanismos de comando-controle, com foco nos padrões de emissão, fiscalização e aplicação de penalidades. No entanto, o novo arcabouço legal estabelecido pela Política Nacional de Recursos Hídricos estabelece a necessidade de uma abordagem mais ampla, baseada, principalmente, em ações de planejamento (enquadramento, planos de bacia) e instrumentos econômicos (COSTA, 2005)⁹.

Até o estabelecimento da Política Nacional de Recursos Hídricos, a competência para realizar os enquadramentos pertencia à Administração Pública, sendo, geralmente, feita de forma tecnocrática e com pouca participação da sociedade.

Segundo Pagnoccheschi (2000)¹⁸, ações de enquadramento dos corpos d'água podem tardar para se efetivar na maioria das bacias brasileiras, não apenas porque há questões mais pungentes de natureza

institucional que drenam a discussão, mas principalmente porque sua dimensão mais importante é a de planejamento, atividade freqüentemente relegada a um segundo plano pela necessidade imperiosa das intervenções emergenciais.

Lanna (1995)¹⁴, analisando o processo de enquadramento dos corpos d'água no Brasil, menciona que, devido às conseqüências econômicas, sociais e ecológicas deste instrumento, é necessário que este resulte de um processo de planejamento da bacia, de modo a compatibilizar a oferta com as demandas dos recursos hídricos e dos demais recursos ambientais, cujo uso afete a qualidade das águas. No entanto, segundo o autor, no Brasil, os enquadramentos desenvolvem-se carentes de fundamentação objetiva, por não terem o respaldo de um plano de bacia.

A Figura 4 apresenta as dificuldades para ampliação dos enquadramentos, conforme estudo realizado pela Secretaria de Recursos Hídricos (SRH/MMA, 1999)²². Os principais problemas para realização dos enquadramentos, segundo os Estados, são: falta de capacidade técnica, metodologia e ações de gestão.



Pantanal - MS

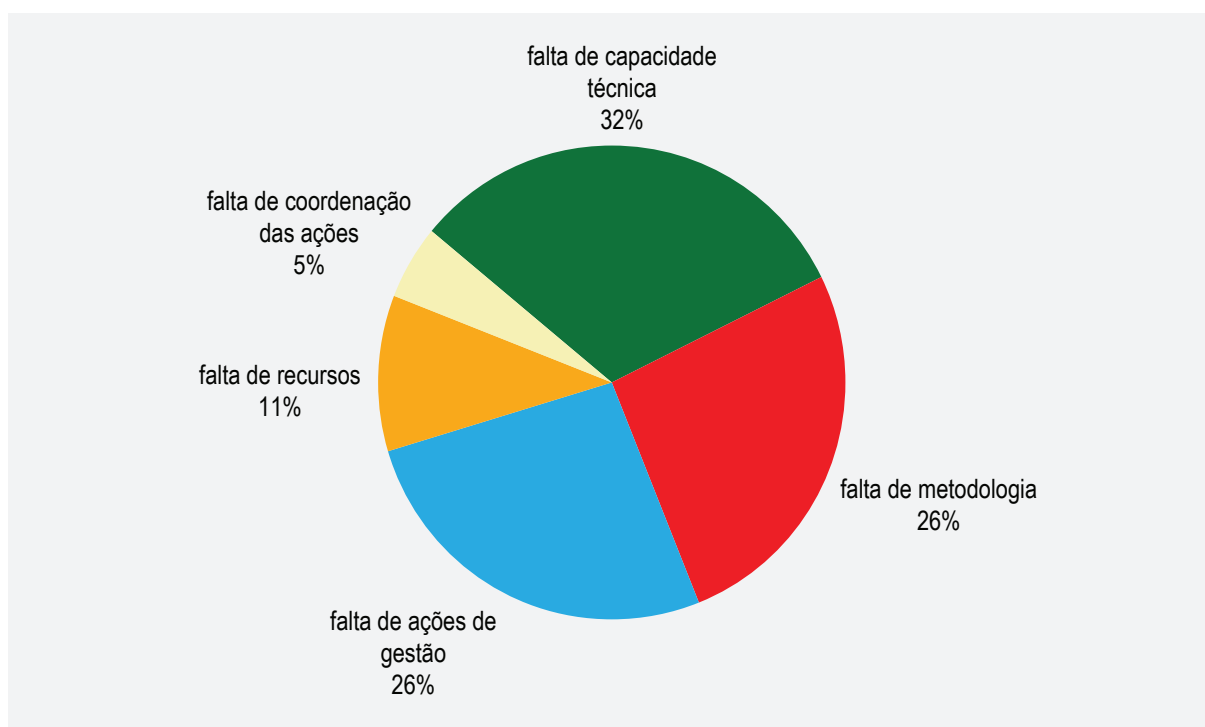


Figura 4 – Problemas enfrentados pelos Estados para a implementação e aplicação do enquadramento (Fonte: SRH/MMA, 1999).

Segundo SRH/MMA (1999), uma série de medidas deveriam ser tomadas para sanar estas dificuldades, dentre elas, destacam-se:

- 1) A revisão da Resolução CONAMA nº 20, de 1986;
- 2) A criação de fundos e mecanismos de apoio técnico e financeiro às atividades de enquadramento;
- 3) O apoio à formação de comitês;
- 4) A criação de Agências de Bacia;
- 5) A ampliação da rede de monitoramento de qualidade de água.

Deve-se ressaltar que o enquadramento é um processo que envolve um diagnóstico da bacia para determinar os usos atuais e futuros associados à vocação e as características sócio-econômico-culturais da região, além de estudos hidrológicos envolvendo a quantidade e a qualidade da água. Portanto, é essencial que as propostas de enquadramento, quando possível, estejam incluídas na elaboração dos Planos de Bacia.

O trabalho de ampliação do enquadramento exige o estabelecimento de prioridades que devem considerar, entre outros aspectos, a hierarquia de usos e suas necessidades de qualidade, assim como existência de conflitos (MACIEL JR., 2000)¹⁵.

Com relação à metodologia de enquadramento, sugere-se a revisão da Resolução CNRH nº 12 de 19 de julho de 2002, que estabelece os procedimentos para o enquadramento. Esta resolução, em seu art.2º, dispõe que “as agências de Água, no âmbito de sua área de atuação, propõem aos respectivos Comitês de Bacia Hidrográfica o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes, com base nas respectivas legislações de recursos hídricos e ambiental e segundo os procedimentos dispostos nesta Resolução.”

Para as bacias que não possuem Agências de Água, a Resolução estabelece em seu art 3º, que “...as propostas poderão ser elaboradas pelos consórcios ou associações intermunicipais de bacias hidrográficas, com a participação dos órgãos gestores de recursos hídricos em conjunto com os órgãos de meio ambiente”. No entanto, desde a edição da referida Resolução,

o fato de a grande maioria dos Comitês de Bacia ainda não possuírem Agências de Água fez que poucos enquadramentos fossem realizados.

Nesse contexto, a Resolução CNRH nº 12, de 2000, precisa ser revisada, de modo a permitir que outros atores do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos realizem os enquadramentos.

A revisão da Resolução CNRH nº 12, de 2000, permitiria atuar em três cenários distintos:

1) o cenário ideal, em que a Agência de Água elabora proposta de enquadramento; o Comitê da Bacia escolhe a melhor alternativa e a encaminha ao Conselho Nacional ou Estadual, para aprovação. A condição ideal é que o enquadramento tem de ser feito juntamente com a elaboração do Plano da Bacia;

2) na ausência de Agência de Água, o órgão gestor de recursos hídricos, em conjunto com o órgão de meio ambiente, elabora proposta de enquadramento, sob supervisão do Comitê de Bacia, o qual escolhe a alternativa e a encaminha ao Conselho Nacional ou Estadual, para aprovação;

3) na ausência de Comitê de Bacia, o órgão gestor de recursos hídricos, em conjunto com o órgão de meio ambiente, elabora proposta de enquadramento e a encaminha ao Conselho Nacional ou Estadual, para aprovação, ouvidos os usuários e as comunidades interessadas, em atenção ao disposto no Art. 1º, VI, da Lei nº 9.433, de 1997.

A aplicação do enquadramento dos corpos d'água depende, ainda, de amplo aperfeiçoamento institucional, por meio da integração dos diversos agentes envolvidos em órgãos de meio ambiente, e recursos hídricos e da sua integração com os órgãos municipais.

Segundo Furukawa; Lavrador (2005)¹¹, a efetiva implementação do enquadramento dependerá de forte articulação do setor de saneamento junto aos Comitês de Bacia, para a elaboração dos Programas de Efetivação de Enquadramento.

Portanto, pelo fato da questão do saneamento ser o fator principal na gestão de qualidade das águas no País, a elaboração dos enquadramentos e sua efetivação deverão ser devidamente articuladas com os planos de investimento das empresas de saneamento.

Nesse aspecto, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico determina que (Art. 44) “...o licenciamento ambiental de unidades de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes gerados nos processos de tratamento de água considerará etapas de eficiência, a fim de alcançar progressivamente os padrões estabelecidos pela legislação ambiental, em função da capacidade de pagamento dos usuários.” O mesmo artigo determina que (§ 2º) “a autoridade ambiental competente estabelecerá metas progressivas para que a qualidade dos efluentes de unidades de tratamento de esgotos sanitários atenda aos padrões das classes dos corpos



Pantanal - MS



hídricos em que forem lançados, a partir dos níveis presentes de tratamento e considerando a capacidade de pagamento das populações e usuários envolvidos" (BRASIL, 2007)⁵.

No estabelecimento de metas progressivas deve ser considerado que os programas de recuperação da qualidade da água são freqüentemente de longo prazo. Portanto, o atendimento às expectativas dos usuários é fundamental para que o processo tenha continuidade e sustentabilidade.

Portanto, entre os desafios, para que as ações do enquadramento e do plano da bacia sejam efetivamente implementadas, é fundamental que haja uma explícita incorporação, no seu processo decisório, das principais condicionantes econômico-financeiras e político-institucionais, no curto, no médio e no longo prazo.

Segundo Porto (2002)²⁰, os custos financeiros a serem enfrentados em um programa amplo de gestão da qualidade da água são muito significativos e dependentes dos objetivos de qualidade que se deseja alcançar, havendo no País uma necessidade de planejamento e de otimização dos investimentos para a correta priorização das ações e definição de metas realizáveis. A gestão da qualidade da água é necessária para assegurar, em uma bacia hidrográfica já ocupada ou em processo de ocupação, a manutenção da garantia de qualidade adequada para todos os usos previstos nos corpos d'água da bacia. Parte-se do reconhecimento de que todos os usos antrópicos da água levam a algum tipo de efeito residual, e que usuários de jusante serão sempre

submetidos a esses efeitos provocados pelos usuários de montante.

A definição das ações necessárias e os prazos para o alcance dessas metas intermediárias, e final de qualidade da água, deverão compor um Programa de efetivação do enquadramento, aprovado pelo respectivo Comitê, o qual deverá ser observado pelos órgãos gestores de recursos hídricos e do meio ambiente, e que deve fazer, também, parte do plano de bacia.

Esse Programa deverá, minimamente, considerar as seguintes etapas:

- **Reconhecimento dos usos existentes no corpo**

d'água: os usos de recursos hídricos que efetivamente ocorrem na bacia, irregulares ou não, devem ser identificados para que seja avaliada sua compatibilidade com a classe em que o corpo de água foi enquadramento. Esse reconhecimento faz-se necessário para a definição de um conjunto de parâmetros de monitoramento representativos dos usos da bacia, a ser utilizado como base para as ações prioritárias de controle e recuperação da qualidade das águas.

- **Levantamento da condição de qualidade do**

corpo d'água: observado o conjunto de parâmetros definido na etapa anterior, adicionado de outros parâmetros indicadores de eventuais usos futuros possíveis para a classe de enquadramento, deverão ser planejadas ações de monitoramento da qualidade da água, para identificar a condição de qualidade do respectivo corpo hídrico, considerada a variação sazonal natural da sua qualidade e a representatividade das amostras.

- **Identificação dos parâmetros prioritários de qualidade da água:** uma vez identificada a condição de qualidade da água, devem ser avaliados, dentre os parâmetros que não atendem às condições mínimas exigidas para a classe de enquadramento, aqueles prioritários para efeitos de melhoria da qualidade, com vistas à adequação das águas aos usos atuais e futuros pretendidos, ressalvados os parâmetros onde o não atendimento é devido a condições naturais.

- **Identificação das medidas ou ações necessárias à melhoria da qualidade das águas:** de posse das informações obtidas nas etapas anteriores, deverão ser identificadas quais medidas são necessárias para se conseguir a melhoria da qualidade da água do respectivo corpo hídrico, os respectivos custos e benefícios sócio-econômicos e ambientais e os prazos decorrentes.

- **Estabelecimento de metas intermediárias progressivas de melhoria da qualidade da água:** dentre as possíveis medidas corretivas vislumbradas na etapa anterior, deverão ser selecionadas as medidas de interesse, considerando até mesmo a viabilidade técnica e econômica para sua implementação. Essas medidas deverão ser escalonadas em metas intermediárias progressivas, em que cada conjunto de medidas estará relacionado com a melhoria progressiva da qualidade da água, em termos de redução de carga poluente e das condições remanescentes no corpo de água. Ou seja, para cada meta

intermediária, deverão ser estabelecidos os níveis desejados para cada parâmetro de qualidade da água, em um valor interposto entre a condição atual e a meta final estabelecida pela própria classe de enquadramento. Vale ressaltar que as metas de qualidade da água deverão ser atingidas em regime de vazão de referência, excetuados os casos onde a determinação hidrológica dessa vazão não seja possível, para os quais deverão ser elaborados estudos específicos sobre a dispersão e assimilação de poluentes no meio hídrico. Em corpos de água intermitentes ou com regime de vazão que apresente diferença sazonal significativa, as metas estabelecidas poderão variar ao longo do ano.

- **Elaboração do programa de efetivação do enquadramento:** finalmente, deverá ser elaborado o Programa de efetivação do enquadramento, a ser aprovado pelo respectivo Comitê, onde estarão contempladas as metas intermediárias progressivas de qualidade da água, associadas a um cronograma de medidas e ações necessárias. O programa deverá apresentar o custo das ações, assim como as possíveis fontes de financiamento.

Com base nessas diretrizes para efetivação do enquadramento, os órgãos gestores de recursos hídricos e os órgãos ambientais competentes poderão, de forma mais adequada, monitorar, controlar e fiscalizar as condições dos corpos de água, para avaliar se as metas do enquadramento estão sendo cumpridas.



A seqüência de etapas a serem cumpridas para o enquadramento de corpos de água pode ser vista na Figura 5. Na figura serão apresentadas as várias situações desde a inexistência de Comitês até a existência de Agências de Bacia, com os passos a serem cumpridos.

Nesse contexto, destacam-se as metas relativas ao enquadramento estabelecidas pela 1ª Conferência Nacional de Meio Ambiente:

- “Fomentar as iniciativas de classificação e de enquadramento dos corpos d’água a partir do estabelecimento de metas de qualidade de água, visando à recuperação e à proteção dos mananciais no âmbito dos comitês de bacias hidrográficas, cujos resultados serão periodicamente acompanhados e avaliados por meio de monitoramento.”
- “Levantar a situação atual dos cursos d’água principais e de seus afluentes e elaborar propostas de enquadramento de todos os cursos d’água até 2008, levando em consideração as peculiaridades dos rios intermitentes”.

Para alcançar esta meta de enquadrar todos os cursos d’água do País, um programa bastante amplo, contemplando as ações indicadas neste documento, deverá ser implementado.

Nesse sentido a Moção nº 67, de junho de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente, recomendou ao Ministério do Meio Ambiente que “... *implemente um programa nacional, com dotação financeira própria, para o enquadramento de corpos d’água que inclua, entre outras, ações de atualização normativa, capacitação de recursos humanos e enquadramento*

dos corpos d’água”. Esta moção recomenda também aos órgãos estaduais integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos que “...*implementem ações correspondentes visando o enquadramento dos corpos d’água*”.

O Plano Nacional de Recursos Hídricos (MMA, 2006) estabeleceu o subprograma “Planos de recursos hídricos e enquadramento de corpos d’água em classes de uso” que tem como objetivos promover a elaboração de planos de recursos hídricos em bacias de domínio federal e apoiar metodologicamente os Estados em bacias de rios de seus domínios, incorporando o enquadramento como meta a ser atingida. O órgão executor é a Agência Nacional de Águas e a SRH/MMA é responsável pela articulação dos Planos Estaduais e dos Planos de Bacia com o Plano Nacional de Recursos Hídricos. Atualmente, os programas do PNRH estão em fase de detalhamento.

Em 2006, por solicitação da Agência Nacional de Águas, foi incluída no Plano Plurianual do Governo Federal (2007-2010) a ação “Enquadramento dos corpos d’água” que tem como meta a elaboração de propostas de enquadramento, o apoio e a capacitação dos órgãos gestores estaduais, Comitês de Bacia, Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos e o Conselho Nacional de Recursos Hídricos no processo de elaboração e análise, e aprovação das propostas de enquadramento.

Portanto, pelas informações apresentadas, observa-se que a necessidade de ampliação do enquadramento dos corpos d’água é reconhecida em diferentes instâncias, e ações mais efetivas para sua implementação devem ocorrer nos próximos anos.







8 CONCLUSÃO

Apesar do instrumento de enquadramento de corpos de água existir no Brasil desde 1976 na esfera federal, ainda é muito pequena a implementação deste instrumento, tanto nos corpos d'água federais como nos estaduais. Mesmo entre as bacias enquadradas, várias necessitam de atualização, pois foram enquadradas segundo sistemas de classificação substituídos pela legislação mais recente.

Os motivos desta situação são, principalmente, o desconhecimento sobre este instrumento, as dificuldades metodológicas para sua aplicação e a prioridade de aplicação de outros instrumentos de gestão, em detrimento dos instrumentos de planejamento.

O estabelecimento das classes de enquadramento no País tem sido feito tradicionalmente de uma forma tecnocrática e pouco participativa. No entanto, as demandas do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos implementado no País indicam a necessidade de mudança destes procedimentos.

O enquadramento dos corpos d'água representa um papel central no novo contexto de gestão da

qualidade da água do País, por se tratar de um instrumento de planejamento que possui interfaces com os demais aspectos da gestão dos recursos hídricos e a gestão ambiental.

A decisão sobre o enquadramento dos corpos de água é de caráter local, ou seja, deve ser tomada no âmbito do SINGREH da Bacia Hidrográfica. A razão para isso é que o enquadramento precisa representar a expectativa da comunidade sobre a qualidade da água e, além disso, definir o nível de investimento necessário para que o objetivo de qualidade da água cumprido. A comunidade precisa estar ciente de que objetivos de qualidade de muita excelência requerem pesados investimentos financeiros.

Para ampliação e efetivação dos enquadramentos, um conjunto de ações deve ser realizado, principalmente com relação à capacitação técnica e aperfeiçoamento das legislações.

Estas ações deverão ser articuladas ao longo dos próximos anos para que ocorra uma efetiva implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos.



Pantanal - MT



9 REFERÊNCIAS

1. Agência Nacional de Águas / ANA. **Panorama do Enquadramento dos Corpos d'Água**. Estudo Técnico de Apoio ao Plano Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/pnrh_novo/Tela_Apresentacao.htm>. Acesso em: 19 de jun. de 2005. Agência Nacional de Águas. Brasília. 2005.
2. BARTH, F.T. Aspectos Institucionais do Gerenciamento de Recursos Hídricos. In: **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2ª ed. São Paulo: Escrituras Editora. p. 565-600, 2002.
3. BRASIL (1976). **Portaria do Ministério do Interior nº 13**, de 15 de janeiro de 1976. Estabelece a classificação dos corpos d'água superficiais com os respectivos padrões de qualidade e de emissão de efluentes. Brasília.
4. BRASIL. **Lei 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**. Brasília. 1997.
5. BRASIL. 2007. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília. 2007.
6. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE / CONAMA (1986). Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. **Resoluções nº 20**, de 18 de junho de 1986. Lex: Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 27 de janeiro de 2004. Revisão atualizada: Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>.
7. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE / CONAMA (2005). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resoluções nº 357**, de 17 de março de 2005. Lex: Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 26 de jan. de 2007.
8. CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS / CNRH (2000). Estabelece procedimento para o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes. **Resolução nº 12**, de 19 de julho de 2000. Lex: Disponível em: <<http://www.cnrh-srh.gov.br/>>. Acesso em: 27 de jan. de 2004.
9. COSTA, M.P. 2005. A regulação dos recursos hídricos e a gestão da qualidade da água: o caso da Bacia do Rio São Francisco. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo.
10. ENDERLEIN, U.S.; ENDERLEIN, R.E.; WILLIAMS, W.P. Water Quality Requirements. In: Helmer, R., Hespanhol, I., eds., Water Pollution Control. E&FN Spon. Londres, Inglaterra. 1997.
11. FURUKAWA, P. M. S.; LAVRADOR, J. O impacto da nova resolução CONAMA 20/86 no setor saneamento. **Revista Saneas**. p. 15-16. abril. 2005.
12. GRANZIERA, M.L.M. (2001). **Direito de Águas**: disciplina jurídica de águas doces. Atlas. São Paulo. 245 p.
13. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS / IBAMA (1989). Enquadra os cursos d'água federais da bacia hidrográfica do rio São Francisco. **Portaria nº 715**, de 20 de setembro de 1989. Lex: Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco - CEEIVASF. Projeto Gerencial 002/80 "Enquadramento dos Rios Federais da Bacia Hidrográfica do São Francisco". Brasília: IBAMA, p. 53-57. 1989.

14. LANNA, A.E.L. Gerenciamento de Bacia Hidrográfica: Aspectos Conceituais e Metodológicos. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília. 171 p., 1995.
15. MACIEL Jr., P. **Zoneamento das Águas. Um instrumento de gestão dos recursos hídricos.** Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Belo Horizonte. 2000.
16. MMA. 1999. **Enquadramento dos corpos de água em classes** – experiências brasileiras. Secretaria de Recursos Hídricos. Ministério do Meio Ambiente. Brasília. 1999.
17. MME. **Código de Águas**, vol. I. Ministério das Minas e Energia, Brasília. 457 p., 1980.
18. PAGNOCCHESCHI, B. A. **Política Nacional de Recursos Hídricos no Cenário da Integração das Políticas Públicas.** In: MUÑOZ, H.R. (Coord.). Interfaces da Gestão de Recursos Hídricos: Desafios da Lei das Águas de 1997. 2ª edição. Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília. 422 p., 2000.
19. PERRY, J.; VANDERKLEIN, E. **Water Quality: Management of a Natural Resource.** Blackwell Science. Cambridge. 1996.
20. PORTO, M.F.A. (2002). **Sistemas de gestão da qualidade das águas:** uma proposta para o caso brasileiro. Tese de Livre Docência. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
21. SÃO PAULO. **Lei nº 7.663** de 30 de dezembro de 1991. Estabelece Normas de Orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. São Paulo. 1991.
22. SRH/MMA (1999). **Enquadramento de corpos de água em classes** – experiências brasileiras. Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
23. VON SPERLING, M; CHERNICHARO, C.A.L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. **Urban Water**. Vol. 4, nº 1, pp 105-114. 2002.





Panorama da Qualidade
das Águas Subterrâneas no
BRASIL

EQUIPE TÉCNICA

João Gilberto Lotufo Conejo – Coordenação Geral
Superintendente de Planejamento
de Recursos Hídricos

José Luiz Gomes Zoby
Coordenação Executiva

Fernando Roberto de Oliveira

Superintendência de Planejamento de
Recursos Hídricos

Brasília-DF
2007



SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	61
1 INTRODUÇÃO	63
2 METODOLOGIA	67
3 REDES DE MONITORAMENTO	69
4 CONDIÇÕES DE OCORRÊNCIA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	71
5 TERRENOS SEDIMENTARES – PRINCIPAIS SISTEMAS AQUÍFEROS	75
6 TERRENOS CRISTALINOS	85
7 ÁGUAS MINERAIS	91
8 FONTES DE CONTAMINAÇÃO	95
9 PROTEÇÃO DE AQUÍFEROS	105
10 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	109
11 REFERÊNCIAS	113



Apresentação

A Agência Nacional de Águas - ANA, conforme as atribuições conferidas pela sua lei de criação, tem a responsabilidade de elaborar Planos de Recursos Hídricos para subsidiar a aplicação de recursos financeiros da União em obras e serviços de regularização de cursos d'água, de alocação e distribuição de água e de controle da poluição hídrica.

Neste contexto, cabe à Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos elaborar e manter atualizados o diagnóstico de oferta e demanda, em quantidade e qualidade, dos recursos hídricos do País.

O presente trabalho tem como objetivo contribuir para uma visão mais abrangente, em escala nacional, do estágio de conhecimento da qualidade das águas subterrâneas, fornecendo uma visão da sua importância e dos desafios existentes para a sociedade na gestão dos recursos hídricos.

A informação sobre a qualidade da água subterrânea ainda é esparsa ou mesmo inexistente em várias bacias. São raros os estudos em escala regional que sistematizem os dados disponíveis. Poucas unidades

da federação possuem redes de monitoramento, e a maioria daquelas existentes teve sua operação iniciada recentemente.

Neste contexto, este estudo apresenta um diagnóstico da qualidade das águas subterrâneas dos principais sistemas aquíferos brasileiros e discute as principais fontes de contaminação, a vulnerabilidade e a proteção do recurso hídrico subterrâneo. Para a elaboração do estudo, procedeu-se a ampla revisão bibliográfica e ao levantamento de fontes secundárias.

O Capítulo 1 apresenta um cenário do uso da água subterrânea no Brasil. O Capítulo 2 aponta a metodologia empregada no estudo. O Capítulo 3 mostra as redes de monitoramento de qualidade das águas subterrâneas existentes. O Capítulo 4 ressalta as condições de ocorrência da água subterrânea no País. Os Capítulos 5 e 6 abordam a qualidade das águas, respectivamente, dos terrenos sedimentares e cristalinos. O Capítulo 7 trata das águas minerais. Os Capítulos 8 e 9 discutem as questões ligadas às fontes de contaminação e à proteção dos aquíferos, respectivamente. Por fim, as conclusões e recomendações estão no Capítulo 10.



Poço AP,4 – Bateria do INCRA



1 INTRODUÇÃO

Estima-se que existam no País pelo menos 400.000 poços (ZOBY; MATOS, 2002)¹⁴⁰. A água subterrânea é intensamente explorada no Brasil. A água de poços e fontes vem sendo utilizada para diversos fins, como o abastecimento humano, a irrigação, indústria e o lazer. No Brasil, 15,6 % dos domicílios utilizam, exclusivamente, água subterrânea, 77,8 % usam rede de abastecimento de água e 6,6 % usam outras formas de abastecimento (IBGE, 2002a)⁷³. É importante destacar que, entre os domicílios que possuem rede de abastecimento de água, uma parte significativa da população usa água subterrânea. Embora o uso do manancial subterrâneo seja complementar ao superficial em muitas regiões, em outras áreas do País, a água subterrânea representa o principal manancial hídrico. Ela desempenha importante papel no desenvolvimento socioeconômico nacional.

Para exemplificar, no Estado de São Paulo, dos 645 municípios, 462 (71,6%) são abastecidos total ou parcialmente com águas subterrâneas, sendo que 308 (47,7%) são totalmente abastecidos por este recurso hídrico. No Estado, cerca de 5.500.000 pessoas são abastecidas diariamente por águas

subterrâneas (SILVA *et al.*, 1998)¹²⁷. No Maranhão, mais de 70% das cidades usam água de poços, e no Estado do Piauí este percentual supera 80%. No Tocantins, cerca de 70% das sedes municipais usam, exclusivamente, água subterrânea.

A água subterrânea participa do abastecimento de comunidades rurais do semi-árido nordestino e da população urbana de diversas capitais do País, como Manaus, Belém, Fortaleza, Recife, Natal e Maceió. É amplamente utilizada na irrigação em Mossoró, no Rio Grande do Norte, no Oeste da Bahia e na região de Irecê (BA). Na Região Metropolitana de São Paulo, a água subterrânea é utilizada em hospitais, indústrias e hotéis. Estima-se um número próximo de 11.000 poços em operação (MARTINS NETTO *et al.*, 2004)⁸³. Na Região Metropolitana de Recife, estima-se a existência de 4.000 poços, abastecendo cerca de 60% da população (COSTA, 2000)⁴⁶.

A água subterrânea é ainda responsável pelo turismo associado às águas termais, em cidades como Caldas Novas, em Goiás, Araxá, São Lourenço e Poços de Caldas, em Minas Gerais. A água mineral,



Poços jorrantes Violeta - Aquífero Serra Grande e Cabeças, Estado da Guiné-Bissau



Serra da Bodoquena - MS

atualmente, é amplamente usada pelas populações dos centros urbanos pela sua imagem de garantia de qualidade. Estes são alguns exemplos da importante participação da água subterrânea nos diversos usos.

Fatores importantes desencadeadores do aumento do uso das águas subterrâneas foram a crescente oferta de energia elétrica e a poluição das fontes hídricas de superfície (LEAL, 1999)⁷⁷. Além disso, as condições climáticas e geológicas do País permitiram a formação de sistemas aquíferos, alguns deles de extensão regional, com potencial para suprir água em quantidade e qualidade necessárias às mais diversas atividades.

A disponibilidade hídrica subterrânea e a produtividade de poços são, geralmente, os principais fatores determinantes na exploração dos aquíferos. Em função do crescimento descontrolado da

perfuração de poços tubulares e das atividades antrópicas, que acabam contaminando os aquíferos, a questão da qualidade da água subterrânea vem se tornando cada vez mais importante para o gerenciamento do recurso hídrico no País.

O Brasil ainda apresenta uma deficiência séria no conhecimento do potencial hídrico de seus aquíferos, do seu estágio de exploração e da qualidade das suas águas. Os estudos regionais são poucos e encontram-se defasados. A maior parte dos estudos de qualidade da água subterrânea publicados recentemente está voltada à caracterização de áreas contaminadas.

A questão da vulnerabilidade e proteção dos aquíferos é ainda um tema pouco explorado e que necessita ser incorporado à gestão das águas subterrâneas e ao planejamento do uso e ocupação territoriais.

Este estudo apresenta um panorama das redes de monitoramento da qualidade da água do País, as condições de ocorrência da água subterrânea, a qualidade das águas nos terrenos

sedimentares e cristalinos, as águas minerais, as fontes de contaminação dos aquíferos e a questão da sua proteção.



Poço AP_p1 – Bateria do INCRA

Arquivo ANA



2 METODOLOGIA

O Brasil não possui uma rede nacional de monitoramento de águas subterrâneas. Por isso, existe uma grande carência de informação a respeito da qualidade das águas, especialmente de abrangência regional. As fontes de informação mais importantes sobre o tema têm, em geral, caráter pontual e correspondem aos trabalhos desenvolvidos nas universidades e alguns são elaborados pelas secretarias estaduais de recursos hídricos. Neste quadro, de forma geral, observa-se uma maior deficiência de informações sobre aquíferos e qualidade de águas subterrâneas nas bacias sedimentares do Amazonas e do Parnaíba.

O estudo concentrou-se no levantamento e sistematização dos trabalhos disponíveis sobre o assunto.

Como referência, para avaliar a qualidade da água subterrânea, foram considerados os limites de potabilidade apresentados pela Portaria nº 518, de 2004, do Ministério da Saúde (Brasil, 2004)²². A classificação química das águas em relação aos íons maiores corresponde àquela do diagrama de Piper.



Poço Pousada do Nei - Aquífero Cabeças



3 REDES DE MONITORAMENTO

O País não possui uma rede de monitoramento nacional de qualidade das águas. As águas subterrâneas, de acordo com a Constituição Federal de 1988, são de domínio estadual. Nesse sentido, alguns Estados realizam o monitoramento da qualidade do recurso hídrico subterrâneo.

São Paulo possui uma rede, que foi criada em 1990 e atualmente conta com 162 poços (Figura 1). A ampliação da rede de 147 para 162 pontos ocorreu em 2003, quando foi iniciado o monitoramento da Região Metropolitana de São Paulo, em função do aumento do uso deste recurso hídrico para suprir o déficit de água superficial da região, do potencial de poluição do aquífero e do conhecimento de casos de áreas contaminadas. Os parâmetros analisados foram também ampliados de 33 para 40, de forma a incluir compostos orgânicos. A amostragem tem frequência semestral (CETESB, 2004a)³⁹.

Recentemente, foram instaladas quatro redes de qualidade das águas subterrâneas. Foi iniciado o monitoramento semestral no sistema aquífero Jan-daíra, na região de Baraúna (RN) (CASTRO *et al.*, 2004)³². Uma rede telemétrica, que analisa a condutividade elétrica das águas, foi instalada na Região Metropolitana do Recife (COSTA; COSTA FILHO, 2004)⁴⁸. No Estado de Minas Gerais, em área que compreende as bacias dos rios Verde Grande, Riachão, Jequitai e Pacuí, foi instalada, em 2004, uma rede piloto de monitoramento da qualidade da água. A coleta de amostras foi iniciada em 2005. Por fim, no Distrito Federal foi iniciado o monitoramento qualitativo em uma rede com 132 poços distribuídos pelos condomínios horizontais e algumas cidades-satélites de Brasília. O monitoramento é trimestral, inclui 29 parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, e foi iniciado no segundo semestre de 2006.

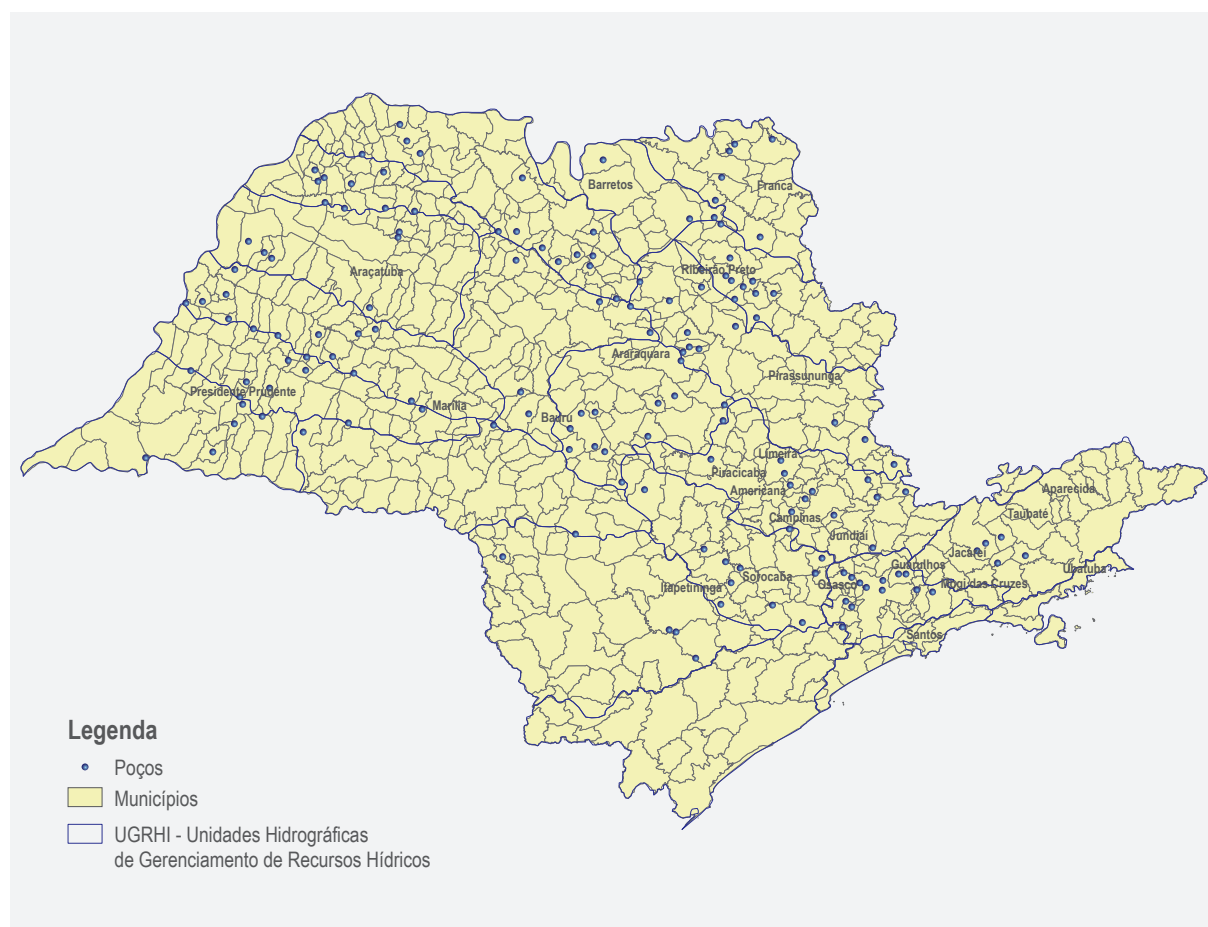


Figura 1 – Localização dos pontos de amostragem da rede de monitoramento da qualidade da água do estado de São Paulo (CETESB, 2004a).



4 CONDIÇÕES DE OCORRÊNCIA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

A forma como as rochas armazenam e transmitem a água subterrânea influencia diretamente a sua qualidade. Existem basicamente três formas em que a água ocorre no subsolo.

Nas rochas fraturadas, a água está presente nas descontinuidades da rocha como falhas e fraturas. Corresponde às rochas ígneas e metamórficas. Nos terrenos fraturados-cársticos, além das descontinuidades da rocha, ocorre também a dissolução ao longo dos planos de fraturas, devido à presença de minerais solúveis nas rochas calcárias. Por final, nas rochas sedimentares, a água é armazenada no espaço entre os grãos da rocha.

De forma geral, os terrenos sedimentares apresentam os melhores aquíferos, e ocupam cerca de 4.130.000 km², ou seja, aproximadamente 48% do território nacional (Figura 2). Os terrenos cristalinos constituem os aquíferos cárstico-fraturados e fraturados, que ocupam cerca de 4.380.000 km², equivalente a 52% da área do País.

Uma descrição mais detalhada da geologia e do potencial hidrogeológico dos terrenos sedimentares e cristalinos no País é apresentada no estudo “Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil” (ANA, 2005)².

A seguir, será apresentada uma caracterização da qualidade das águas subterrâneas dos principais sistemas aquíferos das bacias sedimentares e dos terrenos cristalinos.

Os principais sistemas aquíferos do País estão situados nas bacias sedimentares brasileiras e são apresentados na Figura 3. Eles apresentam ampla distribuição no território nacional e a qualidade de suas águas permite os aproveitamentos para diferentes fins, tais como abastecimento humano, irrigação e turismo, entre outros.

Cabe destacar, ainda, o aspecto transfronteiriço dos sistemas aquíferos, já que muitos deles extrapolam os limites das regiões hidrográficas.



Poço AP_p1 – Bateria do INCRA

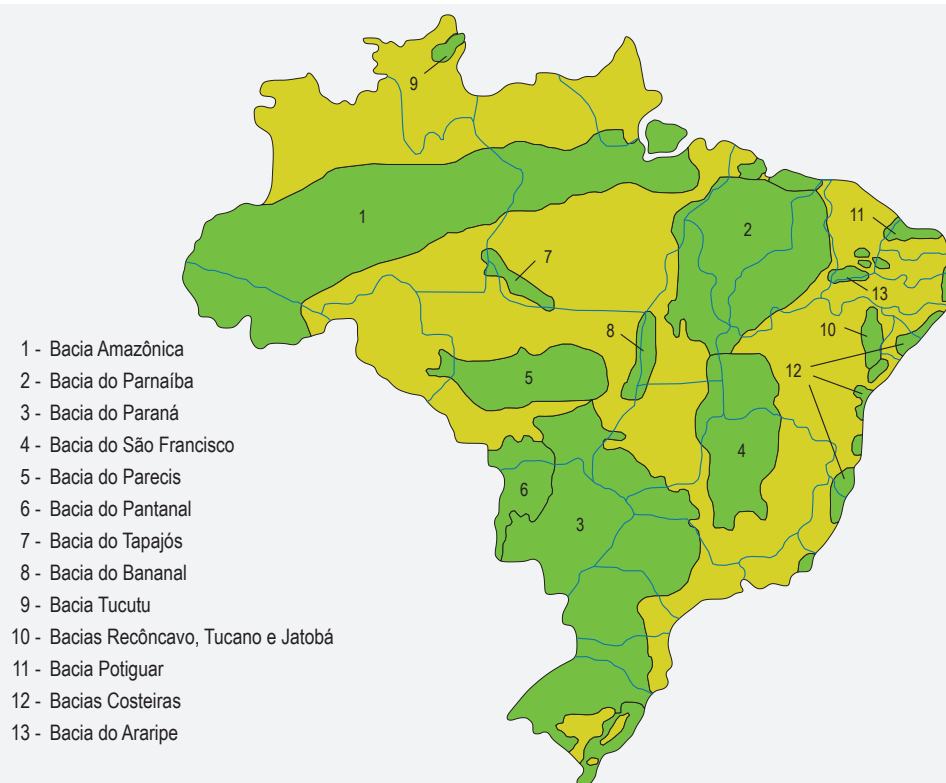


Figura 2 – Principais domínios sedimentares (em verde) e cristalinos (amarelo) (Fonte: Petrobras)

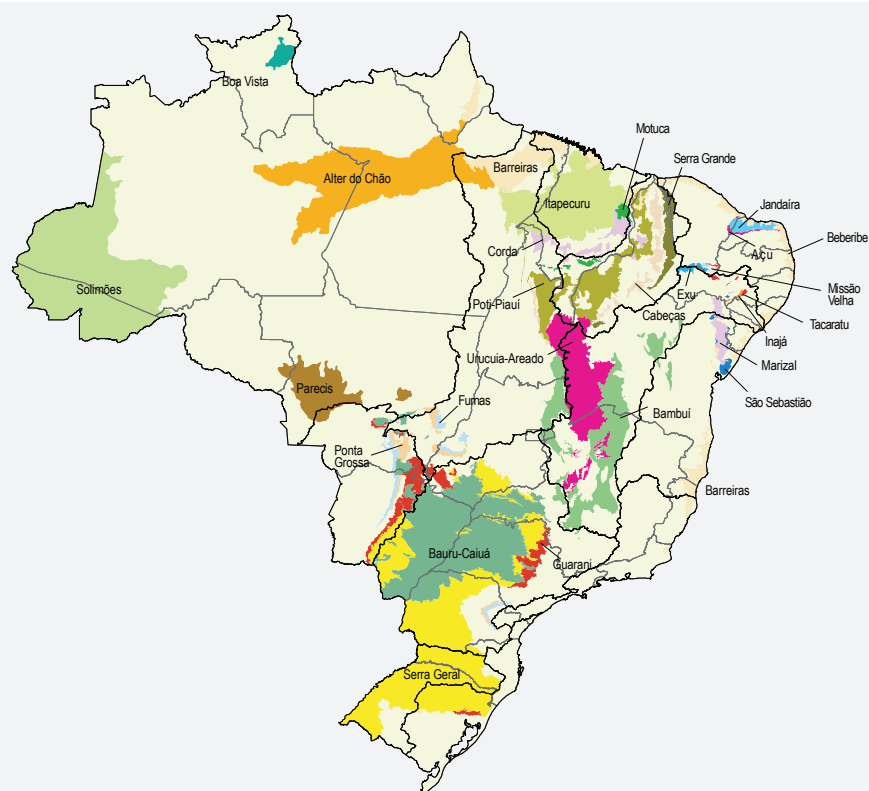


Figura 3 – Distribuição dos principais sistemas aquíferos do País

A Tabela 1 apresenta uma síntese das informações gerais sobre os principais sistemas aquíferos. São identificadas, ainda, as regiões hidrográficas

dominantes, o tipo de aquífero (poroso, fraturado, fraturado-cárstico, livre ou confinado) e a área de recarga.

Tabela 1. Características gerais dos principais sistemas aquíferos do País.			
SISTEMA AQUIFERO	TIPO ¹	REGIÃO HIDROGRÁFICA DOMINANTE	ÁREA DE RECARGA (KM²)
SOLIMÕES	P,L	Amazônica	457.664
ALTER DO CHÃO	P,L		312.574
BOA VISTA	P,L		14.888
PARECIS	P,L		88.157
JANDAÍRA	CF	Atl. NE Oriental	11.589
AÇU	P,C		3.674
ITAPECURU	P,L	Tocantins-Araguaia Parnaíba	204.979
CORDA	P,L,C		35.266
MOTUCA	P,L		10.717
POTI-PIAUÍ	P,L,C		117.012
CABEÇAS	P,L,C		34.318
SERRA GRANDE	P,L,C		30.450
BARREIRAS	P,L,C	Atl. Leste Atl. Sudeste Atl. NE Oriental Atl. NE Ocidental Tocantins-Araguaia	176.532
BEBERIBE	P,L,C	Atl. NE Oriental	318
MARIZAL	P,L,C	Atl. Leste São Francisco	18.797
SÃO SEBASTIÃO	P,L,C	Atl. Leste	6.783
INAJÁ	P,L,C	São Francisco	956
TACARATU	P,L	São Francisco Atl. NE Oriental	3.890
EXU	P,L,C		6.397
MISSÃO VELHA	P,C	Atl. NE Oriental	1.324
URUCUIA-AREADO	P,L	São Francisco Parnaíba Tocantins-Araguaia	144.086
BAMBUÍ	CF		181.868
BAURU-CAIUÁ	P,L	Paraná	353.420
SERRA GERAL	F	Paraná Atl. Sul Uruguai Paraguai	411.855
GUARANI	P,L,C		89.936
PONTA GROSSA	P,L,C	Tocantins-Araguaia Paraguai	24.807
FURNAS	P,L,C		24.894
TOTAL			2.761.086

¹: P: Poroso; L: Livre; C: Confinado; F: Fraturado; CF: Cárstico-fraturado.



5 TERRENOS SEDIMENTARES – PRINCIPAIS SISTEMAS AQUÍFEROS

A seguir, será apresentada uma síntese da informação disponível sobre a qualidade da água subterrânea e seus principais usos. A pesquisa realizada não encontrou dados sobre a qualidade físico-química das águas dos sistemas aquíferos Boa Vista, Parecis, Motuca, Tacaratu, Inajá, Marizal e Ponta Grossa.

Sistema aquífero Alter do Chão

O sistema aquífero Alter do Chão é do tipo livre e faz parte da Bacia Sedimentar do Amazonas. Ocorre na região centro-norte do Pará e leste do Amazonas, ocupando uma área de 312.574 km². Ele é explorado principalmente nas cidades de Manaus, Santarém e na Ilha de Marajó.

A qualidade da água do aquífero é boa, apresentando pH de 4,8 e sólidos totais dissolvidos inferiores a 100 mg/l. Porém, as concentrações de ferro alcançam algumas vezes 15 mg/l (FGV, 1998)⁶⁷. Os problemas mais frequentes associados à presença de ferro são a formação de manchas em instalações sanitárias e roupas, incrustação em tubulações e filtros de poços, e mudança de gosto da água (JOHNSON, 1966)

Na região de Manaus, as águas apresentam pH médio variando de 4,1 a 5,4, são fracamente mineralizadas, com condutividade elétrica variando entre 15,1 a 82,9 μ S/cm, e são predominantemente cloretadas sódicas ou potássicas. Em relação à dureza, são

classificadas como moles com valores entre 0,36 e 28,03 mg/l de CaCO₃ (SILVA; BONOTTO, 2000)¹³⁰.

A existência de níveis de água rasos somados à carência de saneamento básico nas áreas urbanas, onde proliferam habitações com grande quantidade de fossas e poços construídos sem requisitos mínimos de proteção sanitária, favorece a contaminação do aquífero. Costa *et al* (2004)⁴³, ao analisarem amostras de água de poços tubulares da cidade de Manaus, comprovaram a expressiva contaminação por coliformes termotolerantes (60,5% dos poços cadastrados).

Sistema aquífero Solimões

O sistema aquífero Solimões é representado pelos sedimentos localizados no topo da seqüência sedimentar da Bacia do Amazonas. A sua área de recarga é de 457.664 km², correspondente ao Estado do Acre e a parte do oeste do Estado do Amazonas. Na cidade de Rio Branco, ele representa importante manancial hídrico para abastecimento da população.

A qualidade química das águas é boa. Entretanto, em termos microbiológicos, há limitações, nas áreas urbanas, devido à elevada vulnerabilidade natural (aquífero freático com nível da água raso, próximo à superfície) e o elevado potencial de contaminação associado a poços mal construídos, ausência/inadequação de proteção sanitária e carência de saneamento básico.



Projeto Piloto do DNOCS – Poço PP-13 - PI

Sistema aquífero Açú

O sistema aquífero Açú ocupa área de 3.764 km². Ele é um aquífero confinado pelos calcários da Formação Jandaíra e pertence à Bacia Sedimentar Potiguar.

A qualidade química das águas do aquífero Açú é boa. As águas são cloretadas sódicas e mistas, com valores de sólidos totais entre 928 e 2.247 mg/l, com média de 1.618 mg/l (DINIZ FILHO *et al.*, 2000)⁵⁷. Foi observada uma tendência de aumento da condutividade elétrica das águas nas proximidades do contato com o embasamento cristalino, indicando um aumento da salinidade em profundidade (CARVALHO JÚNIOR; MELO 2000)³⁰. A salinidade cresce linearmente com a idade das águas, indicando dissolução de sais no aquífero, com uma taxa de 36 µS/cm ou 23 mg/l a cada 1000 anos (SANTIAGO *et al.*, 2000)¹²³. De acordo com o diagrama SAR (*Sodium Adsorption Ratio*) de classificação das águas para irrigação, o sistema aquífero Açú apresenta algumas classes de água menos favoráveis à irrigação (DINIZ FILHO *et al.*, 2000)⁵⁷.

Os principais usos das águas são os abastecimentos doméstico, industrial e irrigação. Merece destaque a região de Mossoró (RN) onde é intensamente explorado em projetos de irrigação.

Sistema aquífero Jandaíra

O sistema aquífero Jandaíra tem natureza cárstico-fraturada com uma área de recarga de 11.589 km², que corresponde a partes dos Estados do Rio Grande do Norte e Ceará, no contexto da Bacia Sedimentar Potiguar.

O Sistema Aquífero é intensamente utilizado para a irrigação na região da chapada do Apodi, especialmente na região de Baraúna (RN). A fim de definir um regime de exploração compatível com a recarga anual do sistema na região de Baraúna, foi iniciado o monitoramento sistemático mensal do nível das águas e semestral da qualidade das águas subterrâneas do sistema aquífero Jandaíra (CASTRO *et al.*, 2004)³².

Além do uso para irrigação, as águas do Jandaíra são utilizadas para o abastecimento doméstico. Existem algumas limitações para o uso das águas na irrigação, indústria (DINIZ FILHO *et al.*, 2000)⁵⁷ e

abastecimento humano. As suas águas são predominantemente cloretadas mistas e subordinadamente cloretadas sódicas, com sólidos totais dissolvidos entre 1.551 e 2.436 mg/l e média de 2.168 mg/l (DINIZ FILHO *et al.*, 2000)⁵⁷. O processo de salinização no aquífero ocorre, preferencialmente, pela dissolução da calcita e dolomita, minerais principais que compõe a matriz rochosa, e da bischofita, encontrada como mineral traço (MENDONÇA *et al.*, 2002)⁹¹.

Sistema aquífero Serra Grande

O sistema aquífero Serra Grande representa a porção basal da Bacia Sedimentar do Parnaíba e apresenta uma área de recarga de 30.450 km². É um aquífero explorado sob condições livre e confinada.

Na região de Itainópolis (PI), apresenta valor médio de salinidade de 282,50 mg/l, com valor mínimo de 76,00 mg/l e máximo de 1.217,00 mg/l, e pH médio de 7,75, com máximo de 8,50 e mínimo de 7,13 (SOARES FILHO; SILVA, 2002)¹³⁴. As águas do sistema aquífero são predominantemente bicarbonatadas sódicas e bicarbonatadas mistas. As primeiras predominam nas porções confinadas do aquífero. Águas cloretadas aparecem na zona de afloramento do sistema aquífero e águas com condutividade elétrica acima de 1.000 µS/cm são associadas à contribuição de águas armazenadas nos fraturamentos da Formação Pimenteiros (SANTIAGO *et al.*, 1999b)¹²². Em geral, a qualidade química das águas do Serra Grande mostra resíduo seco médio de 300 mg/l (COSTA, 1994)⁴⁵. A salinidade das águas relaciona-se com o tempo de permanência e circulação no aquífero. A taxa de salinização foi de 18,4 mg/1000 anos por dissolução no aquífero (SANTIAGO *et al.*, 2000)¹²³.

Os principais usos das águas do Serra Grande compreendem o abastecimento doméstico e a irrigação.

Sistema aquífero Cabeças

O sistema aquífero Cabeças é considerado o de melhor potencial hidrogeológico na Bacia Sedimentar do Parnaíba. Ocupa uma área de 34.318 km², sendo explorado sob condições livres e confinadas.

As águas do sistema aquífero Cabeças apresentam boa qualidade química. São predominantemente cloretadas mistas e cloretadas magnesianas, fracamente

mineralizadas, apresentando valores de condutividade elétrica, em geral inferiores, a $50 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Santiago *et al.*, 1999a)¹²¹. Comumente o valor médio do resíduo seco é de $300 \text{ mg}/\text{l}$ (FGV, 1998)⁶⁷. Nas porções confinadas, mais profundas do aquífero, a salinidade pode ser bastante elevada. No município de José de Freitas, em um poço que captava o sistema aquífero entre 490 e 707 m de profundidade, os sólidos totais dissolvidos apresentaram valores superiores a $2.600 \text{ mg}/\text{l}$ (PEREIRA; SANTOS, 2002)¹⁰⁶.

Os principais usos da água desse aquífero são o doméstico e a irrigação.

Na porção livre a semiconfinada do Cabeças, no Vale do Gurguéia – PI, foram encontradas águas com baixa salinidade e condutividade elétrica menor que $100 \mu\text{S}/\text{cm}$, que indicaria teoricamente águas jovens. Entretanto, valores de oxigênio-18 mostraram que mesmo as paleoáguas são poucos mineralizadas, indicando a presença de paleoáguas derivadas de chuvas ocorridas há mais de 10.000 anos, quando a temperatura na região era em torno de 5°C mais baixa que a atual (SANTIAGO *et al.*, 1999a)¹²¹. A ocorrência de águas antigas pouco mineralizadas distingue o sistema aquífero Cabeças de outras paleoáguas do nordeste brasileiro. Foi observada ainda, localmente, a mistura de águas dos sistemas aquíferos Cabeças com as do Serra Geral (Carneiro *et al.*, 1998; Santiago *et al.*, 1999a)^{29,121} e com as do Poti-Piauí (SANTIAGO *et al.*, 1999a)¹²¹. Hidroquimicamente, as águas dos sistemas aquíferos Poti-Piauí e Serra Grande são distinguíveis principalmente sob o aspecto de salinidade, expressa pela condutividade elétrica (SANTIAGO *et al.*, 1999a)¹²¹.

Sistema aquífero Poti-Piauí

O sistema aquífero Poti-Piauí aflora em grande parte do Estado do Piauí, alcançando o sul do Pará e o nordeste do Tocantins. Apresenta uma área de recarga de 117.012 km^2 , sendo um dos sistemas aquíferos de maior abrangência areal na Bacia Sedimentar do Parnaíba, e ocorre, predominantemente, sob condição livre.

Apresenta águas de boa qualidade, com resíduo seco médio de $200 \text{ mg}/\text{l}$ (Costa, 1994)⁴⁵, tendo como principal uso o doméstico.

Sistema aquífero Corda

O sistema aquífero Corda ocorre sob condições livre, semiconfinado e confinado. Aflora nos Estados do Maranhão, Tocantins e Piauí, com área total de 35.266 km^2 . O principal uso desse manancial é para o abastecimento doméstico. O resíduo seco, em geral, é inferior a $400 \text{ mg}/\text{l}$, e, portanto, a água é de boa qualidade química (Costa, 1994)⁴⁵.

Sistema aquífero Itapecuru

O sistema aquífero Itapecuru ocupa o topo da Bacia Sedimentar do Parnaíba. Aflora nos Estados do Maranhão e Pará, apresentando grande área de recarga, com 204.979 km^2 . É utilizado na pecuária e no abastecimento humano no interior do Estado do Maranhão, e para abastecimento doméstico na cidade de São Luís. Nesta cidade, o Itapecuru apresenta predominantemente águas carbonatadas-cloretadas com predominância do tipo sódica (SOUSA, 2000)¹³⁵.

Sistema aquífero Missão Velha

O sistema aquífero Missão Velha aflora no extremo sudeste do Estado do Piauí, por cerca de 1.324 km^2 . A exploração ocorre em condições livre e confinada.

As suas águas podem ser usadas sem restrições para o consumo humano, necessitando, apenas em alguns casos, da aeração para remoção do ferro. O pH médio é de 7,68, a média dos valores de sólidos totais dissolvidos é de $152,30 \text{ mg}/\text{l}$, de ferro de $0,28 \text{ mg}/\text{l}$, e de dureza de $111,10 \text{ mg}/\text{l}$ de CaCO_3 (FRACALOSSO JÚNIOR, 1986)⁶³. Ocorrências de amônio e nitrato elevados são conhecidos e relacionados à carga de esgotos domésticos na região. Em 57 pontos monitorados, 14 apresentaram valores de nitrato acima do limite para potabilidade (TEIXEIRA *et al.*, 2004)¹³⁸, que é de $10 \text{ mg}/\text{l}$.

O uso principal da água é para abastecimento doméstico, destacando-se as cidades de Juazeiro do Norte, Crato e Barbalha, no Ceará. A região de ocorrência do sistema aquífero caracteriza-se, ainda, pela presença de inúmeras fontes de água que são utilizadas no abastecimento doméstico e na irrigação.

Sistema aquífero Exu

O sistema aquífero Exu, assim como o Missão Velha, pertence à Bacia Sedimentar do Araripe. Afloresce em partes dos Estados do Ceará, Pernambuco e Piauí, totalizando uma área de 6.397 km².

O uso principal do manancial é para o abastecimento doméstico. Fontes de água relacionadas ao Exu indicaram baixas concentrações de sais dissolvidos, com condutividade elétrica entre 11 e 24 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e apresentaram pH ácido com valores entre 5,2 e 5,5 (SANTIAGO *et al.*, 1988)¹²⁰.

A principal fonte de contaminação identificada para as águas subterrâneas da região foram os “barreiros”, escavações utilizadas para armazenar águas de chuva, que apresentaram concentrações de nitrato acima dos valores de potabilidade (10 mg/l) e a presença de coliformes fecais e *Escherichia coli*. Devido às precárias condições sanitárias, em que não são tomadas medidas para controlar o acesso de pessoas e animais, eles representam fontes contínuas de contaminação das águas subterrâneas (Mendonça *et al.*, 2000)⁹⁰.

Sistema aquífero Barreiras

O sistema aquífero Barreiras tem ampla distribuição na costa brasileira, aflorando de forma descontínua desde a região Norte até a Sudeste. Constitui um aquífero predominantemente livre que ocupa uma área de 176.532 km².

O sistema aquífero Barreiras tem grande participação no abastecimento de várias capitais brasileiras, particularmente das cidades de São Luís, Belém, Fortaleza, Natal e Maceió.

Na Ilha de São Luís, onde está situada a capital do Estado do Maranhão, São Luís, o abastecimento de uma significativa parte da população é realizado pelos sistemas aquíferos Barreiras e Itapecuru. No Barreiras, as águas são cloretadas magnesianas-sódicas, evoluindo para cloretadas sódicas-cálcicas junto às pequenas calhas de drenagem próximas ao litoral. O pH médio é de 6,95 e as águas são classificadas, quanto à dureza, como muito moles a moles (CPRM, 1994 *apud* SOUSA, 2000)¹³⁵. Os principais riscos à contaminação das águas subterrâneas

e superficiais na cidade são o lançamento no solo de resíduos industriais e a crescente tendência de crescimento da população que carece de saneamento. Outro problema importante na extremidade noroeste, particularmente na área do Itaqui, é a tendência de salinização das águas devido ao superbombeamento em alguns poços situados em uma faixa litorânea de 2 km, que rompe o equilíbrio hidrostático entre água doce e salgada. Localmente, são também observadas elevadas concentrações de ferro nas águas (SOUSA, 2000)¹³⁵.

Em Belém, o sistema aquífero Barreiras apresenta águas com baixas concentrações de sais dissolvidos, resíduo seco variando entre 15,18 e 32,61 mg/l, e acidez, com pH de 4,3 a 4,6 (CORTEZ *et al.*, 2000)⁴². As águas são cloretadas sódicas a mistas, e algumas amostras constituíram exceções com valores de ferro e nitrato acima do padrão da legislação vigente (ALMEIDA *et al.*, 2004)⁶. Uma das características do sistema aquífero Barreiras, na região, é o alto teor de ferro, exigindo freqüentemente a instalação de estações para a sua remoção. Os altos teores de ferro acarretam diversos problemas: gosto metálico nas águas produzidas, manchas em roupas e em instalações hidráulicas, incrustações nas bombas, nos filtros dos poços e nos materiais de revestimento, provocando diminuição de vazões e redução da vida útil dos poços (MATTA, 2002 *apud* ALMEIDA *et al.*, 2004)⁶. Os valores acima de 10 mg/l de nitrato (valor de potabilidade) estão relacionados à contaminação por efluentes líquidos (principalmente esgotos domésticos) das águas superficiais que interagem com as águas subterrâneas, à presença de fossas negras e à inexistência de saneamento básico. Tudo isso é somado a um nível estático muito raso nessas áreas, muitas vezes inferior a 5 metros e algumas vezes subaflorante (MATTA, 2002 *apud* ALMEIDA *et al.*, 2004)⁶.

Ainda no Estado do Pará, na cidade de Santa Izabel, o sistema aquífero Barreiras é amplamente utilizado para abastecimento da população, apresentando, entretanto, elevadas concentrações de nitrato (acima da potabilidade de 10 mg/l), que foram consideradas como provenientes de esgotos domésticos (ARAÚJO; TANCREDI, 2000)¹³.

No Estado do Rio Grande do Norte, o Barreiras apresenta águas predominantemente cloretadas sódicas e secundariamente bicarbonatadas (sódicas e cálcicas). Elas são pouco mineralizadas, apresentando valores de sólidos totais dissolvidos variando entre 11 e 1.211 mg/l, com média de 120 mg/l, e não apresentam restrições de uso (DINIZ FILHO *et al.*, 2000)⁵⁷.

Na Região Metropolitana de Fortaleza, estima-se que 40 a 60% da população utilizam água subterrânea como fonte complementar ou principal (CAVALCANTE, 1998 *apud* AGUIAR; CORDEIRO, 2002)^{34,4}. As águas dos sistemas Dunas e Barreiras possuem, de forma geral, concentrações iônicas dentro dos padrões de potabilidade da Organização Mundial de Saúde e são classificadas como cloretadas sódicas (CAVALCANTE *et al.*, 1998)³⁴. A predominância dos íons sódio e cloreto, nestas águas, está relacionada a sais marinhos aerotransportados (AGUIAR *et al.*, 2000)⁵. O íon ferro ocorre com teores acima de 1,0 mg/l em fontes pontuais na orla costeira da Grande Fortaleza, destacando-se Abreulândia, onde alcança 7,4 mg/l. A concentração de nitrato atinge até 530 mg/l na área urbana. Foram cadastradas 1.073 análises bacteriológicas das águas de poços tubulares e utilizadas 421 análises correspondentes ao período de 1990 a 1995, e constatou-se que em média, 74% apresentam presença de coliformes fecais, com predominância da bactéria *Escherichia coli* (68%) (CAVALCANTE *et al.*, 1998)³⁴. Os problemas de nitrato e bacteriológicos são atribuídos à deficiência no saneamento básico. Por outro lado, dados de isótopos de oxigênio-18 e estrôncio-86/estrôncio-87 indicam que, na região de Fortaleza, 30% da recarga do aquífero provém da infiltração de água de fossas (FRISCHKORN *et al.*, 2002)⁶⁶.

Na Região Metropolitana de Natal, o Barreiras, em conjunto com o aquífero Dunas, responde por cerca de 65% do abastecimento da população (MELO *et al.*, 1998)⁸⁸. A análise física e química das águas subterrâneas indicou o tipo cloretada sódica, com pH na faixa de 5,6 a 6,4, condutividade elétrica de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e sólidos totais dissolvidos da ordem de 50 mg/l (CASTRO *et al.*, 2000)³¹. A dureza total é, em média, de 41,24 mg/l de CaCO_3 , com valores que variam de 9,32 a 110,88 mg/l de CaCO_3 . No geral, portanto, são águas brandas com alguns casos de águas

duras (MELO; QUEIROZ, 2000)⁸⁶. Em grande parte do município, são encontradas concentrações de nitrato chegando a mais de 60 mg/l. Essa contaminação é atribuída ao sistema de saneamento com disposição local de efluentes domésticos. As avaliações de isótopos de nitrogênio-15 confirmam que a fonte de nitrato nas águas subterrâneas são os dejetos humanos (MELO *et al.*, 1998)⁸⁸. Vários poços públicos têm sido abandonados, devido ao teor elevado de nitrato nas suas águas (MELO; QUEIROZ, 2000)⁸⁶.

Em Maceió, os sistemas Barreiras e Barreiras/Marituba respondem por 81% do abastecimento de água da população. A ocorrência de elevadas concentrações de cloreto em vários poços da faixa costeira sugere o avanço da intrusão marinha na região (NOBRE; NOBRE, 2000)¹⁰³. Os principais riscos de contaminação das águas subterrâneas na cidade são a construção e desativação de poços sem a adoção de medidas de proteção sanitária, os sistemas de esgotamento sanitário, as indústrias que geram efluentes líquidos, os postos de combustíveis e, principalmente, as lagoas que constituem o sistema de drenagem, escavadas para atenuar as cheias da região, mas que também são utilizadas como receptoras de efluentes industriais e de esgotos domiciliares (FERREIRA NETO *et al.*, 2000)⁶⁰.

O sistema aquífero Barreiras é também explorado no Estado do Espírito Santo. Na região norte do Estado, as águas apresentaram-se com baixa salinização (condutividade elétrica média de 146,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e pH ácido, com média de 5,1. Ocorrências de ferro acima do padrão de potabilidade do Ministério da Saúde são frequentes. O principal uso destas águas é para o abastecimento humano e em segundo lugar, a irrigação (MOURÃO *et al.*, 2002)¹⁰¹.

Embora em Recife o Beberibe seja o principal aquífero, o sistema Barreiras também é explorado na região norte da cidade. Suas águas vêm sendo usadas principalmente para o abastecimento humano, industrial e hospitalar. Elas são predominantemente cloretadas sódicas e, subordinadamente, mistas sódicas e bicarbonatadas cálcicas, com pH médio de 5,0, resíduo seco variando de 56,63 a 437,41 mg/l, tendo como média 125,10 mg/l, e se enquadram no intervalo de águas brandas,

em relação à dureza total (valores menores que 100 mg/l de CaCO_3). As águas de dureza média a dura ficam restritas aos locais onde a água é classificada como bicarbonatada cálcica. As águas são consideradas adequadas para consumo humano, desde que sejam observados os parâmetros bacteriológicos; adequadas para consumo animal, irrigação e indústrias que não sejam muito exigentes em termos de limite máximo de ferro e de faixa admissível de pH (MONTEIRO *et al.*, 2004)⁹⁸.

No Estado do Rio de Janeiro, o sistema aquífero Barreiras apresenta águas com mineralização variável, com sólidos totais dissolvidos entre 168 a 1.753 mg/l, e pH próximo ao neutro (entre 5,61 e 7,9). Localmente, são observados poços com concentração elevada de cloreto, que é possivelmente relacionada à cunha salina (CAETANO; PEREIRA, 2000)²⁶.

Sistema aquífero Beberibe

O sistema aquífero Beberibe aflora nos Estados de Pernambuco e Paraíba, ocupando uma área de cerca de 318 km². Ele é intensamente explorado sob condições confinadas na Região Metropolitana de Recife.

A presença de rochas carbonáticas na porção superior desse aquífero propicia a formação de águas de elevada dureza. Por isso, a empresa de abastecimento do Estado de Pernambuco, COMPESA, não tem utilizado essa porção do aquífero Beberibe para o abastecimento público (CPRH).

Sob o aspecto químico, as águas do Beberibe são do tipo mistas sódicas, tendo sido identificados pontos de provável contaminação, sugerida pelas altas concentrações de sais, principalmente, de sódio e de cloreto, e pelos altos valores de condutividade elétrica (COSTA FILHO *et al.*, 1998a)⁵¹. Dados de isótopos de oxigênio-18 e de deutério de amostras coletadas em 1996 indicam que a salinização das águas não era oriunda do avanço da cunha salina (COSTA FILHO *et al.*, 1998b)⁵². Os problemas são relacionados, em parte, às transferências de águas salinizadas do aquífero Boa Viagem pela drenança vertical induzida pela diminuição das cargas potenciométricas do aquífero Beberibe, em decorrência dos superbombeamentos localizados. Por outro lado, os poços mal construídos e/ou abandonados também vêm contribuindo

para salinização e a contaminação do aquífero soto-posto, face à deficiência na cimentação do espaço anelar entre o revestimento e o poço acima da zona aquífera inferior (COSTA *et al.*, 1998)⁴⁹. Outra causa provável da salinização, mas de caráter mais local, é a infiltração de águas do rio Capibaribe, que no trecho final do baixo curso apresenta mistura com a água do mar. O bombeamento excessivo dos poços próximos ao rio induz uma recarga do aquífero com águas salinizadas (FARIAS *et al.*, 2003)⁵⁸. Estima-se que a área de salinização já atinge 20% da planície do Recife e que a superexploração já provocou rebaixamentos da superfície potenciométrica superiores a 100 m (COSTA, 2000)⁴⁶.

Além do uso doméstico, na capital pernambucana, o aquífero também é utilizado para suprir a indústria e as atividades recreativas. As águas das formações calcárias Maria Farinha e Gramame não vêm sendo explorados face à elevada dureza e baixas vazões obtidas nos poços (FGV, 1998)⁶⁷.

Mais recentemente, a fim de melhor gerenciar o recurso hídrico subterrâneo, foi instalada uma rede de monitoramento telemétrica em Recife, a partir da colocação de sensores de condutividade elétrica e de pressão para medição da profundidade dos níveis d'água (COSTA; COSTA FILHO, 2004)⁴⁸.

Sistema aquífero São Sebastião

O sistema aquífero São Sebastião pertence à Bacia Sedimentar do Recôncavo. Possui uma área de recarga de 6.783 km² que corresponde à porção sudeste do Estado da Bahia. A cidade de Salvador tem parcela importante de seu abastecimento dependente do aquífero São Sebastião, bem como a cidade de Camaçari, onde o manancial também apresenta uso industrial.

A qualidade química das águas do São Sebastião é boa, com sólidos totais dissolvidos menores que 500 mg/l (COSTA, 1994)⁴⁵.

Sistema aquífero Bambuí

O sistema aquífero Bambuí tem uma área de recarga de 181.868 km² e pertence à Bacia Sedimentar do São Francisco. Inclui partes dos Estados de Minas Gerais, Bahia, Tocantins e Goiás. Ele origina

aquíferos do tipo cárstico-fraturado, devido à associação de metassedimentos e rochas calcárias. Ele é intensamente explorado em várias regiões, com destaque para o uso na irrigação na bacia do Verde Grande, afluente do rio São Francisco, na Bahia e Minas Gerais, e no Platô de Irecê, na Bahia.

As suas águas são, em geral, boas. Localmente, existem restrições ao seu uso, em função da elevada dureza e dos altos valores de sólidos totais dissolvidos, que, normalmente, estão relacionados à dissolução das rochas calcárias.

Na região cárstica do Bambuí, as águas são bicarbonatadas cálcicas e/ou magnesianas, com predomínio dos tipos cálcicos, e apresentam caráter levemente alcalino, indicado pelo pH médio de 7,79. A condutividade elétrica média é de 463 $\mu\text{S/cm}$, variando de 42 a 2.336 $\mu\text{S/cm}$. A alcalinidade média é de 210,4 mg/l e a dureza total é elevada, com média de 219,7 mg/l. Esses valores refletem a interação entre água e rochas calcárias (PINTO; MARTINS NETO, 2001 *apud* RAMOS; PAIXÃO, 2003)¹¹⁴.

Na região cárstica-fraturada, as águas são bicarbonatadas magnesianas, bicarbonatadas sódicas e mistas, e menos mineralizadas, como indica a condutividade elétrica média de 427 $\mu\text{S/cm}$. O pH médio é de 8,00 (PINTO; MARTINS NETO, 2001 *apud* RAMOS; PAIXÃO, 2003)¹¹⁴.

Localmente foi descrita a ocorrência de flúor acima dos padrões de potabilidade em poços que exploram o sistema aquífero Bambuí (DIAS; BRAGANÇA, 2004)⁵⁶. A sua origem foi atribuída à dissolução do mineral fluorita presente nos calcários (MENEGASSE *et al.*, 2004a)⁹². Foi observada, ainda, uma grande influência das estruturas geológicas no teor de fluoreto encontrado nessas águas. No aquífero cárstico-fraturado, o fluxo das águas infiltradas é facilitado ao longo das fraturas abertas, ocorrendo o inverso com aquelas fechadas. Assim, as fraturas distensivas propiciam maior vazão aos poços que as interceptam, com menores teores de fluoreto dissolvido, ao passo que as fraturas compressivas, como as de cisalhamento, propiciam baixas vazões aos poços que as interceptam e mais elevado teor de flúor a essas águas. Na região rural do município de São Francisco (MG), em que

predomina o abastecimento por poços, foi considerada endêmica a ocorrência de fluorose dentária, doença que ataca o esmalte dos dentes, e foram identificadas concentrações de fluoreto de até 3,9 mg/l (MENEGASSE *et al.*, 2004b)⁹³.

Sistema aquífero Urucuia-Areado

O sistema aquífero Urucuia-Areado é do tipo livre e aflora em uma extensa área que compreende parte dos Estados de Bahia, Minas Gerais, Goiás, Piauí e Maranhão, totalizando 144.086 km². Ele ocorre recobrindo, em grande parte, as rochas do Bambuí. Na região do Oeste da Bahia, ele tem sido amplamente utilizado na irrigação.

As águas do sistema aquífero Urucuia-Areado são de boa qualidade, predominantemente bicarbonatadas cálcicas, pouco mineralizadas, com condutividade elétrica média de 82,2 $\mu\text{S/cm}$, e com pH inferior ou igual a 7, média de 6,75 (PINTO; MARTINS NETO, 2001 *apud* RAMOS; PAIXÃO, 2003)¹¹⁴.

Sistema aquífero Furnas

O sistema aquífero Furnas é a unidade basal da Bacia Sedimentar do Paraná. Ele é explorado sob condição livre a confinada. Aflora em uma área de 24.894 km², correspondente a parte dos Estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Paraná e São Paulo. Os usos são, principalmente, doméstico e industrial.

As águas subterrâneas do sistema aquífero Furnas enquadram-se na classe de águas bicarbonatadas sódicas a bicarbonatadas-cloretadas potássicas a mistas, caracterizando-se também pelo baixo grau de mineralização, com valor de sólidos totais dissolvidos situado entre 15 e 50 mg/l (MENDES *et al.*, 2002)⁸⁹.

Sistema aquífero Guarani

O sistema aquífero Guarani, pertencente à Bacia Sedimentar do Paraná, ocupa uma área de cerca de 840.000 km², valor que inclui a parte não aflorante. A sua área de recarga é de 89.936 km². Ele é explorado sob condições confinadas e livres. Seu confinamento é dado pelas rochas da Formação Serra Geral.

A qualidade química das suas águas, em geral, é boa, especialmente nas porções mais rasas do

sistema aquífero, ou seja, nas partes livres a semi-confinadas. Os principais usos da água são o abastecimento humano e industrial.

As águas são predominantemente bicarbonatadas cálcicas e cálcio-magnesianas, embora as sódicas estejam presentes, secundariamente, na zona confinada do aquífero Guarani (FGV, 1998; ARAÚJO *et al.*, 1999)^{67,12}. A ocorrência de águas cloretadas e/ou sulfatadas se restringe a alguns pontos isolados (FGV, 1998)⁶⁷. Observa-se que com o aumento da profundidade, aumentam as concentrações de sódio (SILVA *et al.*, 1982)¹²⁹.

Silva (1983)¹²⁸ constatou que a progressiva salinização das águas do SAG, no Estado de São Paulo, está associada ao aumento da profundidade. Nas porções rasas, os sólidos totais dissolvidos situam-se abaixo de 100 mg/l. Em uma faixa intermediária, no início da porção confinada (60 km bacia adentro, a partir da cobertura basáltica), a salinidade atinge valores superiores a 200 mg/l. Já na porção francamente confinada, a salinidade aumenta, alcançando 650 mg/l. Por exemplo, no oeste do Estado de Santa Catarina, o Guarani apresenta restrições à potabilidade, principalmente no tocante ao conteúdo de sólidos totais dissolvidos (média de 521,3 mg/l), e suas águas, geralmente muito salinas e fortemente sódicas, são inadequadas para a irrigação (FREITAS *et al.*, 2002)⁶⁵.

Os dados levantados por Chang (2001)³⁵ mostram que cerca de 95% das amostras de águas têm salinidade menor que 500 mg/l (água doce), e apenas cinco poços exibem valores de sólidos totais dissolvidos superiores a 1.000 mg/l. Em relação à dureza total, predominam amplamente as águas brandas (Silva *et al.*, 1982)¹²⁹.

Teores elevados de fluoreto, acima de 5 mg/l, têm sido detectados em alguns poços de grande profundidade que captam o SAG confinado (FGV, 1998)⁶⁷, como em Londrina (PR) e Presidente Prudente (SP). Elevadas concentrações, muitas vezes, inviabilizam o uso da água para consumo humano. Diversas hipóteses são levantadas para explicar a origem do flúor nas águas subterrâneas do Guarani. Uma delas seria o processo de intemperismo de minerais oriundos de rochas granitóides (SILVA *et al.*, 2002)¹²⁶ e outra a origem

sedimentar, associada ao ambiente deposicional que gerou os sedimentos (FRAGA, 1992)⁶⁴.

Nas porções aflorantes, a temperatura das águas do SAG situa-se entre 22 e 25 °C, aumentando gradativamente com a profundidade, chegando a 63 °C em Presidente Prudente (SILVA *et al.*, 1982)¹²⁹. O gradiente geotermal é de 29 °C por quilômetro de profundidade, e essas águas são aproveitadas principalmente por hotéis e algumas indústrias, e apresentam potencial para geração de energia (Araújo *et al.*, 1999)¹². Estima-se para o SAG, no Brasil, uma reserva explorável de energia geotérmica equivalente a 810 bilhões de toneladas de óleo combustível (TALLBACKA, 2001 *apud* AMORE; SURITA, 2002)⁹.

Em algumas porções isoladas da Bacia do Paraná, o SAG encontra-se recoberto pelos sedimentos cretácicos do Grupo Bauru. Esta situação, por um lado favorável à recarga, torna-o suscetível à infiltração de águas contaminadas. Exemplo dessa situação está no município de Bauru, onde janelas da Formação Serra Geral colocam em contato sedimentos do Grupo Bauru com os do aquífero Guarani (CHANG, 2001)³⁵.

Sistema aquífero Serra Geral

O sistema aquífero Serra Geral é do tipo fraturado e apresenta uma área de recarga de 411.855 km² e pertence à Bacia Sedimentar do Paraná.

O principal uso da água desse sistema é para abastecimento doméstico. Um outro aproveitamento das águas do sistema aquífero Serra Geral é por meio de estâncias termais. No Estado de Santa Catarina, em Águas de Prata em São Carlos, Ilha Redonda em Palmitos, Águas de Chapecó e Quilombo, as águas atingem, em média, 38 °C (FREITAS *et al.*, 2002)⁶⁵.

As águas são predominantemente bicarbonatadas cálcicas (BITTENCOURT *et al.*, 2003; BUCHMANN FILHO *et al.*, 2002)^{20,24}, apresentam sólidos totais dissolvidos entre 23 e 210 mg/l, com média de 103,27 mg/l, e os valores de pH variam entre 6,0 e 9,5, com média de 7,32 (BITTENCOURT *et al.*, 2003)²⁰. O campo das águas bicarbonatadas cálcicas possui um controle litoquímico, já que suas características químicas estão relacionadas com os processos de intemperismo que atuam sobre as rochas vulcânicas.

As águas bicarbonatadas sódicas, localmente encontradas, evidenciam a existência de condicionadores geotectônicos e morfotectônicos que seriam responsáveis pela mistura das águas dos aquíferos sotopostos, principalmente o Guarani (BITTENCOURT *et al.*, 2003; REGINATO; STRIEDER, 2004)^{20,116}.

Restrições em relação às concentrações de ferro e manganês na água já foram identificadas. Nas regiões de maior desenvolvimento urbano e industrial são conhecidos casos de contaminação bacteriológica e química. Na região de Caxias de Sul, foram identificados problemas com contaminação por cromo e outros metais pesados (REGINATO; STRIEDER, 2004)¹¹⁶. O sistema aquífero Serra Geral apresenta ainda ocorrências de fluoreto acima dos padrões de potabilidade (GIAMPÁ; FRANCO FILHO, 1982; KIMMELMAN *et al.*, 1990 *apud* BARBOUR *et al.*, 2004)^{69,16}.

Sistema aquífero Bauru-Caiuá

O sistema aquífero Bauru-Caiuá é poroso e livre a semiconfinado com uma área aflorante de 353.420 km² e ocorre recobrimdo o sistema aquífero Serra Geral. Ocupa grande parte do oeste do Estado de São Paulo. Os principais usos das águas são o abastecimento humano e industrial.

As águas do Bauru-Caiuá são predominantemente bicarbonatadas cálcicas e cálcio-magnesianas (CAMPOS, 1988; BARISON; KIANG, 2004)^{27,17}, com pH em torno de 7,0 e sólidos totais dissolvidos médio de 143,06 mg/l (BARISON; KIANG, 2004)¹⁷. Campos (1998)²⁷ descreve uma evolução hidrogeoquímica regional no sentido nordeste-sudoeste com águas fortemente bicarbonatadas cálcicas passando, gradativamente, para bicarbonatadas cálcio-magnesianas até atingir uma zona de águas fracamente bicarbonatadas e cloretadas sódicas. No Estado do Paraná, as águas caracterizam-se pela baixa mineralização, com sólidos totais dissolvidos em torno de 50 mg/l, pH entre 5,0 e 6,5 e são classificadas como bicarbonatadas cálcicas a mistas (MENDES *et al.*, 2002)⁸⁹.

A qualidade natural das águas atende aos requisitos de consumo humano e irrigação, sendo que, para alguns tipos de usos industriais, necessita de correção, principalmente da dureza

e do pH no domínio das águas bicarbonatadas cálcicas (CAMPOS, 1988)²⁷.

O Bauru-Caiuá, em geral, comporta-se como um sistema aquífero livre e possui grande área de afloramento, condições que facilitam a sua exploração e que lhe confere uma maior vulnerabilidade à contaminação por atividades poluidoras, especialmente aquelas decorrentes do desenvolvimento agrícola e industrial. Na rede de monitoramento do Estado de São Paulo, este sistema aquífero apresentou os maiores indícios de alteração de qualidade de suas águas (CETESB, 2004a)³⁹. Ele ocupa dois terços da área do Estado. Foi observada a presença de elevadas concentrações de nitrato no aquífero (BARISON; KIANG, 2004; CETESB, 2004a)^{17,39}. Em relação a 1998-2000, no período 2001-2003, foi observada uma diminuição do número de poços contaminados, mas um aumento nas concentrações de nitrato. As principais fontes de contaminação são de origem antrópica difusa, representadas pela aplicação de fertilizantes e insumos nitrogenados, utilização de fossas negras, vazamentos das redes coletoras de esgoto e influência de rios contaminados na zona de captação de poços (CETESB, 2004a)³⁹.

Como exemplo, na área urbana de Presidente Prudente, no Oeste Paulista, foram identificadas concentrações de nitrato acima do padrão de potabilidade (10 mg/l), em área bem definida, que, de modo expressivo, corresponde às zonas mais antigas de ocupação urbana na cidade. As fontes da contaminação identificadas foram o vazamento da rede de esgoto, fossas e de depósitos de resíduos sólidos (GODOY *et al.*, 2004)⁷¹.

É também descrita a ocorrência de poços com concentrações de cromo total acima do padrão de potabilidade (0,05 mg/l) no sistema aquífero. A sua origem nas águas subterrâneas é ainda controversa. Almodovar (1999)⁷ atribui uma origem natural associada aos sedimentos da Formação Adamantina, uma das unidades que compõe o Grupo Bauru. Por outro lado, as regiões onde estão sendo encontradas elevadas concentrações de cromo são aquelas em que existia a disposição no solo, por várias décadas, dos resíduos da indústria de curtume contendo cromo (CETESB, 2004a)³⁹.



6 TERRENOS CRISTALINOS

Em geral, a qualidade química da água nos terrenos cristalinos é boa. Os problemas, quando existentes, relacionam-se à elevada salinidade, que é típica dos aquíferos do cristalino do semi-árido nordestino, e à elevada dureza da água e salinidade, observada em algumas áreas de ocorrência das rochas calcárias.

Nas regiões onde o clima tropical domina, ou seja, na maior parte do território nacional, há condições favoráveis para o desenvolvimento do intemperismo químico, resultando em perfis de alteração, comumente, com solos que atingem algumas dezenas de metros de espessura e recobrem a rocha cristalina. Nestas áreas, forma-se um sistema de dupla porosidade que se encontra hidraulicamente conectado: a porção fraturada mais profunda, de rocha não alterada, e o meio poroso, no manto intempérico (solo). As vazões dos poços nestes terrenos situam-se, de forma geral, entre 6 e 8 m³/h, e a qualidade da água é boa.

Como exemplo, na região de Unaí, Minas Gerais, na região de ocorrência dos aquíferos fraturados, predominam as águas bicarbonatadas cálcicas e/ou magnesianas, pouco duras (média de 62,27 mg/l de CaCO₃), com uma concentração média de sólidos totais dissolvidos de 154,32 mg/l e pH médio de 7,23 (MOURÃO *et al.*, 2000)¹⁰⁰.

Por outro lado, nas regiões de clima semi-árido, prevalece o intemperismo físico em relação ao químico,

de forma que o manto de intemperismo é pouco espesso (1 a 3 metros) ou inexistente, restringindo ainda mais a potencialidade desses terrenos cristalinos. No Brasil, a maior parte do semi-árido nordestino, cerca de 600.000 km², é constituída por terrenos cristalinos. A associação, nesta região, de baixas precipitações, distribuição irregular das chuvas, delgado manto intempérico, quando não ausente, e cobertura vegetal esparsa, especialmente no bioma caatinga, favorece o escoamento superficial em detrimento da infiltração. Assim, no cristalino do semi-árido brasileiro, os poços muito comumente apresentam vazões entre 1 e 3 m³/h e elevado conteúdo salino, frequentemente acima dos padrões de potabilidade. Apesar disso, em muitas pequenas comunidades do interior nordestino, esses poços constituem a única fonte de abastecimento disponível.

Para exemplificar, na região do Alto Moxotó, em Pernambuco, foi observado o predomínio das águas cloretadas mistas, neutras a alcalinas, com pH médio de 7, máximo de 9 e mínimo de 6,3. O resíduo seco apresentou média de 2.938 mg/l, com mediana de 2.100 mg/l e valores mínimo e máximo de 380 e 13.738 mg/l, respectivamente (MORAIS; GALVÃO, 1998)⁹⁹. No Estado da Bahia, as águas do cristalino semi-árido são predominantemente clorossulfatadas cálcicas ou magnesianas e 98% das amostras analisadas apresentam sólidos totais dissolvidos superiores a 1.000 mg/l (NEGRÃO *et al.*, 2000)¹⁰². Na região de Irauçuba, nordeste do Estado do Ceará, o valor médio da dureza da água dos poços, no



Área de Irrigação do DNOCS - PI



Acervo TDA

cristalino, é de 1.094 mg/l de CaCO_3 , caracterizando-as como águas muito duras. Para sólidos totais dissolvidos, a média é 3.012 mg/l e o pH médio é de 7,7. Os valores elevados de sólidos totais dissolvidos e de dureza impõem restrições ao uso dessas águas para irrigação, indústria e consumo humano. Foi observada a predominância das águas cloretadas sódicas (VERÍSSIMO; FEITOSA, 2002)¹³⁹.

No cristalino inexistente uma rede de fluxo regional. Assim, os poços exploram fraturas isoladas, muitas vezes, com grandes diferenças de salinidade de uma fratura para a outra vizinha. Medidas de carbono-14 revelaram, sem exceção, águas novas, com poucas dezenas ou centenas de anos de tempo de permanência no aquífero. Assim sendo, a alta salinização não pode ser interna, por dissolução no aquífero, pois estes processos geoquímicos, em ambiente fechado, são relativamente lentos (SANTIAGO *et al.*, 2000)¹²³. A elevada salinidade das águas subterrâneas do cristalino semi-árido nordestino está relacionada à baixa pluviosidade, que faz que os sais

transportados pela chuva (aerossóis) e acumulados no solo e fraturas não sejam lixiviados. A alta evaporação favorece a concentração dos sais. Assim, as águas, que infiltram e acumulam nas fraturas e no solo, enriquecem em sais.

O uso de dessalinizadores torna possível a utilização dos poços com água com elevada salinidade. A osmose reversa tem sido o processo mais utilizado para a remoção dos sais. O processo de dessalinização resulta em dois tipos de água (PORTO *et al.*, 2004)¹⁰⁹. Uma parte é água potável, que, em média, corresponde a 50% da capacidade de bombeamento do poço. A outra é uma água de alta concentração salina, denominada de rejeito, apresentando baixa qualidade e altos riscos ambientais.

Muitas dificuldades estão presentes na implantação dos equipamentos de dessalinização, incluindo a falta de operação e manutenção adequadas, que causam a paralisação, e a produção de rejeito, que normalmente é despejado no solo sem qualquer

critério, provocando a erosão e a salinização do solo (AMORIM *et al.*, 2004)¹⁰.

Em 85% dos sistemas de dessalinização avaliados no Estado da Paraíba, os rejeitos eram despejados no solo sem qualquer critério, e em 90% das formas de despejo, a questão ambiental não estava sendo considerada, visto que a prática de injetar o rejeito na rede coletora de esgotos também é uma forma de degradação ambiental (AMORIM *et al.*, 2002)¹⁰.

A disposição do rejeito ainda é um problema a ser resolvido. Algumas alternativas para ela são a cristalização seletiva de sais, cultivo de tilápia rosa (*Oreochromis sp*) e irrigação da erva sal (*Atriplex nummularia*) (PORTO *et al.*, 2002)¹⁰⁸.

A falta de critérios de locação de poços, de programas de manutenção das obras de captação e os problemas de salinização das águas tornam muito elevada a quantidade de poços abandonados e desativados nas áreas do cristalino nordestino. No Estado do Ceará, que tem 75% da área situada sobre terreno cristalino, entre 11.889 poços tubulares cadastrados, 3.895 poços, ou seja, 33% estavam desativados ou abandonados (CPRM, 1998)³⁷.

Projetos agrícolas com irrigação de dimensão familiar vêm sendo desenvolvidos no semi-árido do Nordeste e baseiam-se no uso de corpos aluvionares, de rios temporários, como alternativa à utilização dos aquíferos fraturados. Nesse caso, a captação de água subterrânea é realizada, nesses sedimentos inconsolidados, por meio de poços rasos, tipo cacimba, amazonas (poços escavados de grande diâmetro) e com drenos radiais. É importante destacar a questão da sustentabilidade do sistema, especialmente no tocante à salinização e às condições de vulnerabilidade do aquífero, que normalmente é arenoso e apresenta nível freático muito raso.

Manoel Filho e Diniz Filho (1994)⁸¹ avaliaram 54 áreas em aluviões no Rio Grande do Norte, obtendo, em geral, espessuras na faixa de 3 a 6 m e larguras entre 100 e 300 m. Para exemplificar o uso dos aluviões, Rêgo *et al.* (1999)¹¹⁷ concluíram que seria possível a reativação de mais de 60% da área irrigada no Perímetro de Irrigação de Sumé (PB), que havia sido desativado por esgotamento do manancial superficial (açude), pela exploração do manancial subterrâneo, encontrado nos depósitos aluviais do rio Sucuru.



Irrigação - RN

Geralmente, os aluviões possuem água de boa qualidade química. Na região do Alto e Médio Potengi (RN) foram realizados estudos para o aproveitamento dos aluviões do rio, que atingem largura de até 500 m, em uma região de 60 km por 2 km. Cerca de 60% da área apresentaram águas de qualidade boa a satisfatória para o abastecimento humano e irrigação. Foi observado o predomínio de águas cloretadas sódicas, com resíduo seco variando de 500 a 3.850 mg/l (MELO *et al.*, 1984)⁸⁷.

Cabe destacar que o aproveitamento de aluviões é também uma importante alternativa, mesmo em áreas úmidas. Araújo e Tancredi (2002)¹⁴ avaliaram diferentes alternativas para o abastecimento da população de Santana do Araguaia, sudeste do Pará, município com 25.000 habitantes, e concluíram que a melhor alternativa era a captação por baterias de poços dos aluviões do rio Campo Alegre através de baterias de poços. As outras opções de aquíferos eram o fraturado e as coberturas intempéricas.

A construção de barragens subterrâneas, em leitos de cursos de água temporários, também vem se constituindo em uma solução hídrica importante para o cristalino do semi-árido, permitindo a reservação de água para o consumo humano, dessedentação animal e a prática de agricultura de subsistência.

A barragem consiste de uma vala escavada transversalmente à direção de escoamento do rio, com largura total do vale e profundidade até encontrar a rocha inalterada. Ela deve ser impermeabilizada com argila compactada ou lona, que é colocada na parede da vala que fica oposta ao sentido de procedência do fluxo superficial. Na parte mais profunda da vala deve ser construído um poço amazonas, e ela deverá ser preenchida com o mesmo material originalmente removido. É aconselhável, a construção de um enrocamento de pequena altura (cerca de 0,5 m) sobre a barragem, a jusante do poço amazonas, a fim de proporcionar maior infiltração da água que fica retida por alguns dias na superfície, e a construção de um a dois piezômetros, a montante da barragem, a fim de melhor monitorar o rebaixamento dos níveis d'água com o tempo (CIRILO *et al.*, 1998)³⁶ (Figura 4).

Uma análise do programa pioneiro no semi-árido nordestino de instalação de barragens subterrâneas, realizado em 1997/98 e que resultou na construção de 400 delas, revelou a presença de insucessos devido à inadequada construção e locação. Como procedimento incorreto na locação, foram observadas: a reduzida espessura do depósito aluvial, a reduzida área de recarga a montante da barragem, a declividade acentuada do substrato

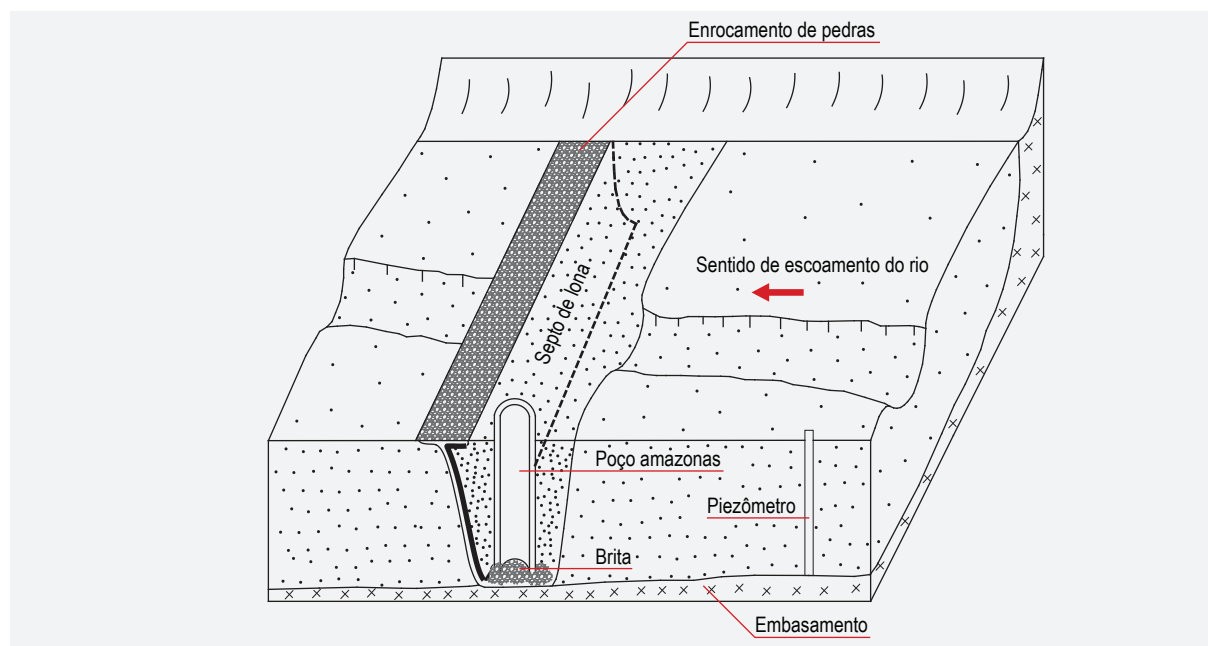
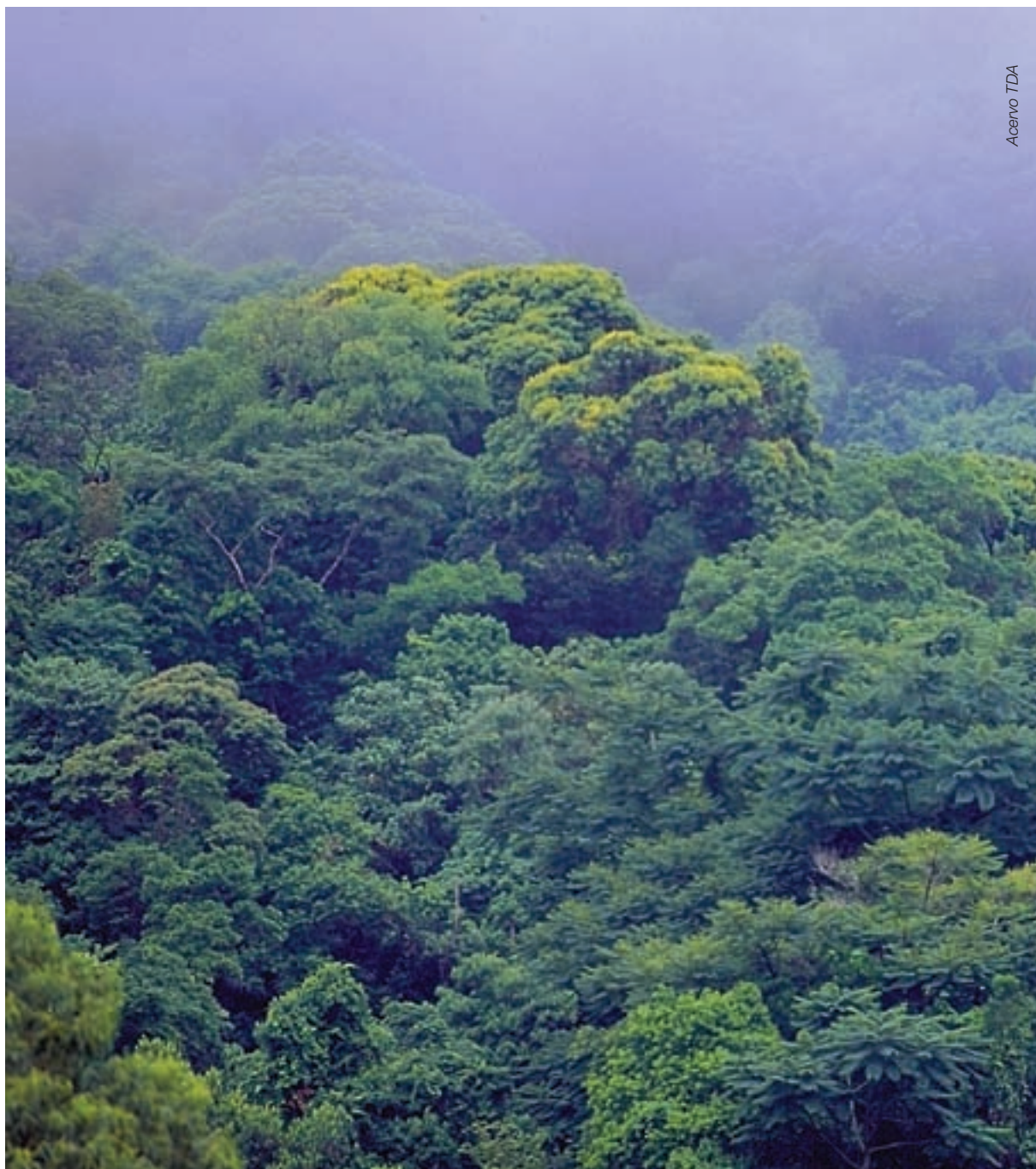


Figura 4 – Esquema de construção de uma barragem subterrânea (Cirilo *et al.*, 1998)



e a presença de soleiras rochosas no leito do rio, dentre outras. As principais falhas na construção dessas barragens foram o uso de tubos pré-moldados completamente impermeáveis em vez de tubos semiporosos, como recomendado, e a não construção do enrocamento de pedras na superfície para reter, por algum tempo, a água que escoar rapidamente na superfície e facilitar a infiltração da água no depósito aluvial (COSTA *et al.*, 2000)⁴⁶.

As barragens têm sido muito usadas por pequenos agricultores com riscos, em médio prazo, de

salinização dos solos. A salinização da água é um dos riscos na implantação da barragem subterrânea e, por isso, recomenda-se a renovação das águas através do poço de bombeamento. A falta de controle quanto à qualidade da água armazenada e a ausência de poços para bombeamento, que permitam a sua renovação anual, pode comprometer a qualidade da água. Caso as águas dos riachos que escoam naquela região possuam alguma salinidade, progressivamente poderá haver uma concentração de sais nos solos da área, proporcionada pela evaporação da água (COSTA *et al.*, 2000)⁴⁶.



7 ÁGUAS MINERAIS

Uma forma muito comum de consumo de águas subterrâneas, principalmente nos centros urbanos do Brasil, é por meio de águas engarrafadas, denominadas genericamente de “águas minerais”. Esta atividade envolve um mercado que movimenta em torno de U\$ 450 milhões/ano, com crescimento anual de 20% desde 1995 e grande possibilidade de expansão, já que o *per capita* de consumo nacional é cerca de 8 vezes inferior ao da Europa e da América do Norte (QUEIROZ, 2004)¹¹².

No Brasil, existem 672 concessões de lavra de água mineral, potável de mesa, distribuídas em 156 distritos hidrominerais com uma produção da ordem de 5,0 bilhões de litros/ano, que está relacionada a uma rede de 732 poços e fontes naturais com vazões que vão desde 700 l/h até mais de 450.000 l/h. A distribuição destas concessões é apresentada na Figura 5. Dos pontos de água cadastrados, 56% correspondem a fontes e 44% a poços, e mais de 50% estão concentrados na região Sudeste (QUEIROZ, 2004)¹¹².

A diferenciação entre águas minerais e potáveis de mesa é realizada pelo Código de Águas Minerais, instituído pelo Decreto-Lei nº 7.841, de 1945. As primeiras são aquelas que possuem composição química ou propriedades físico-químicas distintas das águas comuns, com características que lhe conferem uma ação medicamentosa. As águas potáveis de mesa são aquelas que preenchem as condições de potabilidade. As águas, de acordo com o Código de Águas Minerais, podem ser classificadas, também, quanto às características permanentes (composição química) e inerentes (gases e temperatura).

Com a disseminação do uso da água engarrafada, o conceito de propriedade medicinal da água mineral, originalmente existente, foi reduzido. Apesar disso, as estâncias hidrominerais e termais ainda ocupam papel de destaque, por representarem uma importante atividade econômica associada ao uso da água e pelo incentivo ao turismo. São exemplos de pólos turísticos e estâncias Caxambu, São Lourenço e Poços de Caldas,



Poço Churrascaria Belmonte - PI

em Minas Gerais, Águas de Lindóia e Serra Negra, em São Paulo, e Caldas Novas, em Goiás.

Segundo Queiroz (2004)¹¹², em relação à qualidade, as águas minerais apresentam as seguintes características físico-químicas:

- Resíduo seco: 48% apresentam baixo teor de mineralização (menos que 100 mg/l), 49% têm mineralização média a elevada (100 a 600 mg/l) e 3% são elevadas a fortemente mineralizadas (600 a 1.200 mg/l).
- Dureza: 79,4% são brandas (menos de 50 mg/l de CaCO_3), 13,6% são pouco duras (50 a 100 mg/l), 5,5% são duras (100 a 200 mg/l) e 1,5% é muito dura (mais que 200 mg/l).
- pH: os valores variam entre 4,0 e 9,8, sendo que 67% possuem pH ácido (menor que 7), 25% têm pH alcalino (maior que 7) e 8%, pH neutro (pH igual a 7).

A proteção das reservas de águas minerais é uma questão muito importante. A Portaria nº 231 de 1998, do Departamento Nacional de Produção Mineral, estabelece a necessidade de delimitação de perímetros de proteção ao redor da captação. São definidas três zonas:

- Zona de Influência, que está associada ao perímetro imediato da captação, onde são permitidas apenas atividades inerentes ao poço ou fonte e tem, por finalidade, promover a sua proteção microbiológica.
- Zona de Transporte, definida entre a área de recarga e o ponto da captação, para a proteção contra contaminantes mais persistentes.
- Zona de Contribuição, que abrange a área de recarga de uma captação e também objetiva a proteção contra contaminantes mais persistentes.

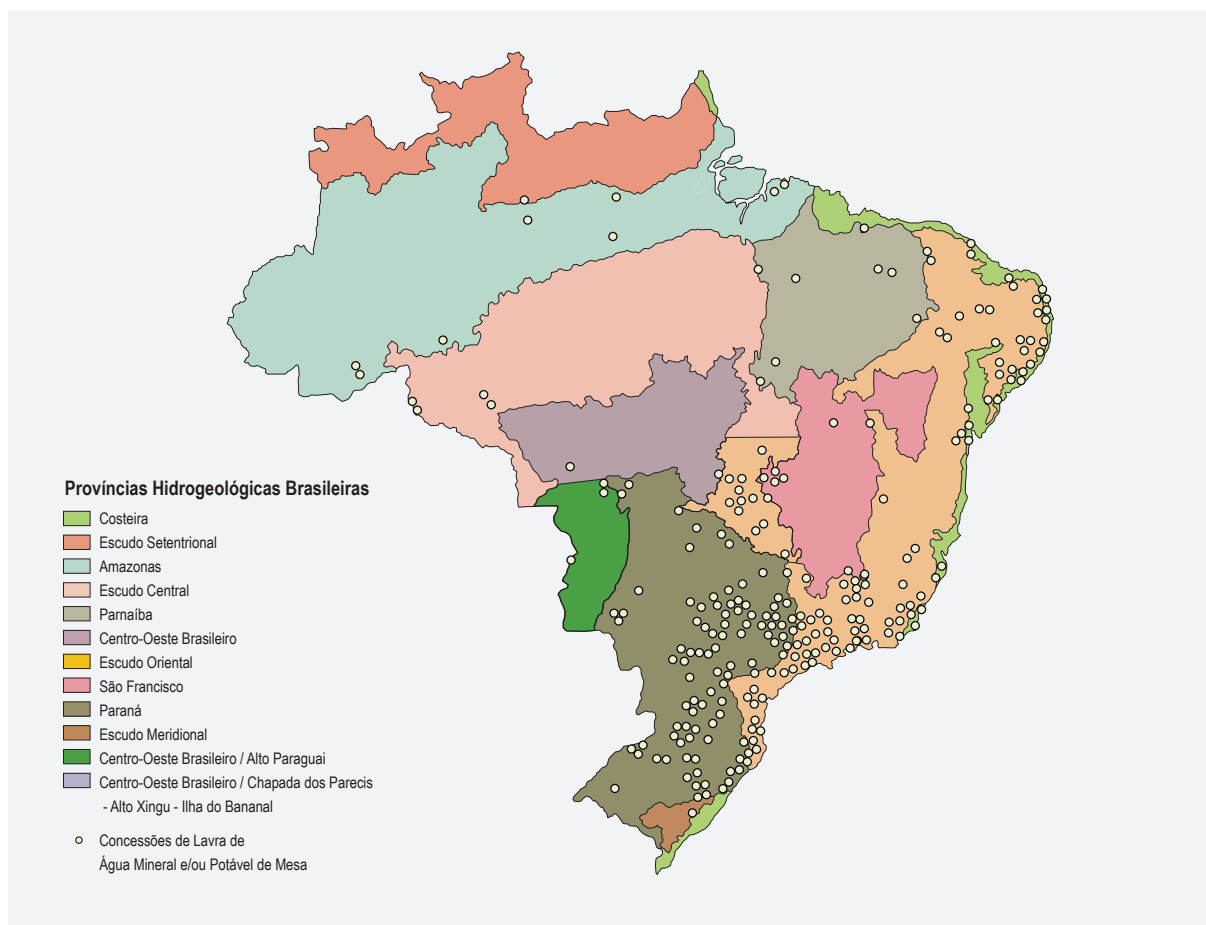


Figura 5 – As províncias hidrogeológicas do Brasil e as áreas de concessão de lavra de águas minerais e/ou águas potáveis de mesa (adaptado de Queiroz, 2004)





8 FONTES DE CONTAMINAÇÃO

As atividades antrópicas representam risco aos aquíferos e à qualidade das águas subterrâneas. São descritas, a seguir, as principais fontes potenciais de contaminação do manancial subterrâneo.

Construção dos poços

A forma de construção do poço é fundamental para garantir a qualidade da água captada e maximizar a eficiência da operação do poço e a exploração do aquífero. Essa questão encontra-se regulamentada por meio de duas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) publicadas em 1990. O projeto de poço para captação de água subterrânea é regulamentado pela norma ABNT NBR-12.212 de 1992, que prevê a elaboração de especificações técnicas de construção, planilha orçamentária e croquis construtivos. O projeto executivo deve seguir as normas técnicas para construção de poços, apresentada na norma ABNT NBR-12.244 de 1990.

No Brasil, o crescimento da utilização de águas subterrâneas foi acompanhado da proliferação de poços construídos sem critérios técnicos adequados. A perfuração de poços, nestes casos, e com locais inadequados, coloca em risco a qualidade das águas subterrâneas, à medida que cria uma conexão entre águas mais rasas, mais suscetíveis à contaminação, com águas mais profundas e menos vulneráveis.

A Resolução nº 15 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 2001, considera que toda empresa que execute perfuração de poço tubular profundo deve ser cadastrada junto aos conselhos regionais de engenharia, arquitetura e agronomia e os órgãos estaduais de gestão de recursos hídricos, e apresentar as informações técnicas necessárias, semestralmente, sempre que solicitado.

Entre os principais fatores construtivos dos poços tubulares, que podem representar risco de contaminação das águas subterrâneas, estão:

- Não isolamento das camadas indesejáveis durante a perfuração, como, por exemplo, a parte de rochas alteradas mais superficiais, que são mais vulneráveis à contaminação.
- Ausência de laje de proteção sanitária e altura inadequada da boca do poço.
- Proximidade com pontos potencialmente contaminantes da água, como fossas, postos de gasolina e lixões.
- Não desinfecção do poço após a construção.
- Não cimentação do espaço anelar entre o furo e o poço, que facilita a entrada de águas superficiais.



Poço Churrascaria Fonte Tropical — PI

A Resolução nº 15, do CNRH, considera que poços abandonados e desativados devem ser adequadamente lacrados, a fim de que não se tornem possíveis fontes de contaminação para o aquífero.

Para exemplificar estes problemas, no Estado do Piauí, foi realizado um levantamento das características construtivas de poços (ANA, 2004)¹. A presença do perímetro interno de proteção do poço foi avaliada em 584 poços, sendo que em 271 (46%) deles era ausente. A falta de perímetro é caracterizada pela ausência de muro ou cerca, ou seja, a restrição a qualquer atividade que não seja a de operação dos poços. Outra forma de proteção da qualidade das águas é a instalação de lajes de cimento. Entre 571 poços analisados sob esse aspecto, 281 (49%) não possuíam este tipo de proteção. De um total de 642 poços, em 80 (12%) não existia vedação (sem tampa), fator que representa risco para a contaminação das águas subterrâneas. Foi estimado ainda o risco de contaminação das águas subterrâneas pela proximidade de fossas, cemitérios, depósitos de lixo e falta de vedação. Nessa análise, 265 poços apresentaram alto risco de contaminação assim distribuídos: 194 estavam em operação, 34 paralisados, 28 abandonados e 9 em construção.

De forma geral, a presença de coliformes nas águas subterrâneas está associada a poços mal construídos, sem laje de proteção e tubo de boca, sem perímetro de proteção e sob influência de rios poluídos, locados inadequadamente ou mal protegidos (CETESB, 2004a)³⁹. A inadequação do filtro e pré-filtro à formação geológica normalmente reflete em problemas de cor e turbidez da água subterrânea. Por isso, é comum que vários estudos mostrem freqüentemente que estes parâmetros não atendem aos padrões de potabilidade no caso das águas subterrâneas.

No caso específico dos poços rasos, também conhecidos como cacimbas, que normalmente apresentam grande diâmetro (1 a 2 m), além dos pontos anteriormente descritos, é fundamental o acabamento da parte superior, que tem a função de vedar o poço, protegendo, assim, o aquífero e a água, e propiciando segurança ao usuário. Também é importante a colocação do revestimento interno do

poço, que evita o desmoronamento das paredes da escavação, proporcionando a proteção de infiltrações superficiais e facilitando a sua limpeza.

Saneamento

No Brasil, o índice médio de domicílios com esgotamento sanitário é de 50,6%. Em relação ao tratamento dos esgotos, os resultados são ainda mais preocupantes, pois o índice nacional médio de tratamento dos esgotos gerados na área urbana é de apenas 28,2% (SNIS, 2003)¹³³. Este quadro deficitário gera impacto não apenas sobre os rios, mas influi diretamente sobre a qualidade da água subterrânea, especialmente nas zonas urbanas. A falta de saneamento representa um risco às águas subterrâneas por meio da infiltração por fossas negras, do escoamento superficial, que acaba infiltrando no solo, e pelo vazamento de redes de esgoto. Este quadro é especialmente crítico nas cidades em que existe uma elevada densidade populacional e, portanto, alta taxa de produção de esgotos.

De forma geral, o impacto do lançamento de esgotos sobre a qualidade das águas subterrâneas pode ser detectado por meio de elevadas concentrações de nitrato e do surgimento de bactérias patogênicas e vírus. Normalmente a qualidade microbiológica é analisada por meio de coliformes totais e fecais, e estreptococos. Os coliformes totais são utilizados apenas como indícios de contaminação. Atualmente, a espécie *Escherichia coli* é considerada o melhor indicador de contaminação fecal, visto que algumas espécies de bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes fecais podem ser encontradas em outras fontes que não fezes.

Cabe ressaltar que a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde considera que em poços, fontes e nascentes, tolera-se a presença de coliformes totais, na ausência de *Escherichia coli* e/ou coliformes termotolerantes, desde que sejam investigadas a origem da ocorrência e tomadas providências imediatas de caráter corretivo e preventivo e realizada nova análise de coliformes.

De forma geral, os poços tubulares, por captarem água a maiores profundidades que os poços rasos, são menos susceptíveis à contaminação principalmente

por fossas e vazamentos de redes de esgoto. A seguir são apresentados alguns estudos que mostram o impacto dos problemas sanitários sobre a qualidade da água subterrânea.

Rosa *et al.* (2004)¹¹⁸ avaliaram 63 poços rasos tipo cacimba, localizados em áreas urbana e rural de Campo dos Goytacazes (RJ), e encontraram em 28,36% deles a presença de *Escherichia coli*, em 70,15% coliformes totais e em 44,78% coliformes fecais. A contaminação foi atribuída à proximidade entre fossa e poço.

O aquífero Jaciparaná, que é constituído por sedimentos de origem fluvial e colúvio-aluvial, com intercalações de areia, argila e silte com idade terciário-quadernária, é utilizado para abastecimento da cidade de Porto Velho. Foram coletadas amostras de água em 30 poços tubulares. Os teores de nitrato variaram de 0,64 a 26,43 mg/l, sendo que 23% das amostras apresentaram valores acima do padrão de 10 mg/l. A contaminação foi atribuída à elevada densidade populacional, associada ao uso de fossas (CAMPOS *et al.*, 2004)²⁸.

Na zona urbana de Manaus, foi avaliada a qualidade da água subterrânea em 120 poços selecionados em 6 bairros. Deste total, 61% apresentavam profundidades entre 5 e 40 m. A análise bacteriológica realizada revelou que 60,5% apresentaram água inadequada para o consumo, por causa da presença de coliformes termotolerantes, e em 75% das amostras foi detectada a presença de coliformes totais. Concentrações fora dos padrões de potabilidade foram obtidas para ferro, amônia e nitrato. Os problemas de qualidade da água, na região estudada, foram relacionados à falta de saneamento (apenas 21,4% das residências estavam ligadas à rede de esgoto), proximidade poço-fossa inferior a 20 m e má construção dos poços (COSTA *et al.*, 2004)⁴⁷.

No aquífero fraturado, formado pelos metassedimentos do Grupo Cuiabá, foi detectada a presença de coliformes totais e fecais em, respectivamente, 50% e 38%, de um total de 162 poços analisados. Estes problemas foram relacionados aos problemas de saneamento básico da região e a inadequadas

técnicas construtivas dos poços tubulares profundos (MIGLIORINI, 2004)⁹⁶.

Em 15 poços situados em propriedades rurais na área de São José do Rio Preto (SP) foram realizadas 4 etapas de coleta de água (PIRANHA; PACHECO, 2004)¹⁰⁷. Foram detectados coliformes totais (89,6% das amostras) e coliformes fecais (27,5% das amostras). Os vírus foram analisados em apenas uma etapa de coleta, tendo sido constatada a presença de adenovírus em 53,3% das amostras e vírus da hepatite em 20,0% delas. Os adenovírus são responsáveis por infecções oculares, respiratórias e gastrointestinais. Os parâmetros físico-químicos mais frequentemente em desacordo com os limites preconizados pela legislação competente foram turbidez, cor, pH, sólidos totais dissolvidos, nitratos e cloretos. A área caracteriza-se pela ausência de esgotamento sanitário, com inúmeras fossas ativas e desativadas, e poços de captação da água com problemas construtivos.

Na região de Unaí, em Minas Gerais, foi realizado um estudo que diagnosticou que a principal fonte de contaminação da água subterrânea era a proximidade dos poços em relação a currais, pocilgas, granjas ou áreas de pastagens. De um total de 107 poços analisados, em 57% das amostras analisadas, foram detectados coliformes totais e em 24%, estreptococos fecais, sendo estes frequentemente mais numerosos que os coliformes fecais (relação média de 5,0). Não foi detectada a presença de organoclorados, originários de agrotóxicos. Adicionalmente, os poços mal construídos e abandonados constituíam caminhos preferenciais para a contaminação dos aquíferos (MOURÃO *et al.*, 2000)¹⁰⁰.

Resíduos sólidos

Um dos grandes problemas resultantes do crescimento populacional e do desenvolvimento tecnológico e industrial é a disposição e tratamento dos resíduos sólidos. Este problema é especialmente crítico nas áreas urbanas.

Nas zonas rural e urbana, os índices de domicílios particulares permanentes com coleta de lixo, no ano de 2002, eram, respectivamente, de 17,4% e 95,3% (IBGE, 2002b)⁷⁴.

Sob o aspecto ambiental e de preservação das águas subterrâneas, o ponto mais importante é a questão do chorume produzido a partir do lixo. A decomposição anaeróbica da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos produz gases e chorume. Os gases gerados são o sulfídrico, metano, e mercaptano, que possuem odor desagradável, sendo o metano inflamável com risco de provocar explosões. O chorume é um líquido negro formado por compostos orgânicos e inorgânicos, apresenta altas concentrações de matéria orgânica e metais pesados. A infiltração do chorume contamina o solo e pode atingir a água subterrânea.

A destinação do lixo produzido é, portanto, uma questão crítica sob o ponto de vista do meio ambiente e da saúde humana. Os aterros sanitários exigem a impermeabilização do terreno, sistema de drenagem, cobertura do material depositado, tratamento do chorume e captação dos gases produzidos pela decomposição do lixo. O lixão é uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Os resíduos lançados nos lixões acarretam problemas à saúde humana, como proliferação de vetores de doenças, geração de maus odores, e, principalmente, poluição do solo e das águas subterrânea e superficial.

No Brasil, em 2000, foram produzidos, diariamente, aproximadamente 162 mil toneladas de lixo urbano (IBGE, 2002a)⁷³. Em termos de destinação dos resíduos sólidos urbanos coletados no País, observa-se a seguinte distribuição: 47,1% vão para aterros sanitários, 22,3% para aterros controlados e 30,5% para lixões. Esses números se referem às porcentagens do lixo coletado. Quando se consideram as porcentagens relativas ao número de municípios, a maioria deles ainda tem lixões. Os dados mostram que 63,6% dos municípios dispõem seus resíduos sólidos em lixões, 13,8% em aterros sanitários, 18,4% em aterros controlados e 4,2% não informaram o destino (IBGE, 2002a)⁷³.

A escolha, portanto, do local de disposição dos resíduos sólidos é muito importante. Como exemplo, áreas com alto grau de vulnerabilidade, que apresentam nível de água raso e elevada

permeabilidade favorecem a migração de contaminantes em subsuperfície.

Os impactos do chorume sobre os aquíferos já foram estudados em algumas áreas do País e são exemplificados a seguir.

Estudo realizado em lixão, situado em Feira de Santana (BA), revelou que, entre 27 parâmetros analisados, apenas nitrito, cromo total e mercúrio situaram-se dentro dos valores máximos permitidos estabelecidos pela Portaria 1469/2000. Destacaram-se os altos valores obtidos de condutividade, cloreto, sódio, magnésio, sólidos totais e bicarbonatos. Foram observados altos valores de DBO, indicativos da contaminação orgânica. Por outro lado, no caso do grupo dos metais pesados, apenas o chumbo e o ferro apresentaram valores significativamente elevados. O chorume, no local, apresentou concentrações de cobre, chumbo, mercúrio, cádmio e cromo inferiores a 0,1 mg/l (SANTOS *et al.*, 2004)¹²⁴.

Em Belo Horizonte foram pesquisadas duas diferentes situações: um lixão que funcionou de 1967 a 1972, e um aterro sanitário que funcionou de 1972 até 2004. A pesquisa revelou elevado índice de contaminação por metais (Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb) na água subterrânea sob o lixão desativado há 30 anos, enquanto o aterro sanitário enviava o chorume sem qualquer tratamento para um córrego, possibilitando a sua infiltração para contaminar as águas subterrâneas. Esse chorume apresentava elevadíssimas concentrações dos mais variados metais, além de altas taxas de contaminação bacteriológica (coliformes fecais e de estreptococos fecais) (COSTA, 2004)⁴³.

Em Santo Antônio da Posse (SP), localizado na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, foi iniciada em 1974 a operação do aterro Mantovani, que recebia resíduos de mais de 60 indústrias. Em 1987, o aterro foi fechado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), a agência ambiental paulista, devido a várias irregularidades. Estima-se que na região foram dispostas 320 mil toneladas de resíduos que contaminaram o aquífero freático local com diversas substâncias, tais como organoclorados e metais pesados. Muitos moradores que viviam em chácaras vizinhas ao aterro utilizavam a água subterrânea

por meio de poços. Medidas emergenciais foram tomadas na área apenas no ano de 2001.

Agricultura

O desenvolvimento da agricultura no País, nas duas últimas décadas, está diretamente relacionado ao aumento da área cultivada e da produtividade. A este último fator está associado mais diretamente o uso de fertilizantes e agrotóxicos.

O aumento da produtividade da agropecuária fez com que, de 1992 a 2002, a quantidade de fertilizantes utilizada em terras brasileiras tenha crescido duas vezes e meia. Em 2002, para 53,5 milhões de hectares plantados, o Brasil utilizou 7,6 milhões de toneladas de fertilizantes. No mesmo ano, apenas Paraná e Rio Grande do Sul consumiram 2,1 milhões de toneladas (IBGE, 2004)⁷⁵.

Os três principais nutrientes exigidos pelas culturas são o nitrogênio (N), potássio (K_2O) e fósforo (P_2O_5). A utilização por área destes fertilizantes no Brasil, no ano de 2002, foi de 33,93 kg/ha de nitrogênio, 52,50 kg/ha de fósforo e 57,19 kg/ha de potássio, totalizando 143,62 kg/ha (IBGE, 2004)⁷⁵. O uso intensivo destes compostos nas culturas propicia o aparecimento destes compostos nas águas subterrâneas.

Entre estes elementos, o nitrogênio é aquele que apresenta maior impacto sobre a água subterrânea, ocorrendo principalmente na forma de nitrato. Este composto apresenta alta mobilidade na água subterrânea, podendo contaminar extensas áreas.

Em relação aos agrotóxicos, o Brasil está entre os maiores consumidores do mundo. Embora o consumo de agrotóxicos revele tendência de aumento com o tempo, a toxicidade dos produtos vem diminuindo. Entre os mais utilizados estão os herbicidas (58% do total), associados ao modelo de plantio direto (sem revolver a terra), que favorece o crescimento de ervas daninhas. Depois aparecem os inseticidas (13% do consumo) e fungicidas (11% do consumo). Em 2001, para 50,7 milhões de hectares de área plantada, o Brasil utilizou 158,7 mil toneladas de agrotóxicos, com uma média de 3,13 kg/ha em 2001 (IBGE, 2004)⁷⁵.

A experiência internacional mostra que, em áreas de intensa atividade agrícola nas zonas de recargas dos aquíferos, são cada vez mais comuns as ocorrências de agrotóxicos na água subterrânea.

Vários países regulamentam as concentrações máximas permissíveis de pesticidas em águas para o consumo humano. No Brasil, o Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe, entre outros, sobre a pesquisa, a experimentação e a produção de agrotóxicos, seus componentes e afins. A Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e o seu padrão de potabilidade, que inclui as concentrações máximas de alguns pesticidas organoclorados em água para abastecimento humano. A Resolução nº 20 do CONAMA, de 18 de junho de 1986, determina o limite máximo de alguns pesticidas organoclorados, organofosforados e carbamatos que podem estar presentes nas águas de classe 1. Contudo, muitos inseticidas, fungicidas e grande parte dos herbicidas, que são utilizados rotineiramente nas áreas agricultáveis do Brasil, não foram normatizados por essas legislações (BARRETO *et al.*, 2004)¹⁸. Mais recentemente, a Resolução nº 357 do CONAMA, de 17 de março de 2005, que substitui a Resolução nº 20, acrescentou alguns pesticidas a categorias de águas de classe 1, como a atrazina, simazina e alacloro.

No Brasil, são ainda escassos os trabalhos que avaliam a presença de fertilizantes e agrotóxicos em áreas de agricultura e, em especial, nas áreas de recarga, onde os aquíferos tendem a ser mais vulneráveis. Por isso, a dimensão do problema ainda não é conhecida. A seguir serão apresentados alguns estudos já desenvolvidos.

No País, os Estados de Alagoas, Minas Gerais, São Paulo e Paraná são grandes produtores de cana-de-açúcar. A fertirrigação é amplamente usada nessas áreas e consiste em usar a vinhaça (ou vinhoto) como fertilizante. A vinhaça é um resíduo do processo de destilação do álcool e da fabricação do açúcar, e é rico em potássio, cálcio, magnésio, enxofre e micronutrientes. Cada litro de álcool fabricado

gera por volta de 13 litros de vinhaça com diferentes teores de potássio de acordo com a origem. Na região de Alagoas, os excedentes da vinhaça são acumulados em lagoas, que recebem um grande volume na época da safra, para infiltração através de sulcos no terreno. No município de Rio Largo, da Grande Maceió, foram observadas alterações físico-químicas em poços tubulares do sistema aquífero Barreiras. A contaminação pela vinhaça foi evidenciada por altas concentrações de elementos como potássio (126 mg/l) e magnésio (154 mg/l) (CAVALCANTE *et al.*, 1994)³³. A contaminação da água subterrânea em área cultivada com cana-de-açúcar também foi constatada em Paripueira (AL), conforme análises físico-químicas realizadas durante o período de 1983 a 1996, que apresentaram valores de pH decrescentes de 6,4 a 4,24, e valores crescentes de nitratos entre 0,20 e 8,25 mg/l (CAVALCANTE *et al.*, 1996 *apud* FERREIRA NETO *et al.*, 2002)^{33,61}.

Foi realizada a análise da presença em água subterrânea dos pesticidas utilizados em região de cultivo de algodão no Mato Grosso. Dentre os compostos analisados, foram detectados a atrazina, metolacolor, carbofuram, parationa-metílica, imidacloprido e diurom, todos em baixas concentrações. A ocorrência destes compostos em águas de poços tubulares, com profundidades variando de 12 a 70 m, mostra a vulnerabilidade das águas subterrâneas na região de estudo, especialmente devido ao uso continuado dos pesticidas na lavoura da região (SOUZA *et al.*, 2004).

Estudos desenvolvidos pela Embrapa Meio Ambiente em áreas de recarga do aquífero Guarani, na região de Ribeirão Preto (SP), revelaram a presença do herbicida tebuthiuron em água subsuperficial e também em um poço tubular com cerca de 53 m de profundidade, embora em concentrações abaixo daquelas consideradas críticas pela Organização Mundial de Saúde e pela Diretiva da Comunidade Econômica Européia (GOMES *et al.*, 2001 *apud* SPADOTTO *et al.*, 2004)¹³⁷.

Foi estudada a presença de pesticidas em água subterrânea do município de Tianguá (CE), que está situado em uma região onde a principal

atividade econômica é a agricultura (BARRETO *et al.*, 2000)¹⁸. Foi realizado um levantamento preliminar dos principais pesticidas usados na região e, em função disso, foram definidos os parâmetros a serem analisados. A água dos poços e da fonte monitoradas era utilizada, principalmente, para consumo humano e para a irrigação. A profundidade dos poços variava de 4 a 102 m. A atrazina, simazina e metil paration estavam em desacordo com os valores máximos permitidos pela Portaria nº 518, do Ministério da Saúde, e pela Resolução nº 20 do CONAMA. Mesmo não fazendo parte da lista dos agrotóxicos usados nas áreas agrícolas do município de Tianguá, o alfa-clordano foi detectado em amostra de um dos poços monitorados. O clordano é um inseticida organoclorado pouco solúvel em água, conhecido pelos seus efeitos tóxicos no meio ambiente e, por isso, seu uso tem sido proibido em muitos países. A presença desse composto indica a sua longa persistência no meio ambiente e, provavelmente, mesmo não sendo mais usado nas culturas da região, sua presença continua sendo constatada após um longo período.

A qualidade da água de irrigação pode afetar ainda diretamente a agricultura por meio da salinização dos solos, que ocorre pela interação eletroquímica entre os sais e a argila, reduzindo sua permeabilidade e afetando a disponibilidade de água para a planta. Além disso, certos elementos, como cloreto, sódio, boro e nitrato, podem se tornar tóxicos às plantas ou causar desequilíbrios nutricionais, se presentes em altas concentrações (PORTO *et al.*, 2004)¹⁰⁹. Por isso, a determinação do teor salino e dos principais íons é fundamental para a adequada utilização das águas para irrigação. Como exemplo, Andrade *et al.* (2003)¹¹ compararam o risco de salinização de solos em região semi-árida, quando a irrigação era realizada por águas superficiais do rio Jaguaribe, no Ceará, e por águas subterrâneas de poços profundos da Chapada do Apodi. Os autores concluíram que as águas subterrâneas apresentavam limitação, devido às altas concentrações de cloreto e sódio, podendo desenvolver toxidez nas culturas irrigadas, sendo necessário observar o tipo de cultura e o manejo a ser utilizado.

Indústria

O manuseio de produtos tóxicos contaminantes sem a adoção de normas adequadas e a ocorrência de acidentes ou vazamentos nos processos produtivos, de transporte ou de armazenamento de matérias-primas e produtos da indústria, representam sério risco ao meio ambiente e à saúde humana. A existência de uma área contaminada pode causar restrições ao uso do solo e danos ao patrimônio público e privado, com a desvalorização das propriedades (CETESB, 2004b)⁴⁰.

Normalmente, os contaminantes produzidos pelas indústrias atingem os solos e rios, e, posteriormente, dependendo das condições de vulnerabilidade do aquífero (tipo de solo, profundidade do nível de água, entre outros), podem atingir as águas subterrâneas.

Levantamento recente realizado pelo Ministério da Saúde revela que, no País, existem cerca de 15.000 áreas com contaminação em solo e/ou água e que aproximadamente 1,3 milhões de habitantes estão expostos diretamente nestas regiões. As atividades petroquímicas, de extração mineral, siderúrgicas, fábricas e galpões de agrotóxicos estão listadas como principais causadoras de contaminação.

As indústrias são a segunda atividade que mais contamina no Estado de São Paulo, sendo responsável por 18% das áreas contaminadas. Os principais grupos de contaminantes encontrados nestas áreas foram: combustíveis líquidos, solventes aromáticos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), metais e solventes halogenados (CETESB, 2004b)⁴⁰. Estudo da vulnerabilidade e risco de poluição dos aquíferos no Estado de São Paulo identificou as atividades da indústria química, mecânica, metalúrgica e curtume como de elevado potencial poluidor (IG/CETESB/DAEE, 1997)⁷⁶. Estudo similar, realizado na Região Metropolitana de Campinas, identificou que 90% das indústrias avaliadas apresentavam potencial elevado ou moderado de geração de carga contaminante para os aquíferos. Entre as indústrias, as químicas representavam o maior risco potencial de poluição das águas subterrâneas, com 80% das indústrias classificadas como de elevado potencial. Em seguida, apareciam as indústrias mecânicas, com 50% delas classificadas

como elevado, e as metalúrgicas com 45% (DANTAS *et al.*, 1997)⁵⁴.

Existem vários casos de áreas contaminadas por indústrias. Um exemplo é o de Duque de Caxias (RJ), onde a população da área chamada de Cidade dos Meninos ficou exposta, durante décadas, à ação do hexaclorociclohexano (HCH), um produto altamente tóxico usado como pesticida. Popularmente conhecido como pó-de-broca, parte de sua produção e rejeito foi abandonada na área, em função da desativação da fábrica que funcionou entre 1950 e 1955. O material contaminou o solo, a água subterrânea, a vegetação e a população da região (BRILHANTE; OLIVEIRA, 1998)²³.

Um outro exemplo é o caso da Shell em Paulínia (SP), em que os agrotóxicos organoclorados endrin, dieldrin e aldrin foram encontrados no aquífero freático sob as chácaras localizadas entre a fábrica desativada de agrotóxicos e o rio Atibaia, um dos principais afluentes do rio Piracicaba e que abastece de água, entre outras, as cidades de Americana e Sumaré.

Concentrações de fluoreto, fósforo e nitratos, em águas subterrâneas, que excederam em dezenas e centenas de vezes os limites máximos admitidos pela legislação brasileira, foram identificados em uma região próxima a uma indústria de fertilizantes no distrito industrial de Rio Grande (RS) (MIRLEAN; OSINALDI, 2004)⁹⁷. Essa contaminação foi relacionada à precipitação das emissões industriais, tanto nas proximidades das suas fontes, quanto afastadas delas. Isoladamente, ocorriam anomalias resultantes da lixiviação dos contaminantes diretamente dos depósitos de produtos e de matéria-prima.

Postos de combustíveis

Os hidrocarbonetos que compõe o petróleo são amplamente utilizados na indústria e no transporte. A produção, o manuseio e o transporte de combustíveis envolvem o uso de tanques de armazenamento que são suscetíveis a vazamentos e acidentes, que podem provocar danos ambientais e à saúde humana.

Os hidrocarbonetos de petróleo apresentam, entre seus componentes, compostos depressores do sistema nervoso central e carcinogênicos, como é o caso do benzeno.

A principal forma de contaminação do subsolo por derivados do petróleo é representada pelo vazamento de tanques de armazenamento de combustíveis. Os vazamentos em postos de combustíveis estão associados a problemas de instalação e, principalmente, à corrosão de tanques, normalmente construídos com aço e que apresentam uma vida útil que varia de 10 a 30 anos, com média de 20 anos. Este é um problema especialmente importante nas grandes áreas urbanas. Nos Estados Unidos, o vazamento dos tanques de combustível é reconhecido como a principal fonte de contaminação da água subterrânea.

No Brasil, não é feito regularmente um acompanhamento da questão ambiental relacionada ao vazamento de tanques armazenadores de derivados de petróleo. Entretanto, a experiência internacional indica que o problema deve ser significativo. No País, no ano de 2001, foram comercializados 84,6 milhões de m³ de derivados de petróleo, sendo 43,5 % de óleo diesel, 25,9 % de gasolina C, 15,0 % de gás GLP (gás liquefeito de petróleo), e 10,7 % de óleo combustível. Os outros derivados (querosene de aviação, gasolina de aviação e querosene) responderam por 4,9 %. O número de postos revendedores registrados era de 32.697 em 2001 (ANP, 2002)³.

O reconhecimento do potencial poluidor dos tanques de armazenamento subterrâneo levou à elaboração da Resolução nº 273 do CONAMA, de novembro de 2000, que estabelece que a instalação e a operação de postos revendedores de combustível dependerá de licenciamento prévio do órgão ambiental.

Como exemplo da extensão do problema, na cidade de Belém, verificou-se que 34% dos tanques de armazenamento de combustíveis em postos possuíam mais de 15 anos e que 90% deles estavam situados sobre o aquífero Pós-Barreira, que apresenta elevada vulnerabilidade natural (SIQUEIRA *et al.*, 2002)¹³².

No Estado de São Paulo, em que existe um maior controle ambiental comparativamente com outros Estados do País, os postos de combustíveis são considerados a principal fonte de contaminação. A Companhia de Tecnologia de Saneamento

Ambiental (CETESB) realizou um levantamento das áreas contaminadas no Estado. Em maio de 2002, existiam 255 áreas e, em outubro de 2003, 727 áreas. Em novembro de 2004, foram totalizadas 1.336 áreas contaminadas, das quais 931 registros (69% do total) eram postos de combustíveis. O aumento significativo do número de áreas contaminadas, em 2004, deveu-se ao estabelecimento da obrigatoriedade do licenciamento ambiental dos postos de combustíveis, à ação rotineira de controle sobre as fontes industriais, comerciais, de tratamento e disposição de resíduos, e ao atendimento aos casos de acidentes (CETESB, 2004b)⁴⁰.

Mineração

A atividade mineradora é amplamente distribuída no território nacional e explora os mais diversos minérios. Os seus impactos sobre o meio ambiente, de forma geral, são bem conhecidos e incluem a contaminação de solo, ar, sedimentos, desmatamento e poluição sonora. A questão da contaminação das águas subterrâneas é ainda muito pouco estudada no Brasil.

Uma das poucas áreas no País onde o impacto da mineração sobre os recursos hídricos subterrâneos é bem conhecido, corresponde à região de exploração de carvão nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. A infiltração da água de chuva sobre os rejeitos gerados nas atividades de lavra e beneficiamento alcança os corpos hídricos superficiais e/ou subterrâneos. Essas águas adquirem baixos valores de pH (menores que 3), altos valores de ferro total, sulfato total e outros elementos tóxicos que impedem a sua utilização para qualquer uso e destroem a flora e a fauna aquática (ALEXANDRE; KREBS, 1995 *apud* CPRM, 2002)³⁸. Três bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina são consideradas impactadas pela atividade mineradora de carvão: rio Araranguá, rio Tubarão e rio Urussanga. O volume total de rejeito e estéril depositados nestas bacias perfaz mais de 370 milhões de m³ (JICA, 1997 *apud* CPRM, 2002)³⁸.

Um outro exemplo de degradação da qualidade da água subterrânea é da estância hidromineral de Barreiro, em Araxá (MG). Em 1960, iniciou-se na região

a lavra a céu aberto de fosfato e nióbio. Em 1978, foi detectada a interferência da atividade minerária no manancial subterrâneo, consequência do rebaixamento do nível freático na mina de fosfato. Posteriormente, em 1982, constatou-se a contaminação das águas subterrâneas por cloreto de bário, resíduo do beneficiamento do minério de nióbio. Desde então, diversos estudos e ações mitigadoras procuraram amenizar o impacto ambiental das atividades mineradoras e industriais. As águas subterrâneas estão parcialmente comprometidas pelo bário, encontrado naturalmente nas águas profundas do aquífero granular, e o cloreto de bário oriundo do processamento do minério. Além disso, existem 39 poços desativados, por motivos diversos, sem terem sido adequadamente cimentados, de maneira a evitar os riscos de contaminação direta ao aquífero (BEATO *et al.*, 2000)¹⁹.

Cemitérios

A contaminação de águas subterrâneas por cemitérios está relacionada à alteração da qualidade química das águas e à presença de microrganismos existentes nos corpos em decomposição. Existe o risco de doenças de veiculação hídrica, que causam fortes distúrbios gastrintestinais, tais como vômitos, cólicas e diarreias. As mais comuns, no Brasil, são a hepatite, a leptospirose, a febre tifóide e a cólera.

Estudos realizados em cemitérios dos municípios de São Paulo e de Santos (MATOS; PACHECO, 2002; PACHECO *et al.*, 1991)^{84,105} constataram a contaminação do aquífero freático por microrganismos oriundos da decomposição dos corpos sepultados. Matos e Pacheco (2002)⁸⁴ mostraram que as sepulturas provocam um acréscimo na quantidade de sais minerais (bicarbonato, cloreto, sódio e cálcio), de metais (ferro, alumínio, chumbo e zinco), de bactérias heterotróficas e proteolíticas, e clostrídios sulfito-redutores, causando ainda um decréscimo do oxigênio dissolvido nas águas subterrâneas. Também foram identificados enterovírus e adenovírus nas águas subterrâneas. Migliorini (1994)⁹⁵ observou o aumento na concentração de íons e de produtos nitrogenados nas águas subterrâneas do Cemitério Vila Formosa em São Paulo. A presença de bactérias e produtos nitrogenados no aquífero freático também foi constatada por Marinho (1998)⁸² no Cemitério São João Batista, em Fortaleza.

Reconhecendo os cemitérios como fonte potencial de contaminação, em 2003, o CONAMA publicou a Resolução nº 335, que dispõe sobre licenciamento ambiental de cemitérios, estabelecendo, entre outros, distância mínima de 1,5 m entre o fundo das sepulturas e o nível freático máximo, e obrigando a destinação ambiental e sanitariamente adequada dos resíduos sólidos em cemitérios.





9 PROTEÇÃO DE AQÜÍFEROS

A definição da vulnerabilidade natural de um aquífero pressupõe a realização de estudo hidrogeológico para definição das suas características mais importantes como extensão, área de recarga, espessura, profundidade do nível de água, qualidade das águas e parâmetros hidrodinâmicos como condutividade hidráulica. A partir destas informações é possível avaliar a sua vulnerabilidade natural à contaminação.

A proteção dos recursos hídricos subterrâneos é um aspecto crítico, já que os custos de remediação de aquíferos são muito altos e tecnicamente é muito difícil a sua recuperação para as condições originais.

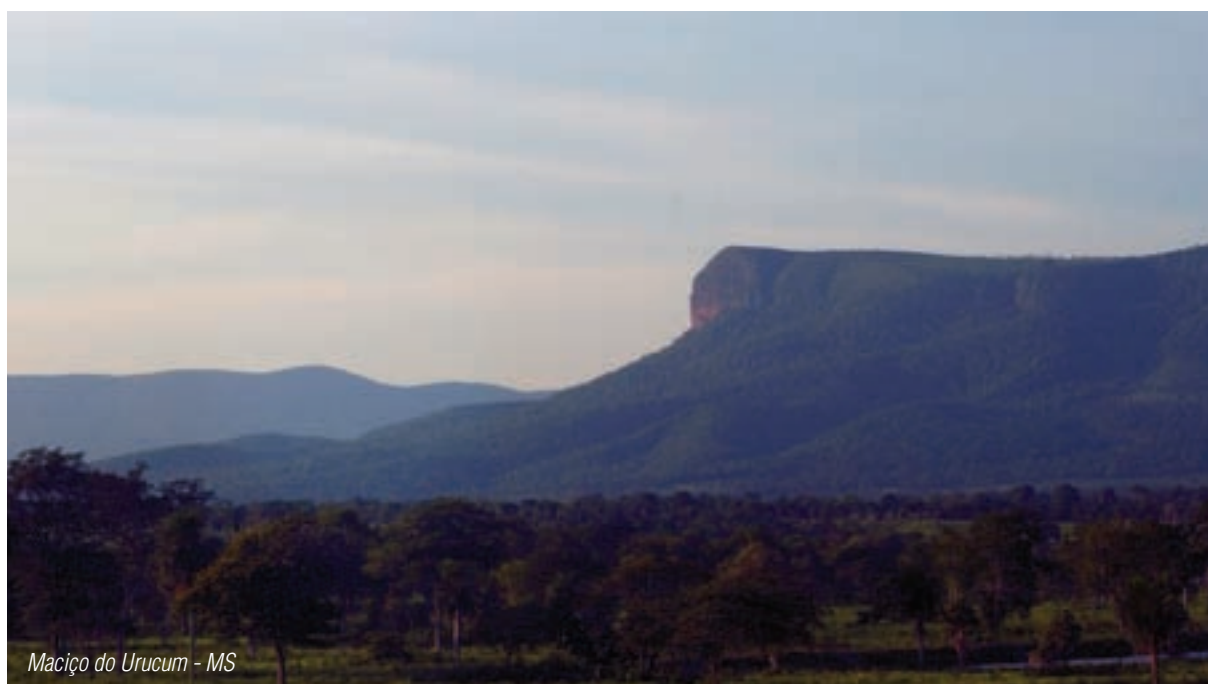
A gestão da qualidade das águas subterrâneas é considerada na legislação federal por meio de duas resoluções do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. A Resolução nº 15, de 2001, estabelece que os Estados devem orientar os municípios sobre as diretrizes de gestão integrada das águas subterrâneas, propondo mecanismos de estímulo à proteção das áreas de recarga dos aquíferos. A Resolução nº 22, de 2002, afirma que os planos de bacia devem explicitar medidas de prevenção, proteção, conservação e recuperação dos aquíferos, sendo que a criação de áreas de uso restritivo

poderá ser adotada como medida para alcance dos objetivos propostos.

A proteção dos aquíferos envolve o conceito de perigo de contaminação, que pode ser definido pela interação e associação entre a vulnerabilidade natural do aquífero e a carga contaminante aplicada no solo ou em subsuperfície (FOSTER; HIRATA, 1988)⁶². Desse modo, pode-se configurar uma situação de alta vulnerabilidade, porém sem perigo de poluição, pela ausência de carga contaminante significativa, ou vice-versa. As áreas críticas, que correspondem àquelas com alta vulnerabilidade e elevada carga poluidora, podem ser então definidas, devendo ser tomadas medidas de prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas.

A vulnerabilidade de um aquífero à poluição significa sua maior ou menor susceptibilidade de ser afetado por uma carga contaminante e considera os seguintes fatores:

- Acessibilidade da zona saturada à penetração de poluentes.
- Capacidade de atenuação, resultante de retenção físico-química ou de reações de poluentes.



Maciço do Urucum - MS

Esses fatores naturais são passíveis de interação com os elementos característicos da carga poluidora:

- Modo de disposição no solo ou em subsuperfície.
- Mobilidade físico-química e a persistência do poluente.

A interação destes fatores permite avaliar o grau de perigo de poluição a que um aquífero está sujeito. Nessa avaliação, deve ser ponderada a essencialidade do recurso hídrico afetado (HIRATA; SUHOGUSOFF, 2004)⁷².

O controle do uso e ocupação do solo, por meio da restrição e fiscalização das atividades antrópicas, é uma das estratégias de proteção da água subterrânea, podendo ter dois enfoques (DIAS *et al.*, 2004)⁵⁶. O primeiro é a proteção geral de um aquífero, identificando áreas mais suscetíveis, de forma a promover um controle regional do uso do solo em toda a sua extensão. O segundo enfoque é a proteção pontual, voltada a uma captação de água subterrânea. Sob esse ponto de vista, a área a ser protegida é aquela denominada de Zona de Contribuição (ZC) ou Zona de Captura, que é a área associada ao ponto de captação, delimitada pelas linhas de fluxo que convergem a este ponto. Como, em geral, a ZC abrange grande extensão, são definidas áreas menores, contidas dentro dela, de forma a viabilizar medidas de proteção mais rígidas quanto mais próximo da captação.

Cabe destacar a diferença entre perímetro da ZC e perímetro de proteção do poço (PPP). O primeiro

é apenas a área onde um dado poço extrai suas águas e que pode ser utilizado na definição de PPP. Já os PPPs são áreas com conotação administrativa, definidos por um instrumento legal, onde se proíbem a instalação de atividades antrópicas específicas (HIRATA; SUHOGUSOFF, 2004)⁷².

A integração das técnicas de mapeamento de vulnerabilidade de aquíferos à contaminação e de perímetros de proteção de poços é fundamental para a proteção das águas (HIRATA; SUHOGUSOFF, 2004)⁷².

No Estado de São Paulo, o estabelecimento de áreas de proteção das águas subterrâneas é definido no Decreto nº 32.955 (de 07/02/1991), que regula a Lei nº 6.134 (de 02/06/1988).

Dias *et al.* (2004)⁵⁶ propõem que sejam estabelecidas as seguintes áreas de proteção de captações de água subterrânea utilizadas para abastecimento:

- O Perímetro Imediato de Proteção Sanitária (PIPS), cujo critério é 10 metros ao redor da captação e tem objetivo de manter a integridade da captação.
- O Perímetro de Alerta (PA), cuja função é promover a proteção microbiológica, onde o critério definido é o de 50 dias de tempo de trânsito. Propõe-se que nesta categoria este critério seja aplicado para aquíferos sedimentares livres, acrescentando-se que, para aquíferos confinados ou fraturados, esta zona compreenda um raio de 50 metros ao redor da captação.
- A Zona Proximal de Restrição e Controle (ZPRC) tem o objetivo de promover a proteção contra





contaminantes pouco degradáveis e, em caso de ocorrência de contaminação, de que possa haver tempo suficiente para a implantação de medidas de remediação. O critério proposto é um tempo de trânsito mínimo de 365 dias (1 ano), desde que a área a montante do poço não ultrapasse a distância máxima de 1 km. O limite desta zona deve considerar também as características hidrogeológicas particulares da região como, por exemplo, englobar as áreas de maior vulnerabilidade.

- A Zona Distal de Restrição e Controle (ZDRC) tem o objetivo de proteger toda a área de recarga da captação, isto é, sua ZC. Entretanto, algumas vezes a área pode compreender grandes extensões, com tempos de trânsito da água muito longos. Assim, propõe-se que esta zona compreenda ou uma área delimitada pela isócrona de 10 anos de tempo de trânsito ou toda a ZC, optando-se por aquela que se estenda por uma área menor.

No Brasil, são ainda escassos os estudos sobre a questão de proteção e vulnerabilidade de aquíferos. O Estado de São Paulo propôs, de forma pioneira, critérios técnicos para a adoção de perímetros de proteção de poços (DIAS *et al.*, 2004)⁵⁶. Em algumas regiões do País, de grande demanda por água, já foram realizados estudos para a determinação da vulnerabilidade e/ou perigo de contaminação. São exemplos:

- Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição no Estado de São Paulo, em escala

1:1.000.000, para identificar as áreas mais vulneráveis e as atividades com maior potencial poluidor. Foram identificadas 6 áreas críticas, sendo que algumas atividades industriais foram classificadas como de elevado potencial poluidor (IG/CETESB/DAEE, 1997)⁷⁶.

- Estudo da vulnerabilidade na região noroeste da área metropolitana de Belém (BANDEIRA *et al.*, 2004)¹⁵. Os principais sistemas aquíferos da região são o Barreiras, Pós-Barreiras e Pirabas.
- Estudo da vulnerabilidade do aquífero Serra Geral na região de Londrina (PR) (SANTOS *et al.*, 2004)¹²⁴.
- Estudo da vulnerabilidade na região de Araraquara (SP). Os principais sistemas aquíferos da região são o Guarani, Serra Geral, Bauru e os sedimentos recentes (MEAULO, 2004)⁸⁵.
- Estudo da vulnerabilidade do aquífero Beberibe no setor norte da Região Metropolitana de Recife, que subsidia a elaboração do “Estudo da vulnerabilidade e propostas de área de proteção de aquíferos da faixa de praia costeira norte de Pernambuco” (LIMA FILHO; MELO, 2004)⁷⁸.

Por fim, cabe destacar que os estudos de proteção das águas subterrâneas dependem diretamente das atividades antrópicas e, portanto, só se tornarão efetivos se forem incorporados aos planos diretores de uso e de ocupação dos solos dos municípios.



10 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

De forma geral, as águas subterrâneas, no País, são de boa qualidade com propriedades físico-químicas e bacteriológicas adequadas a diversos usos, incluindo o consumo humano. Na sua forma natural, as principais restrições que eventualmente existem são:

- Problemas localizados de elevada dureza e/ou sólidos totais dissolvidos nas regiões de ocorrência de rochas calcárias, como, por exemplo, nos sistemas aquíferos Bambuí e Jandaíra, que podem restringir alguns usos. Este efeito está associado à dissolução promovida pela água subterrânea nestas rochas.
- Elevados valores de sólidos totais dissolvidos nas porções mais profundas dos aquíferos, especialmente nas partes confinadas das bacias sedimentares, como é o caso do Guarani, Açu e Serra Grande. Devido às condições de circulação lenta, a água subterrânea se enriquece em sais minerais em profundidade.
- Elevados valores de sólidos totais dissolvidos nos poços que exploram os aquíferos fraturados (terrenos cristalinos) do semi-árido nordestino. O uso de dessalinizadores tem sido uma alternativa para o aproveitamento destas águas. Questões como o destino dos rejeitos produzidos no processo de dessalinização e a manutenção dos equipamentos são aspectos importantes no gerenciamento que ainda necessitam de uma solução. O uso de aluviões e barragens subterrâneas, desde que tecnicamente bem planejadas, são alternativas importantes para o abastecimento de água com boa qualidade.
- Ocorrência natural nas rochas de minerais cuja dissolução, localmente, gera águas com concentrações acima do padrão de potabilidade. É o caso do ferro nas águas de sistemas aquíferos como Alter do Chão, Missão Velha e Barreiras, e de flúor no Bambuí, Guarani e Serra Geral. As concentrações de ferro não apresentam risco à saúde humana, mas podem provocar problemas como sabor metálico e incrustação em poços. Recentemente, foram descritos os

primeiros casos de excesso de fluoreto nos poços que captam água do aquífero sedimentar e cristalino da Região Metropolitana da Cidade de São Paulo (MARTINS NETTO *et al.*, 2004)⁸³. Diversos estudos realizados no Estado do Rio Grande do Sul têm mostrado também elevados valores de fluoreto nas águas subterrâneas (LOBO *et al.*, 2000; COSTA *et al.*, 2004)^{79,47}. É conhecida ainda a ocorrência de elevados teores de cromo em águas do sistema aquífero Bauru-Caiuá que, muitas vezes, inviabiliza o seu uso.

Uma comprovação da qualidade das águas do subsolo do País é o grande uso de águas minerais e potáveis de mesa para consumo humano, especialmente nos grandes centros urbanos. Esse mercado movimenta anualmente cerca de US\$ 450 milhões (QUEIROZ, 2004)¹¹².

Embora as águas subterrâneas possuam uma qualidade natural muito boa, as atividades antrópicas, nas últimas décadas, têm comprometido significativamente alguns aquíferos. Os principais problemas identificados são:

- Perfuração de poços sem a elaboração de projetos construtivos e sem seguir normas técnicas é uma realidade comum em todo o País. A inadequada construção, sem vedação sanitária, de poços rasos e profundos pode torná-los fontes pontuais de contaminação das águas subterrâneas, pela conexão direta que eles proporcionam entre a superfície e as porções mais rasas do aquífero com as partes mais profundas. A questão do adequado fechamento de poços abandonados e desativados também é fundamental para a proteção dos aquíferos.
- Proliferação indiscriminada de poços, que gera problemas de superexploração dos aquíferos, provocando o significativo rebaixamento do nível freático e que tem indiretamente comprometido a qualidade das águas. É o caso do aquífero Beberibe, em que o superbombeamento induz o movimento de águas salinizadas do aquífero Boa Viagem por drenança vertical.

- Carência dos sistemas de saneamento é uma realidade comum em todo o País e, em especial, nas zonas rurais e subúrbios dos grandes centros urbanos. Nessas áreas, é bastante comum a associação do uso de poços rasos e profundos com fossas negras. Nesse caso, é comum a contaminação microbiológica e por nitratos das águas subterrâneas. Este problema já foi bem estudado e caracterizado na área de ocorrência do sistema aquífero Barreiras, em cidades como São Luís, Fortaleza, Belém e Natal, contudo é também generalizado no País.

- Excessivo bombeamento de poços na região costeira, que aumenta a intrusão da cunha de água do mar, gera problemas de salinização das águas. Já existem indícios de intrusão salina, por exemplo, nos aquíferos costeiros da região oceânica de Niterói (RJ) (SILVA JÚNIOR *et al.*, 2000)¹³¹ e no sistema aquífero Barreiras, nas cidades de São Luís, Macaé, e em áreas do Estado do Rio de Janeiro.

- Disposição inadequada de resíduos sólidos em lixões. O chorume, líquido resultante da decomposição do lixo, infiltra e atinge os aquíferos. Um cenário bastante comum no País é a presença de famílias vivendo próximas a lixões e que acabam consumindo a água subterrânea local. A impermeabilização da base do aterro, a drenagem e o tratamento do lixiviado são fundamentais para a proteção dos recursos hídricos subterrâneos.

- Atividade industrial em que a disposição inadequada de resíduos sólidos, associada a eventuais acidentes, contamina o solo e a água subterrânea. Como exemplos existem os casos de Paulínia (SP) e de Duque de Caxias (RJ).

- Vazamentos de tanques de armazenamento de postos de combustíveis. Alguns compostos presentes nos combustíveis, como o benzeno, são cancerígenos. A dimensão do problema no Brasil ainda é pouco conhecida, mas a julgar pela experiência internacional, ela deve ser expressiva. No Estado de São Paulo, os líquidos combustíveis representam o principal grupo de contaminantes e o armazenamento de combustíveis é considerado a principal atividade contaminadora.

- O uso de insumos agrícolas, como agrotóxicos (inseticidas, herbicidas, pesticidas e fungicidas, entre outros) e fertilizantes tem grande potencial de contaminação difusa. Para exemplificar, entre as diversas origens propostas para a ocorrência de elevadas concentrações de nitrato nas águas subterrâneas do sistema aquífero Bauru-Caiuá, está o uso de fertilizantes. O impacto da atividade agrícola sobre a qualidade das águas subterrâneas no País ainda é desconhecida, em função dos poucos estudos realizados sobre o tema. O comportamento em subsuperfície de muitos agroquímicos, em termos de mobilidade e biodegradação, ainda não foi adequadamente avaliada.

- Os impactos da mineração sobre os recursos hídricos subterrâneos são ainda pouco conhecidos no Brasil. Uma das poucas áreas em que o conhecimento sobre o assunto é razoável ocorre no Estado de Santa Catarina, onde a mineração de carvão compromete a qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

A informação sobre a qualidade das águas subterrâneas no País existe de forma dispersa e está concentrada, principalmente, nos aquíferos localizados próximos às capitais. Há uma carência de estudos sistemáticos sobre os aquíferos em um contexto regional e a qualidade química e microbiológica de suas águas.

Uma medida fundamental para o gerenciamento da qualidade da água subterrânea é o estabelecimento de uma rede de monitoramento de poços. A avaliação espacial e periódica da qualidade da água, que normalmente apresenta uma variação sazonal, só pode ser obtida por um monitoramento sistemático. No País, apenas São Paulo, Minas Gerais e Distrito Federal possuem redes. A de São Paulo está distribuída por todo o Estado e teve seu monitoramento iniciado no ano de 1990. Em Minas Gerais, a rede ocupa a região norte do Estado e a amostragem foi iniciada em 2005. O Distrito Federal iniciou o monitoramento em 2006 em algumas áreas de maior demanda por água subterrânea. Outras redes existentes no País são a da Região

Metropolitana de Recife e do aquífero Jandaíra, na região de Baraúna (RN).

Vários estudos realizados sobre águas subterrâneas por órgãos estaduais propõem a criação de redes de monitoramento para aquíferos específicos sem que isso seja efetivamente realizado. São necessários, portanto, esforços no sentido de criação de uma rede de monitoramento nos Estados que permita caracterizar a qualidade natural das águas subterrâneas e que permita diagnosticar os efeitos antrópicos. Recomenda-se que esse monitoramento seja priorizado nas regiões em que a demanda de água subterrânea seja mais significativa.

A informação disponível no País sobre a qualidade de água subterrânea é ainda bastante limitada, também, quanto ao número de parâmetros analisados. Normalmente a análise química das águas envolve determinações de sólidos totais dissolvidos e alguns íons maiores. São escassos os dados e os estudos sobre parâmetros como compostos orgânicos, que são relacionados à atividade industrial, e nitrato e pesticidas, que são normalmente associados à agricultura. Sem esses tipos de dados não é possível avaliar adequadamente a influência destas atividades na contaminação dos aquíferos.

Uma outra etapa fundamental no gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos é a questão da proteção das águas subterrâneas. Nesse sentido, o planejamento da ocupação de áreas de recarga e o zoneamento dos aquíferos, segundo sua vulnerabilidade natural, de forma a orientar a ocupação futura do solo pelos planos diretores, é fundamental. Tal ação é de particular relevância nas áreas críticas em que a demanda por água subterrânea é elevada e onde são fortes as tendências de crescimentos populacional, industrial e agrícola.

A legislação federal já contempla a questão da proteção dos aquíferos e da qualidade da água

subterrânea. A Resolução nº 15 do CNRH, de 2001, considera que os órgãos integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos deverão orientar os municípios para que, em consonância com os planos de recursos hídricos, sejam propostos mecanismos de estímulo à proteção das áreas de recarga dos aquíferos. A Resolução nº 22 do CNRH, de 2002, afirma que, no conteúdo mínimo dos planos de recursos hídricos, deverão ser apresentadas as medidas de uso e proteção dos aquíferos e deverá ser realizada uma estimativa das fontes pontuais e difusas de poluição, e a avaliação das características e usos do solo. Todas essas atividades conduzem à definição da vulnerabilidade e risco de poluição das águas em associação com as características do zoneamento territorial. Nesse sentido, a mesma resolução propõe a criação de áreas de uso restritivo, que poderá ser adotada como medida de alcance dos objetivos propostos nos planos de recursos hídricos.

Cabe destacar que o instrumento da outorga é o mecanismo capaz de garantir a sustentabilidade e proteção dos aquíferos, e a qualidade da obra de captação da água subterrânea. No Estado de Minas Gerais, o número de outorgas para uso de águas subterrâneas é de aproximadamente 55%, que representa 14% em termos de volume (SCHVARTZMAN; DINIZ, 2001 *apud* RAMOS; MARTINS, 2002)¹¹³.

Os critérios para emissão da outorga deverão ser baseados em estudos sobre a disponibilidade hídrica subterrânea e considerar a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação.

Por fim, a efetiva gestão integrada dos recursos hídricos, na bacia hidrográfica, deve contemplar os aspectos de quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas como componentes de um ciclo único.



11 REFERÊNCIAS

- 1 AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas do abastecimento de água do Estado do Piauí. Abastecimento de sedes municipais com menos de 5.000 habitantes**. 2004. Brasília – DF. CD-ROM.
- 2 AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil**. Brasília, ANA. 2005. 123 p.
- 3 AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO (ANP). 2002. **Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo e do Gás Natural**. Brasília, ANP. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/conheca/anuario_estat.asp#>. Acesso em: 20 de dez. de 2003
- 4 AGUIAR, R. B.; CORDEIRO, W. Monitoramento/gestão de água subterrânea em microáreas estratégicas da Região Metropolitana de Fortaleza – RMF. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 5 AGUIAR, R. B.; SANTIAGO, M. F.; MENDES FILHO, J.; FRISCHKORN, H. A origem dos sais nas águas subterrâneas dos aquíferos costeiros no município de Caucaia. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 6 ALMEIDA, F.M.; MATTA, M.A.S.; DIAS, E.R.F.; SILVA, D.P.B.; FIGUEIREDO, A.B. Qualidade das águas subterrâneas do sistema aquífero Barreiras na bacia hidrográfica do Tucunduba – Belém/PA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 7 ALMODOVAR, M.L.N. **A origem natural da poluição por cromo no aquífero Adamantina, município de Urânia (SP)**. 1999. 199 p. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) - Instituto de Geociências. São Paulo: Universidade de São Paulo.
- 8 ALVARENGA, C.J.S. **Geologia e prospecção dos grupos Bambuí e Paranoá na Serra São Domingos - MG**. 1978. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências. Brasília: Universidade de Brasília.
- 9 AMORE, L.; SURITA, C. Caracterização e perspectivas de uso da energia geotermal do Sistema Aquífero Guarani. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 10 AMORIM, M.C.C.; PORTO, E.R.; MATOS, A.N.B.; SILVA, DF Diagnóstico de dessalinização de água salobra subterrânea em municípios do Estado da Paraíba – Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 11 ANDRADE, E.M.; CRUZ, M.G.M.; MEIRELES, A.C.M.; LEMOS FILHO, L.C.A.; ARRUDA, F.E.R. Risco de toxidade das culturas irrigadas com águas superficiais e subterrâneas em região semi-árida do Baixo Jaguaribe, Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15. Curitiba: ABRH, 2003. CD-ROM.
- 12 ARAÚJO, L.M.; FRANÇA, A.B.; POTTER, P.E. Hydrogeology of the Mercosul aquifer system in the Paraná and Chaco-Paraná basins, South America, and comparison with the Navajo-Nugget aquifer system, USA. **Hydrogeology Journal**, n. 7, p. 317-336. 1999.
- 13 ARAÚJO, P.P.; TANCREDI, A.C.F.N.S. Nitrato em aquífero freático na Amazônia Oriental. Cidade de Santa Izabel do Pará – Brasil. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 14 ARAÚJO, P.P.; TANCREDI, A.C.F.N.S. Aquífero aluvionar como alternativa para o abastecimento público, em Santana do Araguaia, sudeste do Estado do Pará. In: CONGRESSO BRASI-

- LEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 15 BANDEIRA, I.C.N.; ALMEIDA, F.M.; DIAS, E.R.F.; MATTA, M.A.S.; FIGUEIREDO, A.B.; MENDES, J.M.C. Aspectos de vulnerabilidade natural dos sistemas aquíferos da bacia do Paracuri, Belém/PA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
 - 16 BARBOUR, E.D.A.; DIAS, C.L.; CASARINI, D.C.P.; LEMOS, M.M. Qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
 - 17 BARISON, M.R.; CHANG, H.K. Parâmetros hidrogeoquímicos regionais do sistema aquífero Bauru no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
 - 18 BARRETO, F.M.S.; ARAÚJO, J.C.; NASCIMENTO, R.F. Caracterização da carga de agrotóxico presente na água subterrânea em Tianguá – Ceará (Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
 - 19 BEATO, D.A.C.; VIANA, H.S.; DAVIS, E.G. Avaliação e diagnóstico hidrogeológico dos aquíferos de águas minerais do Barreiro do Araxá, MG – Brasil. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
 - 20 BITTENCOURT, A.V.L.; ROSA FILHO, E.R.; HINDI, E.C.; BUCHMANN FILHO, A.C. A influência dos basaltos e de misturas com águas de aquíferos sotopostos nas águas subterrâneas do sistema aquífero Serra Geral na bacia do rio Piquiri, Paraná – BR. **Revista Águas Subterrâneas**, n. 17, p. 67-75. 2003.
 - 21 BOMFIM, L.F.C.; GOMES, R.A.D. Aquífero Uruçua – Geometria e espessura: idéias para discussão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
 - 22 BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004.**
 - 23 BRILHANTE, O. M.; OLIVEIRA, R. M. (1998) Environmental health risk assessment of a site contaminated by pesticides: Duque de Caxias, State of Rio de Janeiro, Brazil. In: Inter-American Congress of Sanitary and Environmental Engineering, 16., Lima – Peru, 1998. Lima, 1998. Disponível em: <<http://www.ihs.nl/downloads/>>. Acesso em: 26 de abril 2005.
 - 24 BUCHMANN FILHO, A.C.; ROSA FILHO, E.F.; HINDI, E.C.; BITTENCOURT, A.V.L.; NADAL, C.A.; FERREIRA, F.J.F. Aspectos da química da água subterrânea da Formação Serra Geral no âmbito da bacia hidrográfica do rio Piquiri – PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
 - 25 CABRAL, J.J.S.P.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; DEMÉTRIO, J.G.A.; MANOEL FILHO, J.; FARIAS, V.; FRAGOSO JÚNIOR, L.A.V.; PAIVA, A.L.R. **Avaliação preliminar dos níveis potenciométricos de poços na Planície de Recife.** 2002. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. Maceió: ABAS, 2002. CD-ROM.
 - 26 CAETANO, L.C.; PEREIRA, S.Y. Água subterrânea no município de Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brasil. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
 - 27 CAMPOS, H.C.N.S. Contribuição ao estudo hidrogeoquímico do Grupo Bauru no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5. **Anais...** São Paulo: ABAS, 1988. p. 122-132.

- 28 CAMPOS, J.C.V.; SILVA FILHO, E.P.; OLIVEIRA, I.R. Contaminação do aquífero Jaciparaná na cidade de Porto Velho (RO). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 29 CARNEIRO, C.E.C.D.; SANTIAGO, M.M.F.; FRISCHKORN, H. MENDES FILHO, J.; FORSTER, M. Oxigênio-18, deutério e condutividade elétrica para caracterização da água subterrânea no Vale do Gurguéia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.
- 30 CARVALHO JÚNIOR, E.R.; MELO, J.G. Comportamento hidrogeológico do aquífero Açú na região de Apodi – RN. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11.. Fortaleza: ABAS/AHL-SUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 31 CASTRO, V.L.L.; DUARTE, M.A.C.; PACHECO, A. Desenvolvimento urbano e industrial no curso inferior da bacia do rio Doce e os efeitos impactantes no sistema aquífero lacustre Extremoz – RN: Análise preliminar. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 32 CASTRO, V.L.L.; OLIVEIRA, W.D.; LIZÁRRAGA, G.; CARLOS, M.F.; DINIZ FILHO, J.B.; MELO, J.G. Ações e procedimentos de gestão adotados no aquífero Jandaíra – região de Baraúna/RN. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 33 CAVALCANTE, A.T.; BARROS, C.M.R.; WANDERLEY, P.R.M.; SANTOS, R.C.; SANTOS, R.Q. Impactos ambientais sobre os aquíferos na Grande Maceió – AL. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 8., Recife, 1994. Anais... Recife: ABAS, 1994. p. 190-199.
- 34 CAVALACANTE, I.N.; VERÍSSIMO, L.S.; REBOUÇAS, A.C. Aspectos qualitativos das águas subterrâneas na Região Metropolitana de Fortaleza – CE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.
- 35 CHANG, H.K. **Projeto de Proteção Ambiental e Desenvolvimento Sustentável do Sistema Aquífero Guarani**. Atividade 3b: Uso atual e potencial do aquífero Guarani-Brasil. GEF/Banco Mundial/OEA, 2001. 34 p.
- 36 CIRILO, J.A.; COSTA, W.D. PONTES, M.; MAIA, A.Z. Barragem subterrânea: Um programa pioneiro em Pernambuco. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 4. Campina Grande: ABRH, 1998. CD-ROM.
- 37 COMPANHIA DE PESQUISA E RECURSOS MINERAIS (CPRM). Programa de recenseamento de fontes de abastecimento por água subterrânea no Estado de Ceará. Fortaleza, 1998.
- 38 COMPANHIA DE PESQUISA E RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Perspectivas do meio ambiente do Brasil – Uso do subsolo**. CPRM, 2002. 54 p.
- 39 COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo – 2001 – 2003. CETESB, 2004a. 106 p.
- 40 COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo Novembro / 2004. 2004 b. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/relacao_areas.asp> Acesso em: 12 fev. de 2005.
- 41 COMPANHIA PERNAMBUCANA DE RECURSOS HÍDRICOS (CPRH). Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br>> Acesso em: 5 fev. de 2005.
- 42 CORTEZ, C. M. B.; TAGLIARINI, E.M.; TANCREDI, A. C. F. N. S. Utilização de águas minerais dos aquíferos do Grupo Barreiras na região de Belém (PA). In: CONGRESSO MUNDIAL IN-

- TEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 43 COSTA, A.B.; LOBO, E.A.; KIRST, A.; SOARES, J.; GOETTEMES, C.H. Estudo comparativo da concentração de flúor, pH e condutividade elétrica da água subterrânea dos municípios de Santa Cruz do Sul, Venâncio Aires e Vera Cruz, RS, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 44 COSTA, A.M.R.; WAICHMAN, A.; APARÍCIO DOS SANTOS; E. E. Uso e qualidade da água subterrânea na cidade de Manaus. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 45 COSTA, W.D. Água subterrânea e o desenvolvimento sustentável do semi-árido nordestino. In: **Projeto ÁRIDAS**. Brasília: Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenação da Presidência da República, 1994. 53 p. (GT II – Recursos Hídricos, Versão Preliminar).
- 46 COSTA, W.D. Riscos potenciais e reais decorrentes da super-exploração das águas subterrâneas no Recife – PE. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 47 COSTA, W.D. Contaminação da água subterrânea por resíduo sólido no município de Belo Horizonte – MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 48 COSTA, W.D.; COSTA FILHO, W.D. A gestão dos aquíferos costeiros de Pernambuco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 49 COSTA, W.D.; MANOEL FILHO, J.; SANTOS, A.C.; COSTA FILHO, W.D.; MONTEIRO, A.B.; SOUZA, F.J.A. Zoneamento de exploração das águas subterrâneas na cidade do Recife – PE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.
- 50 COSTA, W.D.; CIRIL, J.A.; ABREU, G.H.F.G.; COSTA, M.R. O aparente insucesso das barragens subterrâneas em Pernambuco. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 51 COSTA FILHO, W.D.; SANTIAGO, M.F.; COSTA, W.D.; MENDES FILHO, J.M. Estudo da qualidade das águas subterrâneas na planície do Recife. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.
- 52 COSTA FILHO, W.D.; SANTIAGO, M.F.; COSTA, W.D.; MENDES FILHO, J.M. Isótopos estáveis e a qualidade das águas subterrâneas na planície do Recife. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.
- 53 COSTA FILHO, W.D.; COSTA, W.D. Caracterização hidrogeológica do Estado de Pernambuco. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 54 DANTAS, M.G.F.; LIMA, L.F.F.; SOUZA, L.E.; LEMOS, M.M.G.; HIRATA, R. BATELLO, E.R.; CASARINI, D.C.P. Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas na Região Metropolitana de Campinas – SP – por fontes industriais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., Vitória, 1997. **Anais...** Vitória: ABAS, 1997. v. 3, p. 421-430.
- 55 DIAS, F.S.; BRAGANÇA, J.K. Contaminação do manancial subterrâneo por flúor no município de Verdelândia – Minas Gerais. In: CONGRESSO

- BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 56 DIAS, C.L.; IRITANI, M.A.; GUILLAUMON, J.R.; CASARINI, D.C. P. ; OKANO, O.; FERREIRA, L.M.R.; FRISCH, H.; TROEGER, U.; SCHULER, G. Restrições de uso e ocupação do solo em áreas de proteção de aquíferos: conceitos, legislação e proposta de aplicação no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
 - 57 DINIZ FILHO, J.B.; MELO, J.G.; BARROSO, T.T.; DUARTE, U. **Potencialidades e consumo de águas subterrâneas no médio e baixo curso da bacia hidrográfica do rio Ceará-Mirim/RN**. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
 - 58 FARIAS, V.P.; PAIVA, A.L.R.; CABRAL, J.J.S.P.; SUZANA M.G.L. MONTENEGRO, S.M.G.L.; OLIVEIRA, E.M. Considerações sobre a salinização da água subterrânea nos bairros de Ilha do Leite e adjacências na cidade de Recife. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15. Curitiba: ABRH, 2003. CD-ROM.
 - 59 FERNANDES, R.A.; LOUREIRO, C.O. Cadastro e caracterização dos exutórios de água subterrânea na área do gráben Crato-Juazeiro, região do Cariri – Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
 - 60 FERREIRA NETO, J.V.; SANTOS, R.J.Q.; WANDERLEY, P.R.B.; WANDERLEY, P.R.M. ; CAVALCANTE, A.T. Vulnerabilidade natural das águas subterrâneas em área do Tabuleiro do Martins – Maceió – Alagoas – BR. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
 - 61 FERREIRA NETO, J.V.; SANTOS, R.J.Q.; WANDERLEY, P.R.B.; WANDERLEY, P.R.M.; CAVALCANTE, A.T. Vulnerabilidade natural das águas subterrâneas em área do Tabuleiro do Martins – Maceió – Alagoas – BR. **Revista Águas Subterrâneas**, nº 16, p. 57-75. 2002.
 - 62 FOSTER, S.; HIRATA, R. **Groundwater pollution risk evaluation**: the methodology using available data. Lima: CEPIS, 1988. 78p.
 - 63 FRACALLOSSI JÚNIOR, M. Aspectos hidrogeológicos da Bacia do Araripe. Aquíferos Missão Velha e Mauriti. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. **Anais...** Brasília: ABAS, 1986. p. 159-170.
 - 64 FRAGA, C.G. **Origem de fluoreto em águas subterrâneas dos sistemas aquíferos Botucatu e Serra Geral da Bacia do Paraná**. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) - Instituto de Geociências. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1992. 178 p.
 - 65 FREITAS, M.A.; CAYE, B.R.; MACHADO, J.L.F.; ANTUNES, R.B.MIRANDA JUNIOR, G.X. Água subterrânea: um recurso vital para o Oeste Catarinense. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
 - 66 FRISCHKORN, H.; HORN, P.; SANTIAGO, M.M.F.; MENDONÇA, L.A.R. Origem da água no lençol de Fortaleza. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
 - 67 FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS (FGV). **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília, 1998.
 - 68 GABAGLIA, G.P.R; MILANI, E.J (Coordenadores) **Origem e evolução de bacias sedimentares**. Rio de Janeiro: Petrobrás, 1990. 415 p.
 - 69 GIAMPÁ, C.E.Q.; FRANCO FILHO, F.W.B. Modo de ocorrência dos fluoretos nas águas subterrâneas da Formação Serra Geral. Constatação

- em Santa Albertina – São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2. Salvador: ABAS, 1982. p. 299-304.
- 70 GLOBAL ENVIRONMENTAL FUND (GEF); BANCO MUNDIAL (BM); ORGANIZAÇÃO DOS ESTADOS AMERICANOS (OEA). **Projeto de proteção ambiental e desenvolvimento sustentável do sistema aquífero Guarani. Componente a:** Expansão e consolidação da base atual de conhecimento básico. 2001
- 71 GODOY, M.C.T.F.; BOIN, M.N.; SANAIOTTI, D.C.; SILVA, J.B. Contaminação das águas subterrâneas por nitrato em Presidente Prudente – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 72 HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A.V. A proteção dos recursos hídricos subterrâneos no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13.. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 73 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2000.** Rio de Janeiro: IBGE, 2002a. CD-ROM.
- 74 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - 2002.** Rio de Janeiro: IBGE, 2002b. CD-ROM.
- 75 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável - Brasil 2004.** Disponível em: <[http:// www2.ibge.gov.br/pub/](http://www2.ibge.gov.br/pub/)> Acesso em: 20 mar. 2005
- 76 INSTITUTO GEOLÓGICO (IG); COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB); DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** São Paulo: IG, CETESB, DAEE, 1997.
- 77 LEAL, A.S. **As águas subterrâneas no Brasil. Ocorrências, disponibilidades e usos. O Estado das Águas no Brasil.** Brasília: ANEEL, 1999. CD-ROM. (Série Estudos e Informações Hidrológicas e Energéticas. ÁGUA).
- 78 LIMA FILHO, M.; MELO, N.A. Risco à poluição do aquífero Beberibe no setor norte da Região Metropolitana do Recife. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 79 LOBO, E. A.; COSTA, A. B.; KIRST, A. Qualidade das águas subterrâneas, em relação à concentração de íons fluoretos, na região dos Vales do Rio Pardo e Rio Taquari, RS, Brasil. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 80 MANOEL FILHO, J. Exploração de água subterrânea em zona urbana: Caso da Grande Recife – PE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 81 MANOEL FILHO, J.; DINIZ FILHO, J.B. Correlação entre atributos de depósitos aluviais e de bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 8. **Anais...** Recife: ABAS, 1994. p. 54-59.
- 82 MARINHO, A.M.C.P. Contaminação de aquíferos por instalação de cemitérios. **Estudo de caso do Cemitério São João Batista.** Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Ciências, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1988. 88 p.
- 83 MARTINS NETTO, J.P.G.; DINIZ, H.N.; JOROSKI, R.; OKAMOTO, F.S.; FRANÇA, V.C.Ç TANAKA, S.E.; SILVA, V.H.A. A ocorrência de fluoreto na água de poços da Região Metropolitana de São Paulo e novas tecnologias para sua remoção. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

- 84 MATOS, B.; PACHECO, A. Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismos no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12.. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 85 MEAULO, F.J. O mapeamento da vulnerabilidade natural à poluição dos recursos hídricos subterrâneos: O exemplo de Araraquara – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 86 MELO, J.G.; QUEIROZ, J.A. A integração de dados hidrogeológicos, hidrogeoquímicos e de contaminação das águas subterrâneas da região de Natal/RN como indicador dos recursos hídricos explotáveis. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 87 MELO, J.G.; SALIM, J.; DINIZ, J.B. Análise hidrogeológica das aluviões do Alto/Médio Potengi – RN. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 3. **Anais...** Fortaleza: ABAS, 1984. pp. 3-30.
- 88 MELO, J.G.; QUEIROZ, J.A.; HUNZIKER, J. Mecanismos e fontes de contaminação das águas subterrâneas de Natal/RN por nitrato. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.
- 89 MENDES, E.A.A.; NAKANDAKARE, K.C.; SOUZA, M.A.; FERNANDES, A.M.P; SILVEIRA, E.L.; FELTRIN, J. ;GUARDA, M.J. Mananciais subterrâneos no Estado do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 90 MENDONÇA, L.A.R.; FRISCHKORN,H.; SANTIAGO, M.M.F; MENDES FILHO, J. Qualidade da água subterrânea na Chapada do Araripe e sua vulnerabilidade. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 91 MENDONÇA, L.A.R.; SANTIAGO, M.M.F; FERNANDES, M.A.B.; FRISCHKORN H.; LIMA, J.O.G. Mecanismos de salinização dos aquíferos cársticos nas chapadas do Araripe e Apodi. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 92 MENEGASSE, L.N.; COSTA, W.D.; FANTINEL, L.M.; UHLEIN, A.; FERREIRA, E.F.; CASTILHO, L.S. Controle estrutural do fluoreto no aquífero cárstico do município de São Francisco – MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004a. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 93 MENEGASSE, L.N.; FANTINEL, L.M.; CASTILHO, L.S.; FERREIRA, E.F; COSTA, W.D.; UHLEIN, A. Experiência de investigação da fluorose dentária relacionada ao consumo de água subterrânea em São Francisco, Minas Gerais: aplicação de métodos de geologia médica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13, Cuiabá, 2004b. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 94 MENTE, A. As condições hidrogeológicas do Brasil. In: FEITOSA, F.A.; MANOEL FILHO, J. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997, p. 323-340.
- 95 MIGLIORINI, R.B. **Cemitérios como fonte de poluição em aquíferos. Estudo do Cemitério Vila Formosa na bacia sedimentar de São Paulo.** 1994. 74 p. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia) – Instituto de Geociências. São Paulo: Universidade de São Paulo.
- 96 MIGLIORINI, R.B. Qualidade físico-química e bacteriológica de águas subterrâneas em meio urbano. Região de Cuiabá e Várzea Grande – MT. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

- 97 MIRLEAN, N.; OSINALDI, G.M. Impacto da indústria de fertilizantes sobre a qualidade de água subterrânea. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 98 MONTEIRO, A.B.; BARBOSA, D.L.; CABRAL, J.J.S.P.; FILHO, T.T. Hidroquímica do aquífero Barreiras no bairro de Jordão – Recife – Pernambuco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 99 MORAIS, F.; GALVÃO, M.J.T.G. Domínios hidrogeológicos no meio fissural do Alto Vale do Rio Moxotó – PE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.
- 100 MOURÃO, M.A.A.; SOARES, A.G.; SIMÕES, E.J.M.; OLIVEIRA, E.S.; BRITO, R.M.D.A.; BEATO, D.A.C.; VIANA, H.S. Caracterização hidroquímica e avaliação de uso das águas subterrâneas na microrregião de Unaí, bacia do São Francisco, NW de Minas Gerais – Brasil. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 101 MOURÃO, M.A.A.; LIMA, J.E.S.; MONTEIRO, E.A. Os sistemas aquíferos do norte do Estado do Espírito Santo: Potencial de exploração e diagnóstico atual de aproveitamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 102 NEGRÃO, F.I.; LIMA, N.R.P.; ANDRADE, J.B.M.; MASCARENHAS, H.M. Monitoramento em rede de poços equipados com dessalinizadores no semi-árido do Estado da Bahia: resultados preliminares. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 103 NOBRE, M.M.M.; NOBRE, R.C.M. Uso sustentável de águas subterrâneas na Região Metropolitana de Maceió. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 104 OLIVEIRA, J.N.; WENDLAND, E. Estudo sobre a mudança dos NE em São José do Rio Preto, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 105 PACHECO, A.; MENDES, J.M.B.; MARTINS, T.; HASSUDA, S.; KIMMELMANN, A.A. Cemetries - a potential risk to groundwater. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 11, p. 97-104. 1991.
- 106 PEREIRA, S.N.; SANTOS, A.F.D. Avaliação preliminar dos aquíferos Poti/Piauí, Longá e Cabeças no município de José de Freitas – PI. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 107 PIRANHA, J.M.; PACHECO, A. Vírus em águas subterrâneas usadas para abastecimento de comunidades rurais do município de São José do Rio Preto (SP). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 108 PORTO, E.R.; SILVA JUNIOR, L.G.A.; ARAUJO, O.J.; AMORIM, M.C.C. Usos alternativos para água subterrânea no semi-árido brasileiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 109 PORTO, E.R.; BRITO, L.T.L.; SOARES, J.M. Influência no solo da salinidade do rejeito da dessalinização usado para irrigação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

- 110 PROJETO ÁGUA SUBTERRÂNEA NO NORDESTE DO BRASIL (PROASNE). **Modelamento matemático da área de recarga do Aquífero Açu, Rio Grande do Norte**. Disponível em: <http://proasne.net/acufinalreport.html>. Acesso em: 15 nov. 2004.
- 111 PROJETO DE PROTEÇÃO AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SISTEMA AQUIFERO GUARANI. GEF/Banco Mundial/OEA. **Componente a: expansão e consolidação da base atual de conhecimento básico**. 2001.
- 112 QUEIROZ, E.T. Diagnóstico de águas minerais e potáveis de mesa do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 113 RAMOS, M.L.S.; MARTINS, J.C. Abordagem preliminar do uso da água subterrânea em Minas Gerais através do instrumento de outorga. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 114 RAMOS, M.L.S.; PAIXÃO, M.M.O.M. **Disponibilidade hídrica de águas subterrâneas – Produtividade de poços e reservas exploráveis dos principais sistemas aquíferos**. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), 2003. 41 p.
- 115 REBOUÇAS, A.C. Groundwater in Brazil. **Episodes**, v. 11, n. 3, p. 209-214. 1988.
- 116 REGINATO, P.A.R.; STRIEDER, A.J. Caracterização hidroquímica dos aquíferos fraturados da formação Serra Geral na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13.. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 117 RÊGO, J.C.; ALBUQUERQUE, J.P.T.; VIEIRA, L.J.S. Reativação de perímetros de irrigação através da exploração de aquíferos aluviais – O caso Sumé. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13. Belo Horizonte: ABAS, 1999. CD-ROM.
- 118 ROSA, C.C.B.; ALMEIDA, F.T.; SANTOS JÚNIOR, E.L.; ALVES, M.G.; MARTINS, M.L.L. Qualidade microbiológica de água de poços provenientes de áreas urbanas e rurais de Campos do Goytacazes (RJ). 2004. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 119 ROSA FILHO, E.F.; HINDI, E.C. GIUSTI, D.A.; NADAL, C.A. Utilização das águas subterrâneas no abastecimento público das cidades paranaenses. **Boletim Paranaense de Geociências**, nº 46, p. 13-23. 1998.
- 120 SANTIAGO, M.M.F.; FRISCHKORN, H.; BEZERRA, A.; BRASIL, R. Medidas hidroquímicas em poços e fontes no Cariri – sul do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo: ABAS, 1988. p. 112-121.
- 121 SANTIAGO, M.F.; CARNEIRO, C.E.D.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J.; SANTIAGO, R.S. Estudo hidroquímico das águas subterrâneas do aquífero Cabeças no Vale do Guruguia – PI. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13. Belo Horizonte, 1999a. Belo Horizonte, ABRH, 1999. CD-ROM.
- 122 SANTIAGO, M.F.; BATISTA, J.R.X.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J.; SANTIAGO, R.S. Mudanças na composição química das águas subterrâneas do município de Picos – PI. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13. Belo Horizonte, 1999b. Belo Horizonte, ABRH, 1999. CD-ROM.
- 123 SANTIAGO, M.M.F.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J. Mecanismos de salinização em águas do Ceará, Rio Grande do Norte e Piauí. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1. e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 124 SANTOS, C.B.; LEAL, L.R.B.; LUZ, J.A.G.; MELLO, J.C. Caracterização do impacto na qualidade das águas subterrâneas causado

- pela disposição dos resíduos sólidos urbanos no aterro municipal da cidade de Feira de Santana – BA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 125 SANTOS, M.M.; KIANG, C.H.; CELLIGOI, A. Índice DRASTIC: método de apoio à avaliação da vulnerabilidade natural de um aquífero local na área urbana de Londrina – PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 126 SILVA, J.S.S.; HIRATA, R.A.C.; FLORES, E.L.M.; DRESSLER, V.L. Novas hipóteses sobre a origem do flúor no sistema aquífero Guarani na Depressão Central gaúcha, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 127 SILVA, M.F.B.; NICOLETTI, A.; ROCCA, A.C.C.; CASARINI, D.C.P. Uso e qualidade das águas subterrâneas para abastecimento público no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.
- 128 SILVA, R.B.G. **Estudo hidroquímico e isotópico das águas subterrâneas do Aquífero Botucatu no Estado de São Paulo.** Tese (Doutorado em Hidrogeologia) - Instituto de Geociências. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1983. 133 p.
- 129 SILVA, R.B.G.; DIOGO, A.; FRALHA JUNIOR, S. Características hidroquímicas do aquífero Botucatu no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2. Anais... Salvador: ABAS, 1982. p. 411-420.
130. SILVA, M.L.; BONOTTO, D.M. Caracterização hidrogeoquímica na Formação Alter do Chão, município de Manaus (AM). In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 131 SILVA JÚNIOR, G.C.; LOWSBY, M.G.; ALVES, M.G.; FERRUCIO, P.L.; MONTEIRO, A.C.; ALMEIDA, R.R. A problemática da intrusão marinha nos aquíferos costeiros do Leste Fluminense: Um estudo de caso – A região oceânica de Niterói. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 132 SIQUEIRA, W.S.; ANJOS, G.C.; SOUZA, E.L. Avaliação preliminar dos riscos potenciais de contaminação das águas subterrâneas por postos de combustíveis. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 133 SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). O diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2003. Brasília: Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2003. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diag_2003.htm> Acesso em: 28 março 2005.
- 134 SOARES FILHO, A.R.; SILVA, F.A.C. O projeto hidrogeológico do Piauí – município de Itainópolis. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 135 SOUSA, S.B. Sistema aquífero da Ilha do Maranhão (MA). In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.
- 136 SOUZA, V.; CARBO, L.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L.; VECCHIATO, A. B.; WEBER, O. L. S.; PINTO, A. A.; SPADOTTO, C. A.; CUNHA, M. L. F. Determinação de pesticidas em águas de poços tubulares em áreas de cultura de algodão na microrregião de Primavera do Leste, Mato Grosso. In: CONGRESSO BRASILEIRO

- RO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 137 SPADOTTO, C.A.; GOMES, M.A. F.; MATALLO, M.B.; LUCHINI, L.C. Previsão da lixiviação do herbicida tebuthiuron no solo e estimativa da concentração em águas subterrâneas em área de recarga do aquífero Guarani. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 138 TEIXEIRA, Z.A.; CORDEIRO, W.; QUESADO JÚNIOR, N.; FRANCA, R.M. Monitoramento da qualidade da água subterrânea no período de outubro de 2003 a maio de 2004 em uma área piloto do Cariri – CE. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8. São Luís: ABAS, 2004. CD-ROM.
- 139 VERÍSSIMO, L.S.; FEITOSA, F.A.C. Aspectos qualitativos das águas subterrâneas da região de Irauçuba, norte do Estado do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.
- 140 ZOBY, J.L.G.; MATOS, B. Águas subterrâneas no Brasil e sua inserção na Política Nacional de Recursos Hídricos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.



Produção:

tdacomunicação
an altran company



**Ministério do
Meio Ambiente**



ISBN 978-85-89629-29-4

