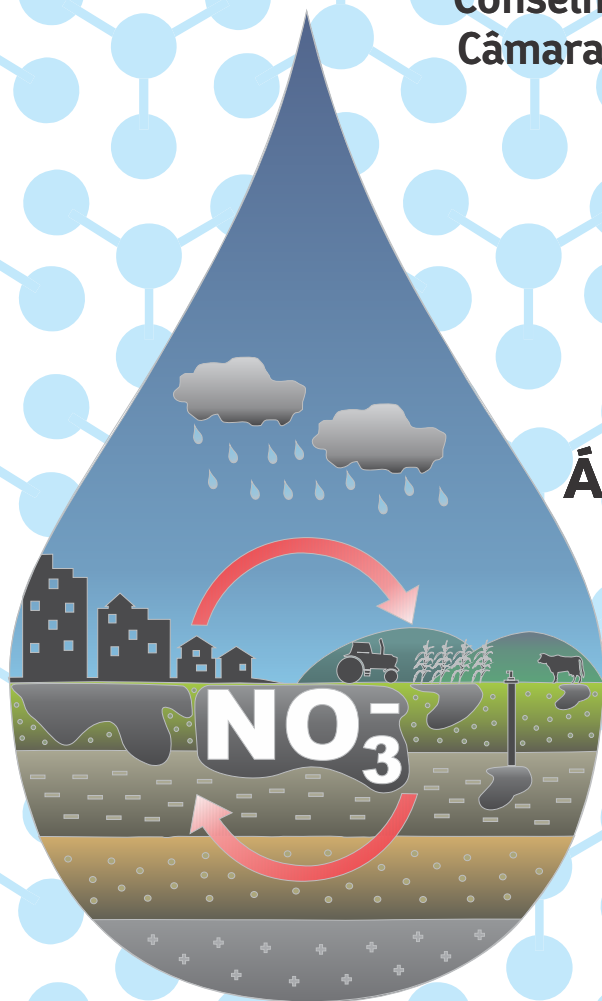


Conselho Estadual de Recursos Hídricos
Câmara Técnica de Águas Subterrâneas



NITRATO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: DESAFIOS FRENTE AO PANORAMA ATUAL

São Paulo, 2019

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO

João Dória - Governador

SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE

Marcos Rodrigues Penido - Secretário

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS

Rui Brasil Assis - Secretário Executivo

CÂMARA TÉCNICA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Luciana Martin Rodrigues Ferreira - Coordenadora

GRUPO NITRATO

Claudia Varnier - Coordenadora/Organizadora

Ficha catalográfica elaborada pelo Núcleo de Biblioteca e Mapoteca do Instituto Geológico

S63n São Paulo. Conselho Estadual de Recursos Hídricos, Câmara Técnica de Águas Subterrâneas.

Nitrato nas águas subterrâneas: desafios frente ao panorama atual /
São Paulo. Conselho Estadual de Recursos Hídricos, Câmara Técnica de
Águas Subterrâneas; Claudia Varnier (coord.). - São Paulo: SIMA / IG, 2019.
128p. (versão online)

ISBN: 978-85-87235-25-1

1.Nitrato. 2. Águas subterrâneas. 3. Proteção de aquíferos

CDD 553.79

**NITRATO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS:
DESAFIOS FRENTE AO PANORAMA ATUAL**

**São Paulo
2019**

FICHA TÉCNICA

Coordenação Geral

Claudia Varnier (IG/SIMA)

Equipe Técnica

Claudia Varnier (IG/SIMA)

Gerônimo Albuquerque Rocha (Consultor)

José Eduardo Campos (DAEE)

José Luiz Albuquerque Filho (IPT)

Mateus Simonato (Consultor)

Ricardo Hirata (CEPAS|USP)

Colaboração Técnica

Luciana Martin Rodrigues Ferreira (CTAS/CRH; IG/SIMA)

Projeto Gráfico

Estagiário Leonardo Bermal Crepaldi (IG/SIMA)

Estagiária Pamela Santos da Luz (IG/SIMA)

Sandra Moni de Souza (IG/SIMA)

Revisão

Denise Rossini-Penteado (IG/SIMA)

Mirian Ramos Gutjahr (IG/SIMA)

CTAS/CRH - Câmara Técnica de Águas Subterrâneas/Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CEPAS|USP - Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas/Universidade de São Paulo

DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica

IG/SIMA - Instituto Geológico/Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo

AGRADECIMENTOS

A realização desta publicação foi possível graças à colaboração das pessoas abaixo relacionadas, mediante participação nas reuniões de acompanhamento do Grupo Nitrato e que culminou com a elaboração deste documento.

Ana Maciel de Carvalho (UFVJM)

Arnaldo Mauro Elmec (CVS/SES)

Blás M. Sanchez (DAEE)

Carlos E. Q. Giampá (ABAS/DH Perfuração de Poços LTDA)

Emanuel L'Apicciarella (Consultor)

Emílio Carlos Prandi (DAEE/CBH-AP Marília)

Hélio Koga (DAEE)

Leila Gomes (DAEE)

Luis Sérgio Ozório Valentim (CVS/SES)

Marcelo Néias (Consultor/CBH-PP Presidente Prudente)

Osmar Gualdi (DAEE)

Osvaldo Sugui (DAEE)

Rosângela Pacini Modesto (CETESB)

Rubens José Mário Júnior (CVS/SES)

Sandro Roberto Selmo (DAEE/CBH-PP Presidente Prudente)

Tatiana Tavares (IPT)

ABAS - Associação Brasileira de Águas Subterrâneas

CBH-AP - Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Aguapeí e Peixe

CBH-PP - Comitê da Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema

CVS/SES - Centro de Vigilância Sanitária/Secretaria de Estado da Saúde

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo

UFVJM - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

APRESENTAÇÃO

A ocorrência frequente de nitrato em aquíferos tem preocupado administradores de recursos hídricos em diversos países, inclusive no Brasil. No estado de São Paulo, o incremento das atividades de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas efetuado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), aliado aos estudos desenvolvidos por órgãos públicos e universidades, permitiu detectar um aumento nas concentrações de nitrato, ao longo do tempo, em poços tubulares e cacimbas, principalmente nos perímetros urbanos de inúmeros municípios do Estado que captam água do Sistema Aquífero Bauru (SAB). Este sistema aquífero ocupa uma superfície de aproximadamente 96.000 km², onde cerca de 240 municípios (59%) das regiões centro-oeste e noroeste do interior paulista captam suas águas e, em 210 destes (87%), o abastecimento é integralmente feito por águas subterrâneas.

Em agosto de 2009, foi instituído o Grupo de Trabalho Nitrato (GT Nitrato) no âmbito do Projeto Ambiental Estratégico Aquíferos, com o objetivo de formular estratégias de ações de curto, médio e longo prazo para caracterizar, entender e controlar a problemática da contaminação por nitrato no SAB, além de propor os procedimentos e diretrizes visando à preservação da qualidade das águas subterrâneas captadas para o abastecimento humano.

Em outubro de 2011, objetivando ampliar a participação do GT Nitrato, sua atuação foi transferida para a Câmara Técnica de Águas Subterrâneas do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CTAS/CRH). O GT, composto por técnicos de diversas instituições, promoveu um *workshop* no município de Bauru onde foi elaborada a *Carta de Bauru* com o intuito de alertar as autoridades em geral, assim como as entidades componentes do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGRH) quanto à presença de nitrato acima dos padrões de potabilidade nas águas subterrâneas do estado de São Paulo. Ademais, o GT elaborou um documento contendo considerações e recomendações no que se refere à restrição de uso para abastecimento humano e às possibilidades de utilização de águas subterrâneas com presença de nitrato para outros usos menos nobres, bem como outras discussões que culminaram com a elaboração deste documento.

Dessa forma, é apresentado um panorama sobre o nitrato nas águas subterrâneas, abrangendo questões como: ocorrência, fontes potenciais de contaminação, efeitos nas saúdes humana e animal, técnicas de remediação de aquíferos, exemplos de tratamento de água e custos associados, além da proposição de medidas e estratégias para proteção, prevenção e mitigação do problema.

Assim concebida, a publicação constitui um documento de referência inédito em São Paulo e, talvez, no País, destinado principalmente à consulta pelos órgãos gestores de recursos hídricos e de saúde pública, além de profissionais especializados no campo das águas subterrâneas.

MARCOS RODRIGUES PENIDO
Secretário de Infraestrutura e Meio Ambiente

LUCIANA MARTIN RODRIGUES FERREIRA
Coordenadora da Câmara Técnica de
Águas Subterrâneas do CRH

HOMENAGEM AO AMIGO GERÔNCIO ROCHA

A vida do geólogo Gerônimo Rocha se confunde, em grande parte, com a própria história da hidrogeologia do Brasil. Como um dos geólogos pioneiros do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), participou da evolução pela qual passou o setor de perfuração e construção de poços tubulares, nas décadas de 1970-1980, bem como coordenou e deu “vida” a alguns dos estudos hidrogeológicos das Regiões Administrativas do Estado de São Paulo, considerados, até hoje, como trabalhos de referência. Publicações como *Manual de Operação e Manutenção de Poços Tubulares* mostram a dimensão de sua capacidade de sintetizar as lições práticas, aprendidas em campo, em um guia para hidrogeólogos, perfuradores e usuários de águas subterrâneas.

Crítico e questionador, Gerônimo tem sido um leitor atento à realidade brasileira e, particularmente, aos fatos relacionados à hidrogeologia e hidrologia paulista. Sabe como poucos conciliar e reunir pessoas em torno de ideias e projetos - um autêntico líder. Sua visão estratégica a respeito dos recursos hídricos paulista, o moveu a concretizar o *Mapa de Vulnerabilidade e Risco da Poluição de Aquíferos do Estado de São Paulo*, quando trouxe uma metodologia recém-desenvolvida pela Organização Pan Americana da Saúde (OPAS) para ser aplicada por um consórcio entre o Instituto Geológico (IG/SIMA), DAEE e a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). A mesma visão e filosofia de trabalho permitiram que instituições como o DAEE, o IG/SIMA, o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e o Serviço Geológico do Brasil (CPRM) se juntassem e elaborassem o *Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo*, publicado em 2005.

A visão estratégica de Gerônimo tem sido importante em diversos projetos, mas foi fundamental para o desenho da estrutura organizacional da gestão do Sistema Aquífero Guarani (SAG). Em trabalho pioneiro, publicado em 1997 na *Revista do Instituto de Estudos Avançados da USP*, ele soube sintetizar o conhecimento disperso sobre esse sistema aquífero e estabelecer o que deveria ser o arranjo da governança desse gigantesco recurso, compartilhado entre os quatro países do Mercosul (Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai).

Esse trabalho contribuiu, de forma marcante, nas discussões que se iniciavam sobre o “gigantesco manancial subterrâneo do Cone Sul” e que originaram o projeto executado pelos quatro países, oportunidade em que o geólogo uruguaio Danilo Anton sugeriu o atual nome Guarani.

Atualmente, Gerônimo está aposentado, “monitorando os ventos de Fortaleza”, depois de trabalhar no DAEE, com passagens pela Secretaria de Obras da Prefeitura de São Paulo (1989-1993), quando foi Chefe de Gabinete, e pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (2007-2010), onde prestou importante assessoria para a melhoria da gestão dos recursos hídricos. No entanto, continua trabalhando, sempre muito “antenado à internet”, participando ativamente de projetos importantes da hidrogeologia paulista, do qual destaca-se este documento, que retrata o problema do nitrato nos aquíferos do estado de São Paulo, em que é um dos autores, ou mesmo assessorando o grupo interinstitucional de ações em recursos hídricos subterrâneos, que congrega várias organizações do governo paulista em hidrogeologia.

A despeito de toda essa experiência, o que faz de Gerônimo uma referência para toda uma geração de hidrogeólogos é a sua coerência entre o pensar e o agir, sempre atento ao interesse público, com seu olhar de justiça social.

Assim, nós amigos e autores desta publicação, dedicamos esta obra ao Gerônimo, com alegria e muita gratidão por tê-lo como “guru”.



Fonte: Elaborado por
Benedito Nivaldo Coutinho

O que o Gerôncio significa para os autores desta publicação:

“Gênio, dotado de uma excelente visão estratégica” (*Claudia Varnier*)

“Inspiração pessoal e profissional” (*José Eduardo Campos*)

“Capacidade de entender estrategicamente” (*José Luiz Albuquerque Filho*)

“O geólogo poeta... até mesmo os temas mais áridos, em suas mãos, viram poesia... fico muito feliz que a tarefa de “monitorar o vento de Fortaleza” não nos tenha levado de seus pensamentos...” (*Luciana Ferreira*)

“Referência, idealizador e realizador” (*Mateus Simonato*)

“Grande visão e um espírito agregador” (*Ricardo Hirata*)

E aos demais profissionais da área:

“Tem, ao mesmo tempo, capacidade de foco e visão ampla das necessidades mais prementes, em que as águas subterrâneas podem fazer a diferença para a população do Estado” (*Amélia João Fernandes*)

“Referência para a vida profissional de muitos de nós” (*Heraldo Campos*)

“É a luz que nos guia pela neblina da gestão dos aquíferos e o maestro que nos ilumina na poesia da hidrogeologia” (*Mara Akie Iritani*)

“Meu guru político e técnico, amigo que faz muita falta em São Paulo. Seu apoio na SMA/CRHi foi estratégico” (*Rosa Maria Mancini*)



Fonte: Acervo
CRHI 2007/2010

RESUMO EXECUTIVO

Esta publicação, dirigida aos gestores de recursos hídricos, apresenta um breve panorama sobre o nitrato nas águas subterrâneas, abrangendo aspectos como ocorrência, fontes potenciais de contaminação, efeitos nas saúdes humana e animal, bem como a proposição de estratégias e recomendações para a prevenção e mitigação do problema. O tema supracitado será abordado mediante as seguintes questões:

1. Por que o nitrato é um contaminante tão problemático e qual é a importância desta publicação?

- ◆ O nitrato é o contaminante de maior ocorrência em aquíferos, no Brasil e no exterior. Essa substância é utilizada, mundialmente, como indicador de contaminação das águas subterrâneas devido à sua alta mobilidade, podendo atingir extensas áreas;
- ◆ Embora seja de média toxicidade, o nitrato é um dos mais insidiosos e persistentes contaminantes nas águas subterrâneas;
- ◆ Sua presença frequente em aquíferos tem preocupado gestores de recursos hídricos nas esferas municipal e estadual, dado ao crescente número de casos reportados nas áreas urbanas e rurais em diversos países, inclusive no Brasil. Essa situação é uma realidade em todas as regiões do País, uma vez que as cidades brasileiras apresentam, em variados graus, algum problema com esse contaminante;
- ◆ Nesta publicação, é possível obter informações sobre a ocorrência de nitrato em aquíferos, as principais fontes de contaminação em áreas rurais e urbanas, os efeitos nas saúdes humana e animal, bem como uma visão geral sobre o cenário atual da contaminação dos aquíferos paulistas e do enfrentamento do problema, incluindo algumas recomendações para a

prevenção e mitigação do impacto por nitrato, destinadas às três diferentes instâncias: órgãos de governo (estadual e municipal), comitês de bacia e usuários;

- Assim, entende-se que esta publicação constitui um documento de referência inédito em São Paulo e, talvez, no País, destinado principalmente à consulta pelos órgãos gestores de recursos hídricos e de saúde pública, além de profissionais especializados no campo das águas subterrâneas.

2. Quais são os padrões de potabilidade e as consequências da contaminação por nitrato nas saúdes humana e animal?

- O padrão de potabilidade do nitrato para consumo humano, estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (MS), é de 10 mg/L na forma de nitrogênio (N-NO_3^-) ou 45 mg/L como nitrato (NO_3^-). Além do valor estabelecido pelo Ministério da Saúde, no estado de São Paulo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) adotou o valor de 5 mg/L N-NO_3^- , conhecido como Valor de Prevenção (VP);
- Em relação aos valores adotados para o consumo animal, dados apresentados pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) indicam que esse padrão equivale a 100 mg/L, expresso como nitrato + nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$). Este valor foi estabelecido conforme a quantidade que pode ser encontrada nas águas superficiais e subterrâneas e não é, necessariamente, o limite de tolerância animal;
- A ingestão de água com concentrações de nitrato superiores ao padrão de potabilidade pode causar doenças como a metehemoglobinemia (ou síndrome do bebê azul), alguns tipos de câncer (p.e. linfático, gástrico) ou mesmo problemas no sistema reprodutivo, em seres humanos e animais. Vários estudos foram realizados para avaliar a relação entre nitrato e câncer, embora não sejam considerados conclusivos e definitivos a respeito deste aspecto;

- Além das enfermidades supracitadas, há estudos que associam o consumo de altas concentrações de nitrato e o quadro de intoxicação crônica em animais, refletindo em baixa produtividade, redução no ganho de peso, quedas da eficiência reprodutiva, deficiência de vitamina A e abortos, sendo os ruminantes os mais suscetíveis. Contudo, apesar de inúmeros trabalhos conduzidos na área, os resultados obtidos são pouco conclusivos.

3. Como os aquíferos são contaminados por nitrato?

- O nitrato em aquíferos pode ter origem antrópica ou natural, ocorrendo em áreas rurais e urbanas;
- A contaminação por nitrato em áreas rurais é proveniente, sobretudo, das atividades agrícolas (manejo inadequado de fertilizantes nitrogenados, inorgânicos e orgânicos), criação de animais e armazenamento impróprio de seus dejetos, decomposição de resíduos orgânicos e fixação biológica, lagoas de efluentes, bem como dos sistemas de saneamento *in situ* (fossas sépticas e negras);
- Nas áreas urbanas, as principais fontes responsáveis pela contaminação por nitrato estão associadas à disposição de resíduos sólidos (lixões e aterros sanitários mal construídos, em locais impróprios) e, principalmente, aos sistemas de saneamento, dos quais destacam-se as fossas sépticas e negras, bem como os vazamentos das redes coletoras de esgoto;
- Em algumas áreas do planeta, o nitrato pode aparecer naturalmente nas águas subterrâneas pela percolação de sais depositados em superfície mediante condições de total aridez. Estes depósitos podem ser transportados aos aquíferos de acordo com processos que incluem: inundações locais ocasionadas por chuvas torrenciais, irrigação, disposição inadequada de resíduos de mineração, entre outros.

4. Os aquíferos do estado de São Paulo estão contaminados por nitrato?

- ◆ O nitrato é um problema que afeta importantes aquíferos paulistas. A presença de concentrações relativamente elevadas deste contaminante nas águas subterrâneas é uma realidade no estado de São Paulo;
- ◆ Acredita-se que muitas cidades paulistas enfrentem, em variados graus, algum tipo de problema com a ocorrência desse contaminante nas águas subterrâneas, ou ainda não sabem disso;
- ◆ O monitoramento da qualidade natural das águas subterrâneas, efetuado pela CETESB desde 1990, detectou um aumento sistemático nas concentrações de nitrato ao longo do tempo, muitas vezes acima de 10 mg/L N-NO_3^- , em diversos poços tubulares, especialmente naqueles que captam água dos sistemas aquíferos Bauru (SAB) e Guarani (SAG). Além destas unidades hidrogeológicas, também foi constatada uma tendência de aumento nas concentrações de nitrato nos sistemas aquíferos Pré-Cambriano e Serra Geral (SASG);
- ◆ Dos sistemas aquíferos supracitados, especial atenção é dada ao SAB, considerado a principal e a menos onerosa fonte de abastecimento de água nas cidades do centro-oeste paulista; por conseguinte, é o que possui o maior número de pontos de monitoramento. Ademais, esse sistema aquífero compreende a maior unidade hidrogeológica em área de exposição e o mais vulnerável à contaminação antrópica, com as mais elevadas concentrações de nitrato dentre os aquíferos no estado de São Paulo;
- ◆ A contaminação das águas subterrâneas por nitrato é verificada em diferentes profundidades. Atualmente, observa-se que as maiores concentrações ocorrem nas porções mais rasas dos aquíferos, mas concentrações acima do Valor de Prevenção (VP; $> 5 \text{ mg/L N-NO}_3^-$) já foram detectadas, a grandes profundidades, em diversas localidades do estado de São Paulo;

- ◆ O cenário de contaminação dos aquíferos paulistas por nitrato é melhor caracterizado nas áreas urbanas, carecendo de maiores estudos em áreas rurais. Apesar da rede de monitoramento da qualidade natural das águas subterrâneas da CETESB apresentar, atualmente, pontos de observação situados em áreas rurais, ressalta-se que os mesmos são ainda muito escassos, restringindo-se apenas aos locais de afloramento do SAB e do SAG.

5. Como avaliar o perigo de contaminação das águas subterrâneas por nitrato?

- ◆ O nitrato não é detectável na água pelo odor, sabor ou cheiro característico. Sendo assim, somente uma análise química permite diagnosticar sua presença. Com o intuito de identificar o problema e avaliar o perigo de contaminação dos aquíferos por esta substância, é necessário considerar os seguintes aspectos:

a) Mapeamento de áreas contaminadas e identificação das fontes potenciais de contaminação - Abrange estudos (p.e. hidrogeoquímicos, hidrogeológicos, geofísicos) com o intuito de mapear as áreas contaminadas, além de identificar e caracterizar as fontes potenciais de contaminação. Em relação às áreas contaminadas, a profundidade a ser atingida, bem como a extensão da contaminação, dependerá de alguns fatores que incluem: natureza da fonte potencial ou real de contaminação, além das características do aquífero impactado;

b) Uso e ocupação em áreas urbanas - Compreende a avaliação dos seguintes aspectos: i) tipo e idade da ocupação urbana; ii) densidade populacional; iii) existência ou não de rede de esgoto; iv) idade da rede de esgoto; v) identificação de fugas da rede de esgoto; vi) ocorrência de fossas sépticas; vii) identificação de outra(s) possível(is) fonte(s) potencial(is) de contaminação por nitrato;

c) Uso e ocupação em áreas rurais - Compreende a avaliação dos seguintes aspectos: i) tipo de cultura, dosagem e frequência de aplicação dos fertilizantes nitrogenados; ii) tipo de irrigação; iii) recarga do aquífero; iv) criação de animais; v) forma de armazenamento dos fertilizantes e/ou dejetos animais e destinação de embalagens e/ou eventuais resíduos; vi) situações das lagoas de efluentes; vii) aspectos construtivos dos sistemas de saneamento *in situ* (fossas sépticas e negras); viii) posicionamento dos sistemas de saneamento *in situ* (montante ou jusante) e respectiva distância em relação aos poços existentes;

d) Aspectos construtivos dos poços - Consiste na avaliação dos poços existentes nas áreas afetadas e se estes foram ou não construídos dentro das normas técnicas vigentes. Caso a perfuração dos mesmos esteja em desacordo, agravada pelos descasos quanto ao uso e ocupação do solo no seu entorno, pode tornar-se um vetor de contaminação dos aquíferos;

e) Qualidade das águas subterrâneas e evolução das concentrações de nitrato - Consiste na avaliação da qualidade das águas subterrâneas e de suas respectivas evoluções temporais, mediante amostragem, segundo as normas vigentes para coleta, análises químicas e frequência de amostragem.

6. Como mitigar o problema da contaminação por nitrato?

- ◆ As técnicas existentes para a remediação de aquíferos contaminados por nitrato, em geral, são extremamente dispendiosas, inviabilizando sua aplicação em grande escala;
- ◆ Por outro lado, existem alternativas que permitem conviver com essa situação, sem descuidar da implantação, em paralelo, de ações corretivas. Atualmente, uma medida bastante utilizada consiste no tratamento da água contaminada por nitrato e/ou diluição, de modo que as concentrações finais desta substância estejam dentro dos limites de potabilidade, conforme previsto pela Portaria MS de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017).

Várias técnicas têm sido desenvolvidas e aplicadas para o tratamento das águas subterrâneas, baseadas em: i) processos físico-químicos, ii) desnitrificação química e/ou biológica; iii) técnicas *in situ*;

- ◆ A opção pela técnica mais adequada de tratamento de água, bem como de sua respectiva eficiência, depende de inúmeros fatores: i) características do aquífero; ii) custos de operação e manutenção do sistema; iii) tamanho/capacidade do sistema; iv) qualidade da água a ser tratada; v) finalidades de uso da água.

7. O que fazer para evitar a contaminação dos aquíferos por nitrato?

- ◆ Uma vez que a contaminação das águas subterrâneas por nitrato está associada a inúmeras fontes potenciais e que a prevenção ainda continua sendo a melhor solução, é necessária a implantação de um conjunto de ações preventivas, tais como:

a) Planejamento sobre o uso e ocupação do solo em áreas urbanas

- ◆ Implantar redes coletoras e sistemas de tratamento de esgoto anteriormente à ocupação em áreas urbanas, evitando-se a proliferação de fossas sépticas ou negras ou mesmo de ligações clandestinas de esgoto em redes pluviais ou lançamentos em córregos;
- ◆ Nas áreas já cobertas por rede de esgoto, recomenda-se manter e melhorar os sistemas de coleta e tratamento dos mesmos, a partir da substituição de redes antigas;
- ◆ Em locais onde não é possível implantar tais redes, deve-se construir fossas sépticas conforme as normas técnicas vigentes, sendo periodicamente limpas de forma a evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas;

b) Planejamento do uso e ocupação em áreas rurais

- ◆ Conceber projeto eficiente de irrigação e drenagem, com boas práticas de manejo, de modo a reduzir a infiltração de nitrato nas águas subterrâneas;
- ◆ Manusear adequadamente fertilizantes nitrogenados e dejetos animais, bem como gerenciar melhor a quantidade de nitrogênio aplicado no solo, evitando desperdícios e lixiviação de nitrato nos aquíferos;
- ◆ Armazenar adequadamente fertilizantes nitrogenados e/ou dejetos animais e destinar, apropriadamente, embalagens e eventuais resíduos, evitando que as mesmas se constituam em fontes locais de contaminação por nitrato;
- ◆ Construir fossas sépticas conforme as normas técnicas vigentes, sendo periodicamente limpas de forma a evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas;

c) Aspectos construtivos dos poços e proteção da qualidade da água

- ◆ Os projetos e construção de novos poços em áreas urbanas e rurais devem atender à legislação e às normas técnicas vigentes. Em alguns casos específicos, é possível readequar os poços contaminados objetivando a melhoria na qualidade da água captada;
- ◆ No caso de poços de abastecimento público, efetivar a implementação de Perímetros de Proteção de Poços (PPP), de forma a atender à legislação;
- ◆ Estabelecer programas de comunicação social, destinados aos usuários de águas subterrâneas, considerando a regularização dos poços e a orientação quanto à necessidade de informar o órgão gestor competente sobre a contaminação do poço, de modo a definir os procedimentos subsequentes ;
- ◆ Realizar o monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, de acordo com os padrões exigidos na legislação.

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas	IG/SIMA	Instituto Geológico/Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente de São Paulo
ANA	Agência Nacional de Águas		
BRP	Barreira Reativa Permeável	IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo
CAERN	Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte	LEBAC/UNESP	Laboratório de Estudos de Bacias/Universidade Estadual Paulista
CEPAS USP	Centro de Pesquisa de Águas Subterrâneas/Universidade de São Paulo	MRIS	Manipulação Redox <i>In Situ</i>
CESB	Companhia Estadual de Saneamento Básico	MS	Ministério da Saúde
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo	OMS	Organização Mundial da Saúde
CPRM	Serviço Geológico do Brasil	OPAS	Organização Pan Americana da Saúde
CRH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos	OR	Osmose Reversa
CRHi	Coordenadoria de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo	PA	Perímetro de Alerta
CTAS	Câmara Técnica de Águas Subterrâneas	PIPS	Perímetro Imediato de Proteção Sanitária
CVS	Centro de Vigilância Sanitária	PLANASA	Plano Nacional de Saneamento
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica	PPP	Perímetro de Proteção de Poço
DB	Desnitrificação Biológica	SAB	Sistema Aquífero Bauru
DBIS	Desnitrificação Biológica <i>In Situ</i>	SAG	Sistema Aquífero Guarani
ER	Eletrodiálise Reversa	SASG	Sistema Aquífero Serra Geral
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura	SIGRH	Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos
FEHIDRO	Fundo Estadual de Recursos Hídricos	STD	Sólidos Totais Dissolvidos
FUNCERN	Fundação de Apoio à Educação e ao Desenvolvimento Tecnológico do Rio Grande do Norte	TI	Troca Iônica
GT NITRATO	Grupo de Trabalho Nitrato	UE	União Européia
		UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
		USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
		VMP	Valor Máximo Permitido
		VP	Valor de Prevenção
		ZC	Zona de Contribuição

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. NITRATO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	5
2.1. O que é nitrato?	6
2.2. Ciclo do nitrogênio	7
2.3. Fontes de contaminação	10
2.4. Padrão de potabilidade e os efeitos nas saúdes humana e animal	20
2.4.1. <i>Metehemoglobinemia</i>	23
2.4.2. <i>Câncer</i>	24
2.4.3. <i>Outros efeitos</i>	24
3. O NITRATO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO ESTADO DE SÃO PAULO	25
3.1. Ocorrência de teores elevados de nitrato nos aquíferos paulistas	26
3.1.1. <i>Áreas rurais</i>	29
3.1.2. <i>Áreas urbanas</i>	33
4. ENFRENTAMENTO DO PROBLEMA	37
4.1. Processos de contaminação	38
4.2. Recuperação e proteção sanitária de poços	40
4.3. Medidas preventivas	41
4.3.1. <i>Identificação da contaminação do poço</i>	41
4.3.2. <i>Aspectos construtivos dos poços</i>	42
4.3.2.1. <i>Regularização dos poços</i>	42
4.3.2.2. <i>Construção de novos poços</i>	42
4.3.3. <i>Cobertura das redes de esgoto</i>	43
4.3.4. <i>Campo de poços</i>	44
4.3.5. <i>Implantação de perímetro de proteção de poços</i>	47
4.4. Medidas corretivas	49
4.4.1. <i>Técnicas para o gerenciamento do nitrato em aquíferos</i>	49
4.4.1.1. <i>Técnicas existentes</i>	49
4.4.1.2. <i>Eficiência dos métodos e comparação entre os custos envolvidos</i>	60
4.4.2. <i>Gerenciamento do poço em aquífero contaminado por nitrato</i>	67
4.4.3. <i>Abastecimento público em áreas críticas</i>	69
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
6. RECOMENDAÇÕES	75
6.1. Órgãos de governos estadual e municipal	77
6.2. Comitês de bacia	79
6.3. Usuário	80
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81
8. SITES IMPORTANTES	99

The background image shows a water treatment process, likely a filtration or sedimentation stage, with a large circular tank and a metal grate. A hand is holding a glass beaker filled with water, which is being poured from a metal pipe. The image is overlaid with a blue molecular structure graphic consisting of circles and connecting lines.

1.INTRODUÇÃO

O nitrato é o contaminante inorgânico de maior ocorrência em aquíferos no mundo devido à alta mobilidade e persistência. Sua presença frequente nas águas subterrâneas tem preocupado gestores dos recursos hídricos, nas esferas municipal e estadual, dado ao crescente número de casos reportados nas áreas urbanas e rurais em diversos países, inclusive no Brasil.

Esse contaminante pode ocorrer naturalmente em concentrações muito baixas nas águas subterrâneas ($< 0,7 \text{ mg/L N-NO}_3^-$). Existem formações geológicas que podem servir de fonte primária de nitrogênio. Nesses casos, a água rica em oxigênio que percola nos sedimentos contendo nitrogênio, somada à atividade microbiológica, desencadeia uma sequência de reações que levará, primeiramente, à liberação de amônio e, depois, este dará origem ao nitrato.

As principais fontes antrópicas desse contaminante incluem as atividades agrícolas (uso inadequado de fertilizantes nitrogenados), criação de animais, disposição de resíduos sólidos (lixões e aterros sanitários, em locais impróprios), sistemas de saneamento (fossas sépticas, negras e vazamentos da rede de esgoto), constituindo-se, dessa forma, em poluição difusa ou multipontual.

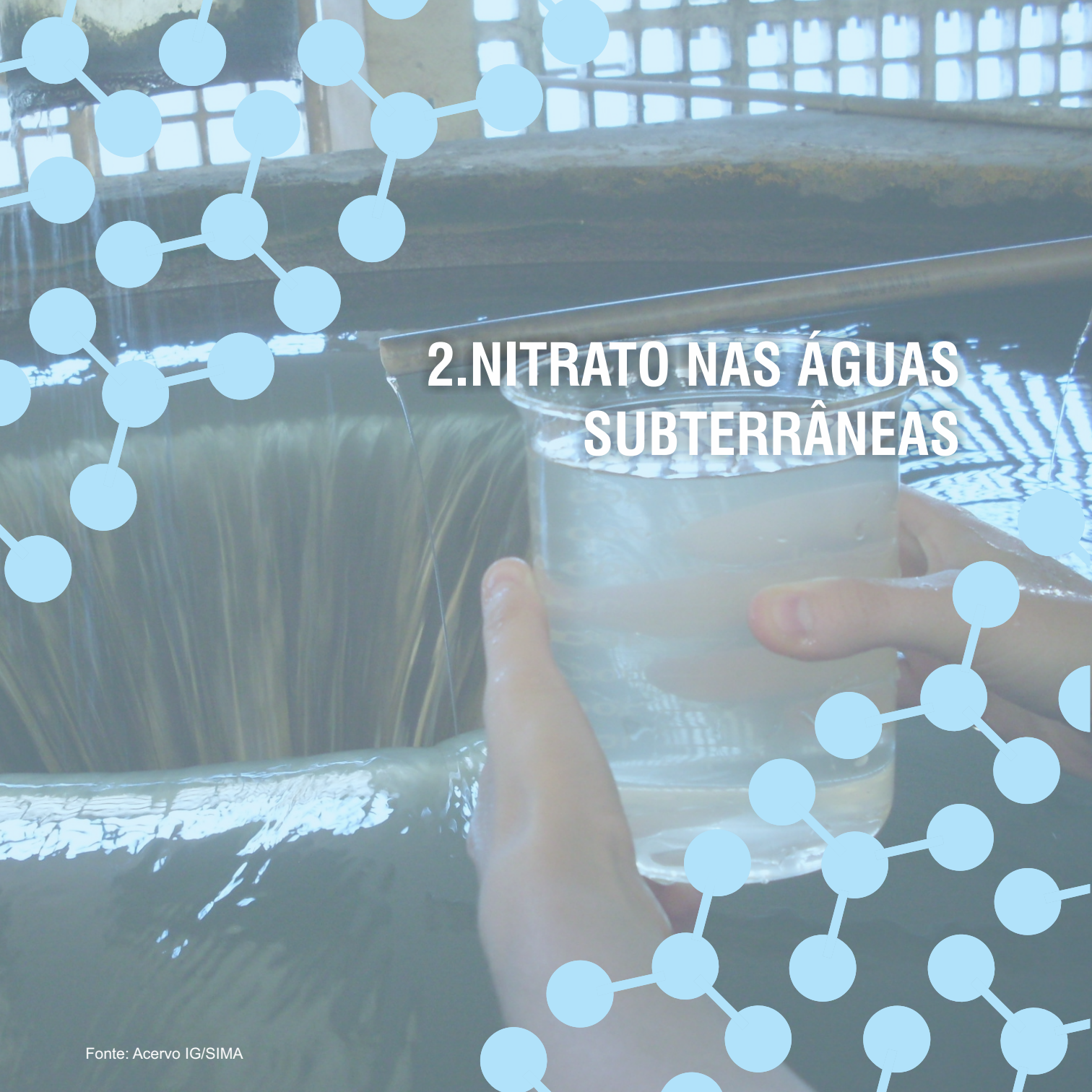
O padrão de potabilidade do nitrato, estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), é de 10 mg/L na forma de nitrogênio (N-NO_3^-) ou 45 mg/L como nitrato (NO_3^-). A ingestão de água com concentrações superiores ao padrão de potabilidade estaria relacionada à ocorrência de doenças como a metehemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e alguns tipos de câncer.

O incremento das atividades de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas efetuado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), aliado aos estudos desenvolvidos pelo Instituto Geológico (IG/SIMA), Universidade de São Paulo, Vigilância Sanitária e aos procedimentos de outorga por parte do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), têm detectado, ao longo do tempo, um aumento nas concentrações de nitrato, em poços tubulares e cacimbas situados nas áreas urbanas de inúmeros municípios paulistas que captam água do Sistema Aquífero Bauru (SAB). Este sistema aquífero ocupa uma superfície de aproximadamente 96.000 km^2 , onde cerca de 240 municípios (59%) das regiões centro-oeste e noroeste do interior paulista captam suas águas e, em 210 destes (87%), o abastecimento é

integralmente feito por águas subterrâneas.

A persistência do nitrato está fazendo com que o problema da contaminação evolua e, dependendo de sua intensidade, atinja porções mais profundas do sistema aquífero, restringindo seu uso para o consumo humano, por meio do abastecimento público ou privado. A solução é complexa e algumas questões que se colocam referem-se a: i) evolução desse problema no espaço e no tempo; ii) impactos sociais e econômicos nos sistemas públicos de abastecimento; iii) potenciais impactos provocados pelas restrições ao uso da água nos processos de produção nas atividades agrosilvopastoris, bem como seus reflexos na economia e nos aspectos sociais das comunidades rurais; iv) pontos positivos e negativos causados pelo bombeamento e consequente destino do poço contaminado por nitrato; v) possibilidades de utilização de água com concentrações elevadas de nitrato para fins distintos do consumo humano; vi) técnicas para remediação de áreas contaminadas por nitrato.

Atendendo à recomendação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH), e com base nos trabalhos e debates promovidos pelo Grupo de Trabalho Nitrato (GT Nitrato), esta publicação apresenta um breve panorama sobre o nitrato nas águas subterrâneas, abrangendo aspectos como: ocorrência, fontes potenciais de contaminação, efeitos nas saúdes humana e animal, bem como a proposição de estratégias e recomendações para a prevenção e mitigação do problema.



2. NITRATO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

2.1. O que é nitrato?

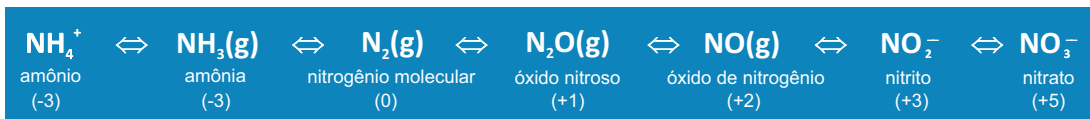
O nitrato é um ânion cuja fórmula química é NO_3^- . Ele se origina a partir de processos químicos e microbiológicos que ocorrem no ar, solo, planta e água. Dentre os constituintes inorgânicos que existem nas águas subterrâneas, é o que possui ocorrência mais generalizada e uma das mais problemáticas, uma vez que possui alta mobilidade e persistência, sob condições aeróbias. Esse contaminante pode também causar outro importante impacto ambiental, relacionado aos processos de eutrofização nos corpos de águas superficiais ou mesmo à morte de organismos aquáticos, se presente em altas concentrações.

Em condições anaeróbias, o nitrato pode ser convertido, mediante atividade microbiológica, a outros compostos nitrogenados (nitrito - NO_2^- ; óxido de nitrogênio - NO ; oxigênio nitroso - N_2O) até o nitrogênio molecular (N_2) pelo processo denominado desnitrificação.

O item 2.2 apresenta uma breve descrição sobre o ciclo do nitrogênio, com ênfase nos principais processos e reações que controlam esse elemento em superfície e subsuperfície. Posteriormente, serão abordadas as principais fontes de contaminação por nitrato em áreas urbanas e rurais (item 2.3), bem como os padrões de potabilidade e os efeitos nas saúdes humana e animal, ocasionados pelo consumo de água contaminada (item 2.4).

2.2. Ciclo do nitrogênio

O nitrogênio é considerado o principal constituinte da atmosfera, com aproximadamente 78% em volume. Este elemento ocorre na natureza em muitos estados de oxidação, variando desde -3 (NH_3), na forma mais reduzida, até +5 (NO_3^-), mais oxidada.



As formas mais comumente encontradas nas águas subterrâneas são as seguintes: nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2). Nitrito (NO_2^-) e óxido de nitrogênio (NO), por sua vez, são formas intermediárias no processo de oxidação e pouco estáveis, implicando em baixas concentrações na água. O gás amônia (NH_3) é altamente volátil, podendo estar dissolvido na água somente em ambiente muito alcalino ($\text{pH} > 9$).

Os solos, oceanos, lagos e a atmosfera constituem as principais fontes naturais desse elemento no planeta. A mobilidade do nitrogênio entre os ecossistemas é contínua, sendo feita pelo vento, água e agentes microbiológicos. As transformações sofridas pelo nitrogênio na natureza estão ilustradas na Figura 2.1.

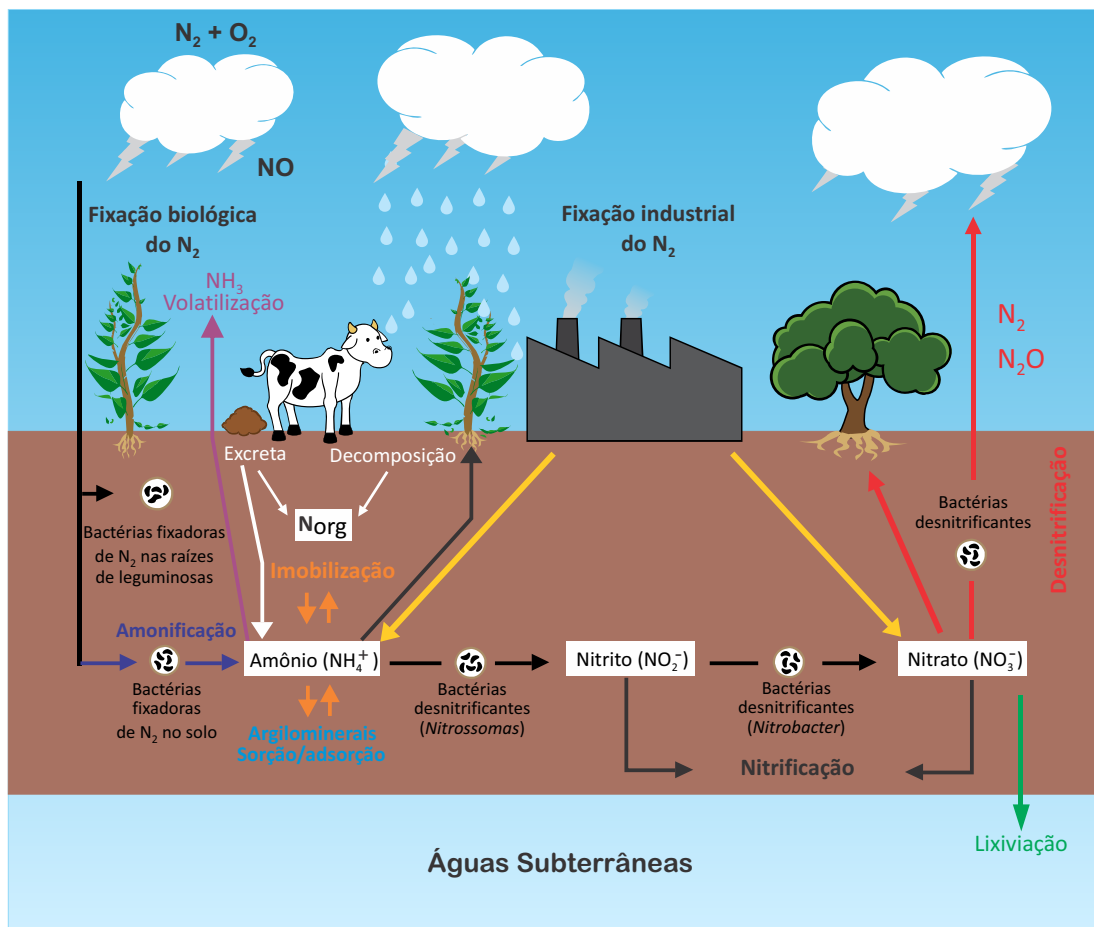


Figura 2.1 - Ciclo do nitrogênio na natureza.

O ciclo do nitrogênio envolve uma série de reações e processos complexos mediados pela ação de microrganismos, sob condições aeróbias ou anaeróbias (Tabela 2.1):

Tabela 2.1 - Principais reações/processos do ciclo do nitrogênio.

Reação/Processo	Descrição
Fixação	Incorporação do nitrogênio gasoso (N_2) presente na atmosfera mediante processos biológicos (algumas bactérias e algas azuis), industriais, bem como pela ação dos raios solares. Neste processo, o nitrogênio é convertido em amônio (NH_4^+) que é assimilado pelas plantas.
Mineralização	Aproximadamente 95% do nitrogênio presente no solo estão sob a forma orgânica (p.e. aminas, proteínas, compostos húmicos) que o torna insolúvel. Na mineralização, o nitrogênio orgânico, por ação microbiológica, é convertido em aminoácidos e a seguir, em amônio.
Adsorção	Fixação do amônio pelos argilominerais presentes no solo, a partir dos mecanismos de troca iônica.
Nitrificação	Processo que ocorre em meio aeróbio onde, por ação de bactérias, o amônio é convertido a nitrito (NO_2^-) e depois, a nitrato (NO_3^-).
Desnitrificação	Processo inverso que ocorre em meio anaeróbio, mediado por bactérias, onde o nitrato é convertido a nitrito e, posteriormente, a óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2).
Assimilação	Mecanismo bioquímico, oposto ao da mineralização, que consiste na conversão de amônio e nitrato em proteínas e biomassa.
Volatilização	Passagem da amônia, presente no solo, para atmosfera.
Anammox	Oxidação anaeróbia do amônio em que alguns gêneros de bactérias convertem o amônio em nitrogênio molecular, na presença de nitrato ou nitrito.

2.3. Fontes de contaminação

A ocorrência de nitrato nas águas subterrâneas pode ser natural ou antrópica. A origem natural de nitrato está associada a algumas formações geológicas, como é o caso de rochas sedimentares ricas em matéria orgânica, dos quais destacam-se tilitos, folhelhos e argilitos (Quadro 2.1). Neste caso, as águas subterrâneas ricas em oxigênio, em contato com estas rochas que contêm nitrogênio e somada à atividade microbiológica, desencadeiam uma sequência de reações que levará, primeiramente, à liberação do íon amônio e, depois, este dará origem ao nitrato. Tal cenário tem sido reportado em diversas publicações internacionais (HENDRY *et al.*, 1984; RODVANG & SIMPKINS, 2001; TYSON, 2004).

As fontes antrópicas desse contaminante, por sua vez, ocorrem em áreas rurais e urbanas e são divididas em dois principais grupos: não pontuais (difusas) e pontuais. Tais fontes são responsáveis por muitos casos de contaminação por nitrato nas águas subterrâneas e que serão abordadas detalhadamente nos tópicos a seguir.

Quadro 2.1 - Origem natural de nitrato nas águas subterrâneas

*Exemplos de ocorrência natural de nitrato nas águas subterrâneas são observados em algumas das regiões mais áridas do planeta, como o Deserto de Atacama (Chile), Vale da Morte (EUA), Deserto de Gobi (China), ou mesmo na Antártida (ERICKSEN, 1983; ERICKSEN *et al.*, 1988; BÖHLKE *et al.*, 1997; MICHALSKI *et al.*, 2005; QIN *et al.*, 2012). Nesses locais, o nitrato está presente sob a forma de sais (nitrato, iodato, perclorato, cromato) que, ao se depositarem, dão origem a uma rocha sedimentar denominada “caliche”, além dos evaporitos. Tais depósitos superficiais, formados em condições de total aridez, podem ser transportados para as águas superficiais ou subterrâneas a partir de processos que incluem: inundações locais ocasionadas por chuvas torrenciais, irrigação, disposição inadequada de resíduos de mineração, entre outros.*

Áreas rurais

A contaminação por nitrato em áreas rurais é proveniente, sobretudo, das atividades agrícolas (manejo inadequado de fertilizantes nitrogenados inorgânicos e orgânicos), criação de animais e respectivo armazenamento impróprio de seus dejetos, decomposição de resíduos orgânicos, fixação biológica, lagoas de efluentes, bem como dos sistemas de saneamento *in situ* (fossas sépticas e negras) que atendem as unidades habitacionais nessas localidades (Figura 2.2).

Segundo Rudolph *et al.* (1998), embora as fontes pontuais, como as fossas negras e sépticas ou mesmo o armazenamento de dejetos animais, constituam importantes causas de contaminação por nitrato, o maior impacto na qualidade das águas subterrâneas em áreas rurais está fortemente associado às fontes não pontuais (ou difusas), das quais destaca-se a agricultura (Quadro 2.2). Um aumento crescente nas concentrações de nutrientes foi detectado em poços particulares e de abastecimento público, em diversas partes do mundo, resultado de décadas de aplicação contínua de fertilizantes orgânicos e inorgânicos (HALLER *et al.*, 2013).

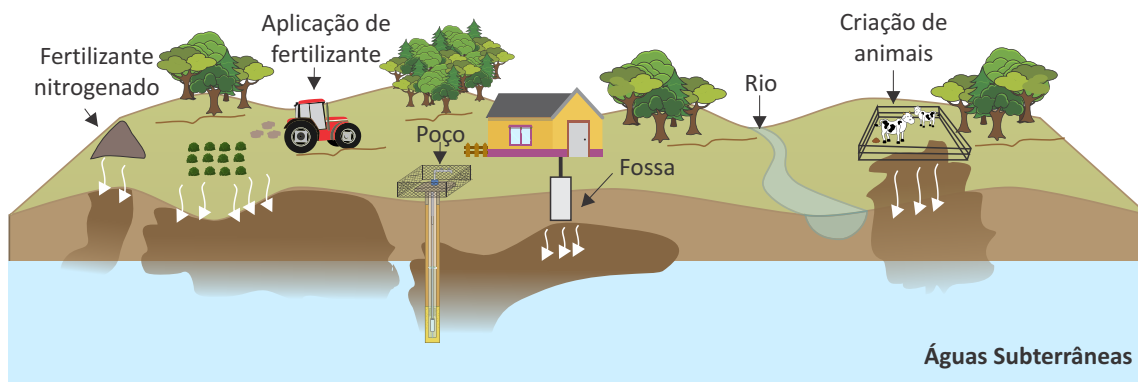


Figura 2.2 - Fontes potenciais de contaminação por nitrato nas águas subterrâneas em áreas rurais.

Nos últimos anos, inúmeros trabalhos foram desenvolvidos na América do Norte (Canadá e Estados Unidos) para avaliar a extensão da contaminação por nitrato em aquíferos, em curto e longo prazos, decorrente de atividades agrícolas (SPALDING & EXNER, 1993; GOSS *et al.*, 1998; RUDOLPH *et al.*, 1998; BURKART & STONER, 2002; TOMER & BURKART, 2003; BURROW *et al.*, 2010; RUDOLPH *et al.*, 2010; ROBERTSON *et al.*, 2012). Nesse continente, por exemplo, entre 5 a 45% dos poços particulares situados nas áreas rurais apresentaram concentrações superiores a 10 mg/L N-NO₃⁻ (WASSENAAR *et al.*, 2006).

Estudos conduzidos por Rudolph *et al.* (1998) na Província de Ontário, Canadá, indicaram que mais de 25% das águas subterrâneas apresentavam concentrações de nitrato três a quatro vezes acima do padrão de potabilidade, em grande parte atribuídas à aplicação de esterco na agricultura. Ainda em território canadense, na Província de British Columbia, um monitoramento intensivo da qualidade das águas subterrâneas mostrou que esse tipo de contaminação era generalizado, em decorrência das atividades agrícolas nas últimas décadas (WASSENAAR *et al.*, 2006).

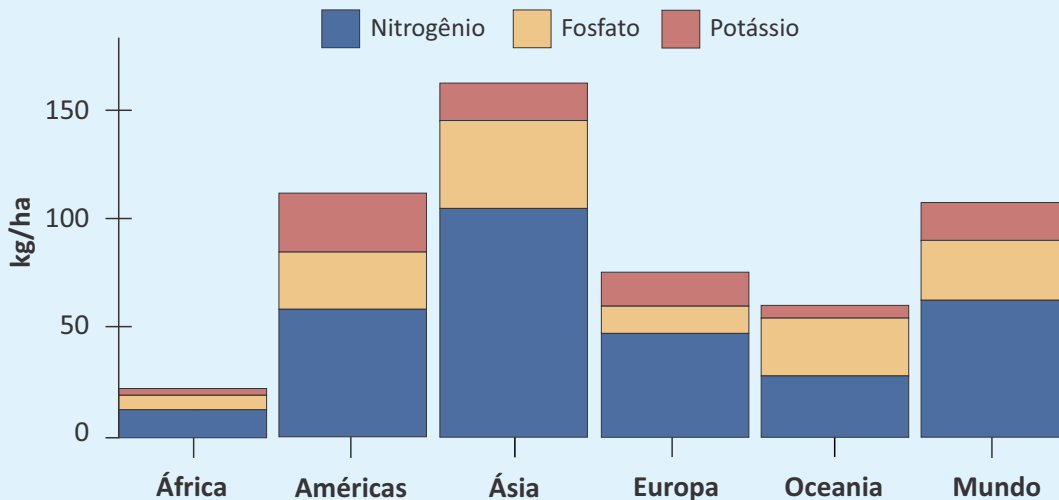
Como parte do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade da Água dos Estados Unidos, Squillace *et al.* (2002) constataram que em 11% dos poços distribuídos em áreas rurais do território americano, as concentrações de nitrato ultrapassaram o valor máximo permitido pela Agência de Proteção Ambiental (USEPA), equivalente a 10 mg/L N-NO₃⁻. Esse cenário é bastante comum em Iowa, Illinois e Ohio, conhecidos como os estados do cinturão do milho. Nestas áreas, geralmente a carga de nitrato é alta em função da fertirrigação e adubação química e/ou orgânica intensiva, comprovado pelos trabalhos efetuados por Burrow *et al.* (2010), onde se observaram concentrações de até 17 mg/L N-NO₃⁻. Um rápido aumento nas concentrações de nitrato também foi constatado em outras localidades como aquelas situadas nos estados de Nebraska (EXNER & SPALDING, 1990), Califórnia, Flórida e Indiana (SPALDING & EXNER, 1991).

Quadro 2.2. Fertilizantes e o impacto na qualidade dos aquíferos

A agricultura representa a maior fonte de nitrato nas águas subterrâneas em todo mundo, devido ao uso intensivo de fertilizantes nitrogenados, orgânicos e inorgânicos. Segundo dados fornecidos pela FAO (2013), estima-se que 30% da superfície terrestre seja utilizada para produção agrícola. O crescimento populacional nas últimas décadas, nos cinco continentes, acarretou no aumento da demanda de alimentos, impulsionando a produção agrícola no planeta. A aplicação excessiva e o manejo inadequado de fertilizantes são responsáveis pelas altas concentrações de nitrato nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos de diversos países desenvolvidos e os em desenvolvimento. Isto ocorre pois este contaminante é facilmente lixiviado e, dada à sua alta mobilidade, atinge grandes extensões nos aquíferos.

Em 2002, cerca de 5.000.000 de toneladas de fertilizantes nitrogenados, equivalentes a 5,9% do consumo mundial, foram consumidos pelos países da América Latina. Deste total, cerca de 68% foram utilizados pela Argentina, Brasil e México (FAOSTAT, 2004). A figura abaixo ilustra o consumo de fertilizantes por hectare de terra arada, no ano de 2012.

Consumo de nutrientes por hectare (ha) de terra arada em 2012
(Fonte: Modificado de FAOSTAT, 2015)



O mesmo cenário se repete em outros continentes. Na Europa, por exemplo, os resultados observados na rede de monitoramento, composta por mais de 33.000 poços distribuídos nos 27 países da União Europeia (UE), revelaram que, entre 2008 e 2011, foram detectadas concentrações de nitrato acima do padrão de potabilidade ($>11,3 \text{ mg/L N-NO}_3^-$) em 14,4% dos pontos de observação, conforme estabelecido pela Diretiva do Nitrato (CEE, 1991). As concentrações mais baixas foram registradas na Finlândia, Suécia, Letônia, Lituânia, Irlanda e as mais elevadas, em Malta e Alemanha. De acordo com os dados apontados nesse relatório de qualidade, a contaminação concentra-se predominantemente nas porções mais rasas dos aquíferos, entre 5-15 m de profundidade.

O Instituto Nacional Holândes de Saúde Pública e de Proteção Ambiental estimou, a partir de modelos computacionais, que 85% das áreas agrícolas do continente europeu apresentavam concentrações de nitrato superiores a $5,6 \text{ mg/L N-NO}_3^-$ enquanto em 20% delas, as concentrações excediam ao padrão de potabilidade.

Na China, considerada maior consumidora de fertilizantes nitrogenados do planeta, a atividade agrícola é a principal fonte de nitrato nas águas subterrâneas (GU *et al.*, 2013). Acredita-se que agricultura seja praticada desde 1.500 a.C. (LIU *et al.*, 2004), mas foi em 1978 que a reforma rural mudou o regime tradicional e a intensificou em território chinês. Atualmente, o País conta com um programa nacional de monitoramento da qualidade da água em 182 cidades. Os resultados demonstraram que 57% dos poços não atendem ao padrão de água “limpa” ($<20 \text{ mg/L N-NO}_3^-$), estabelecido pelo Ministério de Proteção Ambiental da China (MEP, 1993).

No Brasil, por sua vez, não há estudos suficientes para o diagnóstico abrangente e sistematizado dos impactos da contaminação por nitrato nas águas subterrâneas em áreas rurais, causados pelas atividades agroindustriais decorrentes da utilização de fertilizantes nitrogenados, além da pecuária.

O impacto da urbanização na qualidade das águas subterrâneas é motivo de grande preocupação para os gestores de recursos hídricos, responsáveis pelo fornecimento de água potável para os grandes centros urbanos (MARTÍNEZ *et al.*, 2014).

Áreas urbanas

Nas áreas urbanas, as principais fontes responsáveis pelas concentrações de nitrato acima do padrão de potabilidade estão associadas à disposição inadequada de resíduos sólidos (lixões e aterros sanitários mal construídos, em locais impróprios) e, principalmente, aos sistemas de saneamento, dos quais destacam-se as fossas sépticas e negras, bem como os vazamentos das redes de esgoto (Figura 2.3).



Figura 2.3 - Fontes potenciais de contaminação por nitrato nas águas subterrâneas em áreas urbanas.

Os lixões e aterros sanitários mal construídos, normalmente situados nos grandes centros urbanos e periurbanos, contribuem com quantidades significativas de nitrogênio e seus impactos na qualidade dos aquíferos foram amplamente reportados nas últimas décadas (MACFARLANE *et al.*, 1983; HOWARD *et al.*, 1996; FATTA *et al.*, 1999; BOCANEGRA *et al.*, 2001; WAKIDA & LERNER, 2005). O chorume, produto da decomposição do lixo, possui alto conteúdo de nitrogênio, compostos orgânicos, metais pesados, entre outros. A maior parte do nitrogênio presente no chorume está sob a forma amoniacal, dada às condições anaeróbias do local. A produção de gás (p.e. metano e gás carbônico) é um processo comum, proveniente da decomposição da matéria orgânica.

A disposição dos resíduos sólidos é ainda mais preocupante nos países em desenvolvimento onde o crescimento desordenado das cidades, somado à precariedade dos sistemas de coleta, tratamento e disposição final do lixo, leva à geração de inúmeros lixões clandestinos nos arredores das cidades, contribuindo ainda mais para a contaminação do solo e dos recursos hídricos. Segundo Vrba (2008), inúmeras áreas de disposição de resíduos sólidos no planeta estão situadas em locais impróprios (p.e. instaladas sobre sedimentos muito permeáveis sobrejacentes aos aquíferos livres e rasos), não possuem rede de monitoramento das águas subterrâneas ou mesmo são instaladas de forma inadequada, sem atender às normas técnicas vigentes, possibilitando fugas e percolação do chorume.

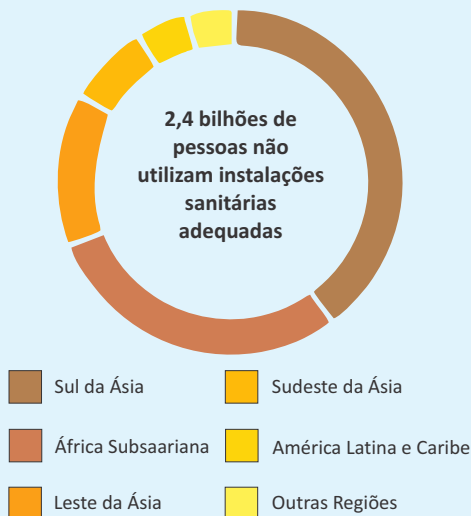
Os vazamentos de esgoto provenientes das redes coletoras, situação comum nos grandes centros urbanos, são decorrentes de vários fatores que compreendem: i) instalação inadequada das redes coletoras; ii) falta de manutenção e deterioração, ocasionada pela idade de instalação da rede; iii) problemas geotécnicos (p.e. recalques diferenciais; colapsividade); iv) eventos naturais (p.e. movimentação nas camadas do subsolo).

As fossas sépticas e negras, por sua vez, são muito comuns em áreas desprovidas de esgotamento sanitário (Quadro 2.3).

Quadro 2.3 - A situação do saneamento nos centros urbanos: problema difícil de gerenciar?

Mais de 80% de todo o esgoto gerado nos países em desenvolvimento é lançado no solo e em cursos d'água, sem tratamento, poluindo rios, lagos, mares e aquíferos. Mesmo nos países desenvolvidos, o percentual de tratamento do esgoto está longe do satisfatório (WWAP, 2009).

População, em milhões de pessoas, com acesso ao saneamento básico precário.
(Fonte: UNICEF/WHO, 2015)



- Apesar dos avanços tecnológicos na área de saneamento nas últimas décadas e considerando que 82% da população que vivem nos centros urbanos possuem rede de coleta de esgoto, dados apresentados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) indicaram que, em 2015, 2,4 bilhões de pessoas tinham acesso ao saneamento básico precário (1,1 bilhão lançava o efluente doméstico diretamente no solo e nos recursos hídricos);
- Os resultados do levantamento mostraram que 40% desse total encontram-se nos países do sudeste asiático.

Uma agravante desse problema são as ocupações urbanas precárias, desprovidas de saneamento, tais como as denominadas “favelas”. Segundo Foster & Hirata (1988), existe uma forte correlação entre a densidade de sistemas de saneamento e a contaminação por nitrato e microorganismos patogênicos. Nessas ocupações, a densidade populacional é elevada, com alta concentração de fossas negras, muito próximas aos poços cacimbas (Figura 2.4). A precariedade dos sistemas de saneamento *in situ* (fossas sépticas e negras), considerando que estes são construídos inadequadamente e sem a devida manutenção, contribui para a migração dos efluentes líquidos, sobretudo em aquíferos livres e rasos (FOSTER & HIRATA, 1988; FOSTER *et al.*, 2002; HIRATA *et al.*, 2007).

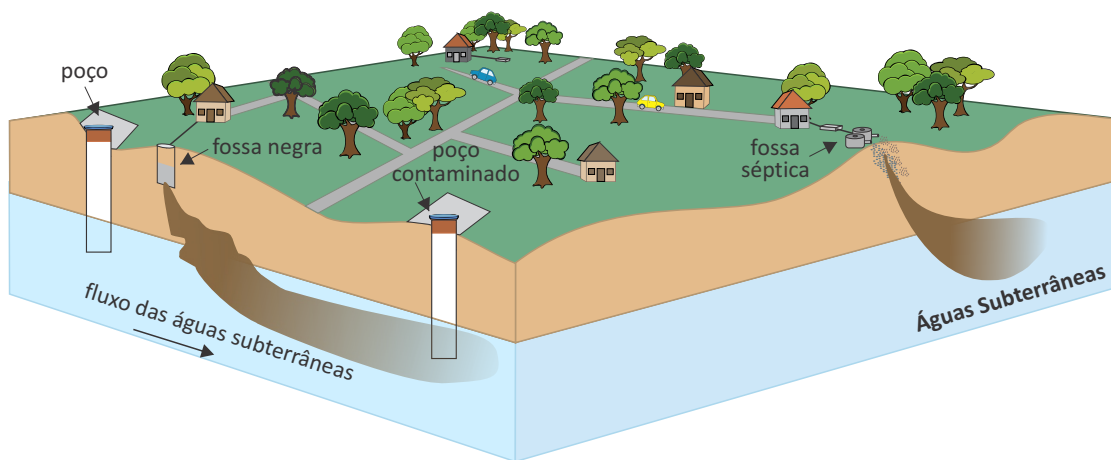


Figura 2.4 - Fontes potenciais de contaminação por nitrato nas águas subterrâneas em áreas urbanas desprovidas de rede de esgoto.

Inúmeros autores estudaram o comportamento do nitrato e demais nutrientes, seus respectivos impactos nas águas subterrâneas em áreas urbanas, oriundos dos sistemas de saneamento em várias situações hidrogeológicas (ROBERTSON *et al.*, 1991; HARMAN *et al.*, 1996; WILHELM *et al.*, 1994; PTACEK, 1998; CAGNON & HIRATA, 2004; FUKADA, 2004; DRAKE & BAUDER, 2005; VARNIER & HIRATA, 2005; XU *et al.*, 2007; MARTÍNEZ *et al.*, 2014).

No Brasil, a Agência Nacional de Águas (ANA) contratou, em 2011, um estudo hidrogeológico na cidade de Natal com o intuito de avaliar a quantidade e a qualidade das águas subterrâneas, bem como a proposição de medidas de gestão deste recurso. Em Natal, as águas subterrâneas do Aquífero Barreiras encontram-se impactadas por nitrato em aproximadamente 80% da área urbana. Trabalhos realizados pela Fundação de Apoio à Educação e ao Desenvolvimento Tecnológico do Rio Grande do Norte (FUNCERN, 2006) já confirmavam que as concentrações de nitrato nas águas subterrâneas excediam ao padrão de potabilidade (10 mg/L N-NO_3^-) em uma parcela de poços do sistema de abastecimento público da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN). Em 2011, do esgoto produzido, apenas 30% eram coletados e tratado e o restante, predominantemente infiltrado em fossas. As estimativas indicaram uma recarga de $43 \text{ Mm}^3/\text{ano}$, a partir dos esgotos infiltrados em fossas no município de Natal, correspondendo a 38% da recarga urbana.

Além das alterações observadas na qualidade da água dos aquíferos, algumas publicações internacionais estimaram o percentual de recarga subterrânea oriundo do esgoto lançado pelos sistemas de saneamento. Por exemplo, na cidade de Hannover, Alemanha, cerca de $5\text{-}8 \text{ Mm}^3/\text{ano}$ de esgoto, provenientes de fugas da rede de esgoto, atingem as águas subterrâneas (MULL *et al.*, 1992). A situação é ainda pior em todo território alemão, cujo valor calculado foi superior a $100 \text{ Mm}^3/\text{ano}$ (EISWIRTH *et al.*, 2000).

Na região de Sana'a, Iêmen, calcula-se que 80% da recarga urbana ($12,5 \text{ Mm}^3/\text{ano}$, em 1993) provêm do efluente lançado pelas fossas negras (ALDERWISH & DOTTRIDGE, 1999). Na cidade de Amã (Jordânia), estudos conduzidos por Salameh *et al.* (2002) indicaram um valor de $8 \text{ Mm}^3/\text{ano}$ de esgoto que recarregava o aquífero local.

2.4. Padrão de potabilidade e os efeitos nas saúdes humana e animal

No Brasil, a Portaria MS de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) estabelece o limite de potabilidade de nitrato para consumo humano em 10 mg/L na forma de nitrogênio (N-NO₃⁻) ou 45 mg/L, como nitrato (NO₃⁻) (Quadro 2.4). Este valor está de acordo com os aplicados pela OMS (WHO, 2011) e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1995).

Quadro 2.4 - Conversão das concentrações de nitrato

Sabe-se que o peso atômico do nitrogênio (N) é 14 g e a massa molecular do nitrato (NO₃⁻), 62 g. A conversão da concentração de nitrato, expressa em NO₃⁻ (mg/L), para N-NO₃⁻ (mg/L) será:

$$N - NO_3^- (mg/L) = 0,225 \times NO_3^- (mg/L)$$

Por outro lado, a conversão da concentração, expressa em N-NO₃⁻ (mg/L), para NO₃⁻ (mg/L) será:

$$NO_3^- (mg/L) = 4,43 \times N - NO_3^- (mg/L)$$

O nível regulatório para nitrato em águas destinadas ao consumo humano foi determinado, pela primeira vez, após um estudo sobre a ocorrência de metehemoglobinemia em crianças nos Estados Unidos. Na ocasião, observou-se que não existiam casos relacionados ao consumo de águas, cujas concentrações de nitrato fossem inferiores a 10 mg/L N-NO₃⁻ (WARD *et al.*, 2005).

Além do valor estabelecido pelo Ministério da Saúde, no estado de São Paulo a CETESB adotou o valor de 5 mg/L N-NO₃⁻, conhecido como Valor de Prevenção (VP), que corresponde ao limite a partir do qual recomenda-se a tomada de ações de prevenção e controle, por suspeita de influência antrópica, sobre a qualidade das águas subterrâneas (CETESB, 2004).

Em relação à saúde animal, dados apresentados pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), adaptados da Real Academia de Ciências (NAS & NAE, 1972), indicam o limite de nitrato + nitrito (NO₃⁻ + NO₂⁻) equivalente a 100 mg/L (FAO, 1985). De acordo com a FAO (1985), este valor foi estabelecido conforme a quantidade que pode ser encontrada nas águas superficiais e subterrâneas e não é necessariamente o limite de tolerância animal. O padrão de nitrato recomendado na água e estabelecido pela agência canadense (Canadian Agri-Food) para criação de animais é de 100 mg/L NO₃⁻ (CCME, 2005).

A Tabela 2.2 apresenta as diretrizes estabelecidas pela National Research Council (NRC, 1974), bem como os possíveis efeitos na saúde dos animais ocasionados pelas diferentes concentrações de nitrato na água.

Tabela 2.2 - Efeitos na saúde animal mediante diferentes concentrações de nitrato na água (Fonte: NRC, 1974 *apud* OLKOWSKI, 2009).

Nitrato (mg/L NO ₃ ⁻)	Nitrogênio-nitrato (mg/L N-NO ₃ ⁻)	Diretrizes
<45	<10	Seguro para o consumo de ruminantes
45-132	10-20	Geralmente seguro em dietas balanceadas (baixas concentrações de nitrato)
133-220	20-40	Pode ser prejudicial se consumido durante longos períodos de tempo
221-660	40-100	Risco ao gado; possibilidade de morte
661	>100	Água imprópria para consumo

A ingestão de água com concentrações de nitrato superiores ao padrão de potabilidade pode causar doenças como a metehemoglobinemia (ou síndrome do bebê azul), alguns tipos de câncer (p.e. linfático, gástrico) ou mesmo problemas no sistema reprodutivo, em seres humanos e animais (USEPA, 1995; MANASSARAM *et al.*, 2006; ALMASRI & KALUARACHCHI, 2007; WHO, 2011).

Os efeitos do nitrato na saúde humana foram relatados pela primeira vez na literatura científica por Comly (1945), depois de observar casos de cianose infantil no estado de Iowa (Estados Unidos). Posteriormente, diversos estudos foram conduzidos para melhor avaliação dos efeitos à saúde de crianças e adultos, mediante o consumo de água contaminada por nitrato (GELPERIN *et al.*, 1975; DORSCH *et al.*, 1984; ARBUCKLE *et al.*, 1986; FAN & STEINBERG, 1996; TABACOVA *et al.*, 1997; BUKOWSKI *et al.*, 2001; CROEN *et al.*, 2001).

2.4.1. Metehemoglobinemia

A metehemoglobinemia, também conhecida como síndrome do bebê azul, é uma doença que acomete principalmente os bebês, a partir do acúmulo de metehemoglobina no sangue, ocasionando quedas respiratórias, cianose (mucosas azuladas), dispneia (alteração na frequência respiratória), falta de ar, além de desmaios e óbitos em casos mais agudos (WHO, 2011).

O sangue possui uma proteína denominada hemoglobina, responsável pelo transporte de oxigênio às células. A partir da ingestão de água contendo nitrato, ocorre a redução deste nitrito no organismo. O nitrito, então, prende-se à hemoglobina presente no sangue para formar a metehemoglobina, que é incapaz de transportar o oxigênio, reduzindo assim o seu suprimento para órgãos vitais como o cérebro.

Os bebês com menos de seis meses de idade são os mais suscetíveis à metehemoglobinemia por várias razões, incluindo a maior capacidade de converter nitrato a nitrito, bem como possuir os níveis mais baixos de uma enzima denominada citocromo B5 redutase, que converte a metehemoglobina em hemoglobina (WHO, 2011). Salienta-se também que o pH intestinal, mais elevado nos lactentes, aumenta o poder oxidante devido ao crescimento de bactérias gram-negativas, conversoras de nitrato em nitrito.

2.4.2. Câncer

Outro possível efeito decorrente do consumo de água contaminada por nitrato está associado ao surgimento de alguns tipos de câncer, entre eles o gástrico e o linfático (linfoma de non-Hodgkin). As reações de nitrito e nitrato com aminas e amidas presentes no corpo humano podem levar à formação de nitrosaminas e nitrosamidas, duas substâncias conhecidas por seu caráter carcinogênico.

Vários trabalhos foram realizados para checar a relação entre nitrato e câncer, embora não sejam considerados conclusivos e definitivos (ZALDIVAR, 1977; FRASER & CHILVERS, 1981; PREUSSMAN & STEWART, 1984; NIESINK *et al.*, 1995; WARD *et al.*, 1996; SCHUBERT *et al.*, 1999).

Em testes conduzidos em animais, constatou-se a ocorrência de câncer em todas as espécies testadas, associada à geração de nitrito e nitrato, o que leva a crer que os seres humanos também possam ser afetados. No entanto, ainda não há estudos conclusivos em relação a este aspecto.

Ward *et al.* (2005) afirmaram que os efeitos adversos à saúde são resultados de uma interação complexa entre a quantidade de nitrato consumida, a ingestão concomitante dos subprodutos da conversão do nitrato, bem como as condições clínicas do hospedeiro. Além disso, tais efeitos podem ser atenuados por inibidores da conversão do nitrato em nitrito, como as vitaminas C e E.

2.4.3. Outros efeitos

A ingestão de altas concentrações de nitrato pode também resultar no quadro de intoxicação crônica em animais, refletindo em baixa produtividade, redução no ganho de peso, quedas da eficiência reprodutiva, deficiência de vitamina A e abortos, sendo os ruminantes os mais suscetíveis (FAO, 1996; WHO, 2011). Adicionalmente, outras pesquisas associaram o consumo de nitrato ao aumento dos riscos de infecções respiratórias, hipertensão, más formações congênitas, nascimento de bebês prematuros e abortos espontâneos em seres humanos. Contudo, apesar de inúmeros estudos conduzidos na área, os resultados obtidos são pouco conclusivos (DORSCH *et al.*, 1984; ARBUCKLE *et al.*, 1988; ASCHENGRAU *et al.*, 1989; FUJIWARA *et al.*, 2000; BUKOWSKI *et al.*, 2001; MANASSARAM *et al.*, 2006).

**3. O NITRATO NAS
ÁGUAS SUBTERRÂNEAS
DO ESTADO DE SÃO PAULO**

3.1. Ocorrência de teores elevados de nitrato nos aquíferos paulistas

A ocorrência de nitrato nas águas subterrâneas é um problema que afeta inúmeros municípios brasileiros, sobretudo aqueles onde o sistema de saneamento básico é precário. Este quadro é especialmente crítico nas cidades com elevada densidade populacional e, portanto, alta taxa de produção de esgotos. Infelizmente, essa situação é uma realidade em todas as regiões do País, atingindo os centros urbanos de algumas capitais brasileiras, tais como Natal, São Luís, Fortaleza, Belém e Manaus.

A situação no estado de São Paulo não é diferente. Acredita-se que as cidades paulistas apresentem, em variados graus, algum problema com esse contaminante. O monitoramento da qualidade natural das águas subterrâneas, efetuado pela CETESB desde 1990, detectou um aumento sistemático nas concentrações de nitrato ao longo do tempo, muitas vezes excedendo aos padrões de potabilidade, em diversos poços tubulares, especialmente naqueles que captam água do SAB e do SAG (CETESB, 2010). Além destes aquíferos, foi constatada também uma tendência de aumento nas concentrações de nitrato nos sistemas aquíferos Pré-Cambriano e Serra Geral (SASG) (Figura 3.1).

Os dados da rede de monitoramento, referentes ao triênio 2010-2012, mostraram que 08 poços ultrapassaram o padrão de potabilidade e 22 apresentaram pelo menos uma amostra com resultado entre 5 e 10 mg/L N-NO_3^- , ou seja, respectivamente, 3% e 9% dos poços monitorados (CETESB, 2013).

No período de 2013 a 2015, por sua vez, as concentrações elevadas de nitrato foram observadas em 11% dos poços monitorados, similar ao triênio anterior. Valores acima de 10 mg/L N-NO_3^- foram encontrados em 08 poços do SAB, enquanto que as concentrações acima do VP (5 mg/L N-NO_3^-) foram detectadas no SAB, SAG, SASG e no Sistema Aquífero e Pré Cambriano (CETESB, 2016). Contudo, cabe salientar que a evolução nas concentrações de nitrato foi observada apenas nas áreas urbanas, carecendo de maiores estudos nas áreas rurais.

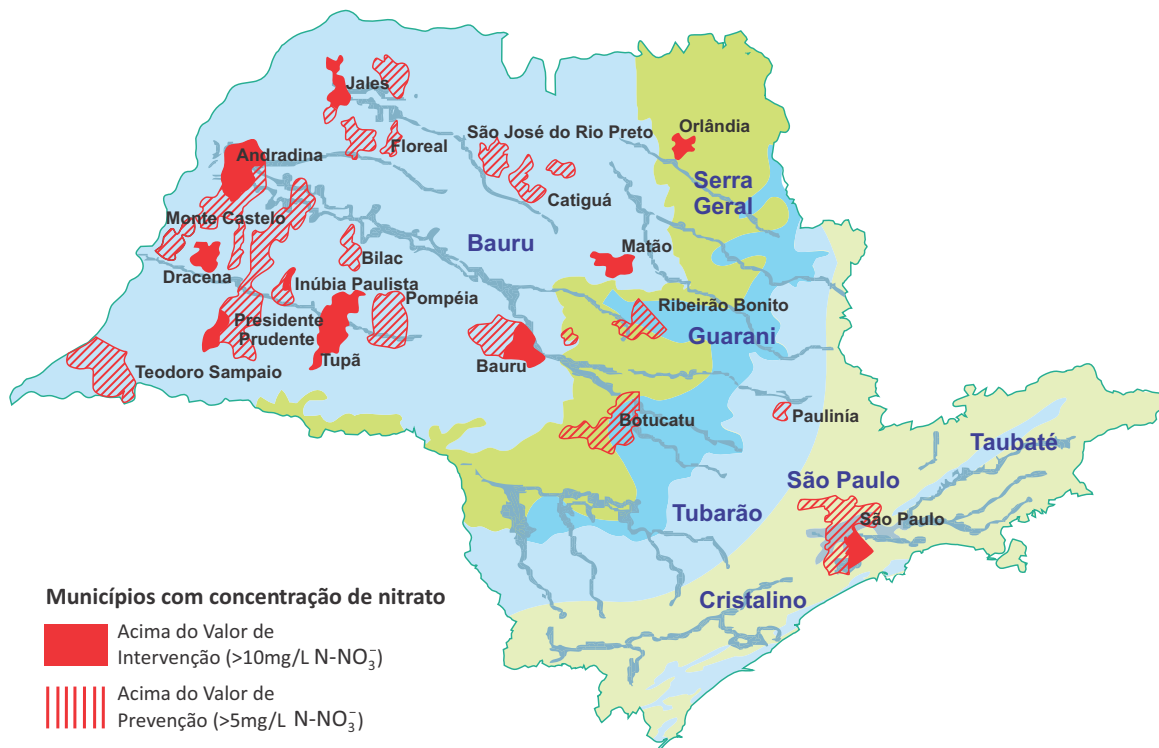


Figura 3.1 - Ocorrência de nitrato nos aquíferos do estado de São Paulo no período 1998-2009.
(Fonte: CETESB, 2010).

Apesar da rede de monitoramento da qualidade natural das águas subterrâneas da CETESB apresentar, atualmente, pontos de observação situados em áreas rurais, ressalta-se que os mesmos são escassos, restringindo-se apenas aos locais de afloramento do SAB e do SAG.

Dos aquíferos supracitados, especial atenção é dada ao SAB, considerado a maior unidade hidrogeológica em área de exposição (96.000 km²) e o mais vulnerável à contaminação antrópica, com as mais elevadas concentrações de nitrato nas águas subterrâneas do estado de São Paulo. Cerca de 240 municípios (59%) do interior paulista utilizam parcial ou totalmente suas águas e, em 210, o abastecimento público é integralmente feito pelo SAB (PAULA e SILVA *et al.*, 2005). Os dados apresentados por CETESB (2013), indicaram que o SAB é o que possui o maior número de pontos com concentrações acima de 10 mg/L N-NO₃⁻, com 9% dos poços monitorados, e acima do VP, cujo total foi de 24%.

Inúmeros trabalhos publicados pela comunidade científica apontaram que dezenas de cidades do centro-oeste paulista, abastecidas total ou parcialmente pelo SAB, estão convivendo com esse problema, incluindo centros urbanos como os de Bauru (GIAFFERIS & OLIVEIRA, 2006; VARNIER *et al.*, 2012; ROSENBERGER *et al.*, 2013; DAEE, 2015), Marília (VARNIER *et al.*, 2010), Monte Azul Paulista (MONTANHEIRO, 2014), Presidente Prudente (GODOY *et al.*, 2004; PROCEL, 2011), São José do Rio Preto (BARCHA, 1980; DAEE/SERVMAR/IG, 2011), Urânia (CAGNON & HIRATA, 2004; VARNIER *et al.*, 2007), entre outros. Quando a avaliação é realizada por bacia hidrográfica, observa-se tendência de aumento das concentrações dessa substância no SAB, nas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) 15, 16, 19 e 20 (CETESB, 2013).

Situação semelhante foi observada na porção aflorante do SAG, no âmbito do Projeto “Diagnóstico Ambiental para Subsídio ao Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental do Sistema Aquífero Guarani” (IPT, 2010). O SAG ocupa aproximadamente 143.000 km², sendo que, deste total, 15.000 km² são aflorantes, constituindo-se na área de recarga deste sistema no estado de São Paulo. Adicionalmente, essa porção apresenta um índice de vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas, de médio a alto.

Estudo efetuado por Carvalho *et al.* (2011) mostrou que, em 85% dos poços coletados ao longo da área de afloramento do SAG, as concentrações de nitrogênio-nitrato estavam acima de 5 mg/L N-NO₃⁻, indicando uma alteração do equilíbrio natural, principalmente por influência antrópica. Segundo os autores, devido às incertezas quanto à origem do nitrato nos poços amostrados, faz-se necessário um monitoramento contínuo urgente, além de pesquisas mais detalhadas, e controle das fontes potenciais de contaminação já identificadas.

Nos tópicos seguintes, serão abordados alguns estudos de caso sobre a ocorrência de nitrato nos aquíferos paulistas, tanto em áreas urbanas como rurais, com especial enfoque no SAB, por apresentar o maior número de ocorrências e trabalhos publicados pela comunidade científica.

3.1.1. Áreas rurais

Existem poucas publicações que abordem, suficientemente, o problema do nitrato nas águas subterrâneas, associando-o ao uso de fertilizantes e à forma de manejo da terra no estado de São Paulo (LUIZ *et al.*, 2004; CASAGRANDE, 2009; GOMES & BARIZON, 2014; MOURA *et al.*, 2015).

Segundo Gomes & Barizon (2014), os avanços em pesquisa nesta área são modestos, caracterizados principalmente por estudos regionalizados ou pontuais, quase sempre associados a teses acadêmicas e com objetivos específicos. Os autores efetuaram um levantamento do panorama da contaminação ambiental por nitrato de origem agrícola no Brasil, no período de 1992 e 2011. No estado de São Paulo, assim como nas demais localidades do território nacional, os resultados dos trabalhos mostraram que, na grande maioria dos casos, as concentrações de nitrato estiveram abaixo dos padrões estabelecidos pelas legislações brasileira e internacional.

Luiz *et al.* (2004) avaliaram a atividade agropecuária em 18 municípios da Região Metropolitana de Campinas, visando fornecer subsídios que permitissem sua classificação quanto ao risco potencial de contaminação das águas subterrâneas pelos insumos agrícolas (fertilizantes e agrotóxicos). Os resultados mostraram que, embora os municípios de Santa Bárbara d'Oeste, Campinas, Monte Mor e Indaiatuba apresentassem as maiores cargas totais de nitrogênio aplicado, Engenheiro Coelho e Artur Nogueira eram os municípios com as maiores densidades de carga aplicada (92 e 99 kg N/ha*ano) e com as maiores cargas de nitrogênio potencialmente lixiviado (7,0 e 7,3 kg N/ha*ano). Ainda segundo os autores, os grupos de fruteiras, hortaliças e citros eram os que recebiam as maiores cargas de nitrogênio e, consequentemente, as que possuíam as maiores quantidades deste nutriente potencialmente lixiviado (8,9; 8,0 e 7,7 kg N/ha*ano). No entanto, cabe salientar que os resultados apresentados são apenas indicativos sobre as possíveis potencialidades sem, contudo, apresentar os dados sobre as concentrações de nitrato nas águas subterrâneas nessas localidades.

Outra pesquisa realizada em área agrícola é apresentada por Casagrande (2009). A área selecionada foi a Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré, considerada grande produtora de cana-de-açúcar e laranja e a que possui alta dependência das águas subterrâneas como fonte de abastecimento público. A partir das análises químicas de água de 171 poços distribuídos ao longo da bacia, o autor identificou que apenas 09 poços (5% do total) apresentaram concentrações de nitrato acima do VP ($>5 \text{ mg/L N-NO}_3^-$), adotado pela CETESB (2004), sendo quatro ocorrências pontuais no SAB, quatro no SAG e uma no SASG. Tais resultados seriam indicativos de alteração do equilíbrio natural por influência antrópica na qualidade das águas subterrâneas. Como recomendação, foi proposto um monitoramento contínuo, inclusive com a necessidade de aumento do número de pontos, sobretudo no SAB e no SASG, considerando que é grande a carga potencial contaminante em suas áreas de ocorrência na bacia.

Ainda nesta temática, a CETESB e o Laboratório de Estudos de Bacias da Universidade Estadual Paulista (LEBAC/UNESP) desenvolveram um estudo, financiado pelo Fundo Estadual de

Recursos Hídricos (FEHIDRO). O objetivo desse trabalho (Quadro 3.1) foi avaliar a qualidade das águas do SAB nas áreas rurais dos municípios de São José do Rio Preto e Bauru, buscando identificar a contaminação por nitrato e correlacioná-la com as fontes de poluição existentes (difusas e pontuais), associadas às tipologias e manejos agrícolas (MOURA *et al.*, 2015). Os resultados indicaram, em geral, que as águas subterrâneas apresentavam baixas concentrações de nitrato, embora algumas amostras com concentrações acima dos limites da legislação, para fins de potabilidade ($>10 \text{ mg/L N-NO}_3^-$), foram constatadas nas duas áreas de estudo. Tal cenário indica que já existe influência na qualidade da água do aquífero devido às atividades antrópicas, associadas ao saneamento *in situ* e/ou disposição inadequada de dejetos animais.

O Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT), em colaboração com o IG/SIMA, iniciou um projeto de pesquisa em 2014 para avaliar e caracterizar a contaminação de nitrato nas águas subterrâneas, frente às atividades agropecuárias na área rural do município de Bastos, identificando as fontes de contaminação associadas, bem como uma melhor caracterização do SAB na área de estudo. Esse município, considerado o maior produtor de ovos do País, é parcialmente abastecido por esse sistema aquífero. Estudo realizado por Freitas (2015), mostrou que ocorrem concentrações elevadas de nitrato (até $51,2 \text{ mg/L N-NO}_3^-$) em poços tubulares situados na área rural do referido município. A existência desses valores estaria possivelmente relacionada às atividades das granjas que operam na região e, que futuramente, poderiam comprometer a qualidade da água dos poços de abastecimento público. Segundo o autor, faz-se necessário um detalhamento para melhor caracterização do problema no local.

Diante do cenário exposto, constata-se que para o estabelecimento de ações preventivas no meio rural, é importante, ainda, avançar no assunto em dois níveis principais: a) caracterização dos impactos provenientes da pecuária e do uso de fertilizantes nitrogenados sobre os aquíferos; b) elaboração de guias técnicos para fontes pontuais de contaminação, abrangendo a construção de fossas sépticas, localização adequada poço-fossa, cartilha de prevenção ao nitrato, dentre outros.

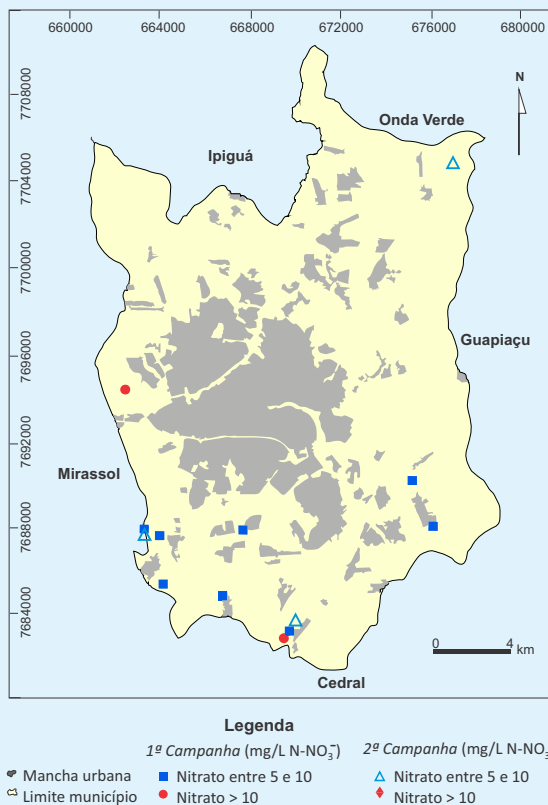
Quadro 3.1. Concentrações de nitrato na área rural do município de São José do Rio Preto

O município de São José do Rio Preto apresenta um expressivo percentual de uso dos recursos hídricos subterrâneos na agricultura. O principal aquífero explotado na área rural é o Sistema Aquífero Bauru (SAB). Assim como Bauru, este município foi selecionado por Moura (2013) em função do número de poços da rede de monitoramento da CETESB que apresentavam concentrações anômalas de nitrato.

SÍNTESE DO ESTUDO:

- Efetuaram-se cadastro de propriedades rurais, duas campanhas de amostragem de águas subterrâneas e avaliação de possíveis relações entre as concentrações de nitrato e os tipos de atividades agropecuárias;
- Das 100 propriedades cadastradas, destacam-se as atividades pecuárias consorciadas com a agricultura, seguida por aquelas onde ocorrem apenas a pecuária e, por último, as demais onde há apenas agricultura. Em relação aos tipos de fertilizantes, ressaltam-se os dejetos animais e fertilizante NPK, do tipo 20:5:20;
- As concentrações de nitrato excederam ao padrão de potabilidade em apenas dois pontos, nas duas etapas de amostragem. Em 09 propriedades, os valores estiveram entre 5 e 10 mg/L N-NO₃⁻;
- Apesar do quadro geral indicar boa qualidade das águas subterrâneas do SAB na área rural do município, houve correlação entre as concentrações de nitrato e cloreto, indicando que já existe um comprometimento na qualidade da água, ocasionado pela ação antrópica.

Distribuição das concentrações de nitrato >5 mg/L N-NO₃⁻ em São José do Rio Preto (Fonte: MOURA et al., 2015).



3.1.2. Áreas urbanas

A ocorrência de nitrato nas águas subterrâneas acima do valor de potabilidade é um problema que afeta as áreas urbanas de diversos municípios do estado de São Paulo, total ou parcialmente cobertas por redes de esgoto.

A partir da década de 1950, muitas dessas cidades sofreram um forte processo de urbanização, inicialmente sem instalação de rede de esgoto, lançando efluentes *in natura* no solo. O uso de fossas, nessa época, era prática comum como alternativa à inexistência de rede pública de coleta de efluentes domésticos.

Com a instituição do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), na década de 1970, os estados constituíram empresas públicas ou sociedades de economia mista (Companhias Estaduais de Saneamento Básico – CESBs), que passaram a prestar serviços aos municípios mediante a celebração de contratos de concessão, bem como investir em implantação de redes de esgotos, o que levou à desativação gradativa das fossas nas áreas urbanas. Mesmo com a considerável extensão de tais redes implantadas nas cidades paulistas, cessando ou reduzindo consideravelmente a fonte primária, o nitrogênio remanescente no solo continua presente em grande volume nas zonas não-saturada e saturada dos aquíferos subjacentes a elas. Uma das questões que se coloca ao entendimento desse problema é a relação entre o padrão de urbanização e ocupação do solo e a evolução das concentrações desse contaminante nas águas subterrâneas.

Cagnon & Hirata (2004) estabeleceram uma relação entre a contaminação do SAB por nitrato e os padrões de urbanização no município de Urânia (SP), entre 1950 e 2000. Os resultados obtidos mostraram que a contaminação era de origem antrópica, difusa, cuja fonte é atribuída às fossas negras instaladas na área urbana do município, desde a década de 1950. As maiores concentrações de nitrato foram observadas nas porções mais rasas do SAB, sobretudo a nordeste da cidade, onde há maior densidade dessas fossas. Posteriormente, Varnier *et al.* (2017) estudaram a dinâmica do nitrato e suas espécies nas zonas não-saturada e saturada desse sistema aquífero, na mesma localidade, considerando como fonte contaminante uma fossa negra, desativada desde 2002. Os autores constataram que, mesmo após sua

desativação, uma fossa continua liberando quantidades significativas de nitrato, constituindo-se, em longo prazo, em fonte potencial deste contaminante, nas áreas densamente ocupadas.

Com o intuito de entender a evolução da contaminação em aquíferos livres sedimentares em áreas urbanas, tanto em sua porção rasa quanto profunda, Bernice (2010) simulou diferentes cenários de usos da terra a partir de modelos computacionais de fluxo e transporte, considerando, como fonte potencial, os sistemas de saneamento. A área selecionada foi também o município de Urânia. As simulações mostraram que o tempo de trânsito do nitrato nas águas subterrâneas entre sua área de recarga e a porção inferior do SAB (neste caso, 120 m de profundidade) seria de aproximadamente 60 anos, caso cessassem completamente as fugas de esgoto. Esse tempo diminuiria para 40 anos se os poços estivessem em regime de bombeamento. Ainda segundo a autora, caso a contaminação por nitrato fosse proveniente de uma fonte constante em toda a área urbana, os resultados da modelação obtidos mostraram que o aquífero teria a capacidade de diluir apenas 30% da contaminação inicial. Considerando a existência de uma rede coletora de esgoto totalmente eficiente no município, o modelo indicou que o tempo de recuperação das porções rasa e intermediária seria de 10 anos.

O IG/SIMA, em parceria com o Centro de Pesquisa de Águas Subterrâneas da Universidade de São Paulo (CEPAS|USP) e a Universidade de Waterloo (Canadá), desenvolveram o projeto “Padrões de Ocupação Urbana e a Contaminação por Nitrato nas Águas Subterrâneas do Sistema Aquífero Bauru, Centro Oeste do Estado de São Paulo” com o intuito de avaliar as tendências de incremento das concentrações de nitrato nas áreas urbanas de três municípios da região centro-oeste do interior paulista (Bauru, Marília e Presidente Prudente). As maiores concentrações deste contaminante, muitas delas acima do padrão de potabilidade (até 46 mg/L N-NO_3^- em Presidente Prudente; 16,9 mg/L N-NO_3^- em Marília; 15,1 mg/L N-NO_3^- em Bauru), foram observadas, principalmente, nos bairros mais antigos dessas cidades, sugerindo uma vinculação entre o processo de urbanização e a carga de nitrato, associada às antigas fossas e ao vazamento das redes de esgoto (VARNIER *et al.*, 2010; PROCEL, 2011; VARNIER *et al.*, 2012; ROSENBERGER *et al.*, 2013). Além disso, constatou-se também que a contaminação está

relacionada, em geral, às porções mais rasas do SAB, embora valores $> 5 \text{ mg/L N-NO}_3^-$ foram constatados em poços mais profundos.

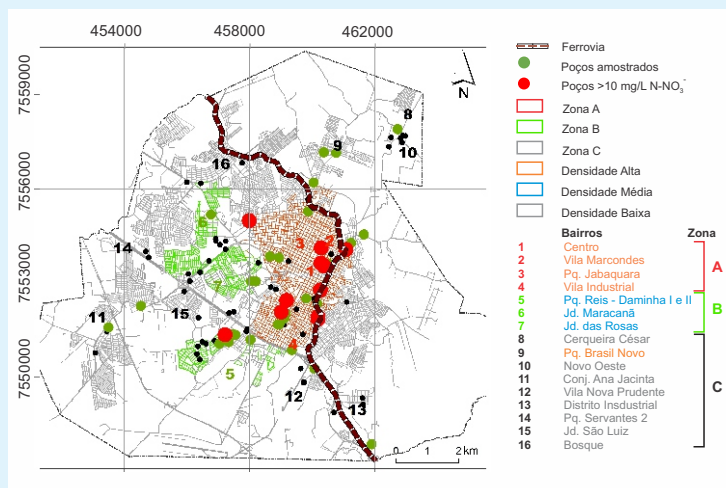
Frente a esse cenário, Procel (2011) avaliou as tendências de distribuição das concentrações de nitrato nas águas subterrâneas na área urbana de Presidente Prudente, ao longo do tempo e espaço e frente aos padrões de ocupação urbana, demonstrando uma relação direta entre a contaminação, densidade e idade de urbanização e os sistemas de saneamento *in situ*. Essa avaliação permitiu dividir a área urbana de Presidente Prudente em três zonas sensíveis à contaminação, conforme o estilo de ocupação urbana (Quadro 3.2).

Na área urbana do município de Bauru, estudos mais recentes foram realizados (DAEE, 2015; SIMONATO *et al.*, 2016) com o objetivo de fornecer um diagnóstico das condições de uso e os impactos na quantidade e qualidade das águas subterrâneas do SAB e SAG, bem como indicar medidas corretivas de proteção e controle. Os resultados obtidos confirmaram que a contaminação por nitrato está presente em poços rasos e profundos, alcançando toda a espessura saturada do SAB, na região central da cidade.

Um cenário semelhante de contaminação foi observado por Montanheiro (2014) em Monte Azul Paulista, município do interior do Estado abastecido exclusivamente por águas subterrâneas. Nos últimos anos, foram detectadas concentrações de nitrato no SAB neste município acima do padrão de potabilidade, fato que impossibilitou a utilização de alguns poços para abastecimento público. Esta situação levou o DAEE a definir uma área de restrição e controle por meio da Portaria DAEE nº 965/2013 (DAEE, 2013). Desta forma, Montanheiro (2014) efetuou um estudo hidrogeológico no município que permitisse caracterizar a distribuição do nitrato em subsuperfície, bem como auxiliar no entendimento do comportamento deste contaminante na área estudada. As elevadas concentrações de nitrato (até $19,3 \text{ mg/L N-NO}_3^-$) restringem-se à zona central da área urbana, mais antiga, e estão relacionadas à infiltração de efluentes domésticos, oriundos de fossas sépticas e vazamentos da rede de esgotos. Outra constatação apontada por este autor é a de que a contaminação não se restringe somente às porções mais rasas do SAB, sendo observadas concentrações superiores a 10 mg/L N-NO_3^- em poços com profundidades superiores a 150 m.

Quadro 3.2 - Contaminação por nitrato e sua relação com o crescimento urbano no Sistema Aquífero Bauru, em Presidente Prudente (SP)

As maiores concentrações de nitrato (até 46 mg/L N-NO_3^-) ocorrem nas regiões mais antigas e densamente ocupadas denotando uma clara relação entre a urbanização e a presença desse contaminante nas águas subterrâneas. Procel (2011) dividiu a área urbana de Presidente Prudente em três zonas sensíveis à contaminação por nitrato:



Zoneamento das áreas potenciais de contaminação por nitrato na área urbana de Presidente Prudente (Fonte: PROCEL, 2011)

SÍNTESE DO ESTUDO:

***Zona A:** porções mais antigas da área urbana, com alta densidade populacional (120 hab/ha) e rede de esgoto instalada apenas a partir da década de 1980;

***Zona B:** bairros mais novos, com densidade urbana média de 84 hab/ha. A rede de esgoto local foi instalada a partir do ano 2000. Apresenta concentrações entre 5 e 10 mg/L N-NO_3^- ;

***Zona C:** área mais nova, com baixa densidade de ocupação (20 hab/ha) e concentrações de nitrato < 5 mg/L N-NO_3^- . Os bairros foram implantados a partir de 2000, já com rede coletora de esgoto.

The background image shows a person's hands holding a clear glass under a running faucet. Water is being poured into the glass. The scene is overlaid with a semi-transparent blue filter and a network of blue circles connected by lines, resembling a molecular or chemical structure. The text '4. ENFRENTAMENTO DO PROBLEMA' is centered in the upper right area.

4. ENFRENTAMENTO DO PROBLEMA

4.1. Processos de contaminação

A perfuração de poços em áreas já contaminadas pode resultar em situações complexas e duvidosas para o usuário de águas subterrâneas ou, até mesmo, para os profissionais da área. A Figura 4.1 ilustra um exemplo onde um poço, apesar de construído segundo as normas técnicas vigentes, atinge porções do aquífero sob influência de uma pluma de contaminação, já existente e desconhecida, ou que durante a dispersão de poluentes poderá alcançar a Zona de Contribuição (ZC) das águas subterrâneas para o poço. Nestas circunstâncias, o poço será contaminado pelo aquífero.

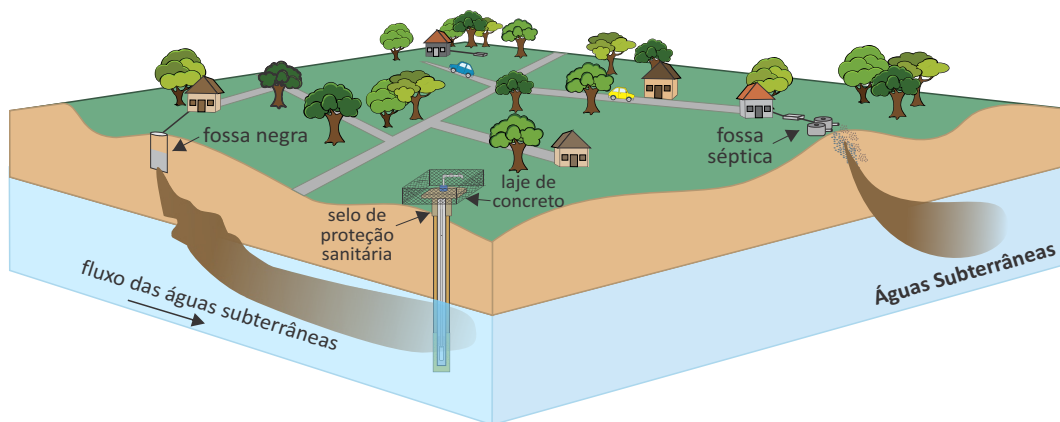
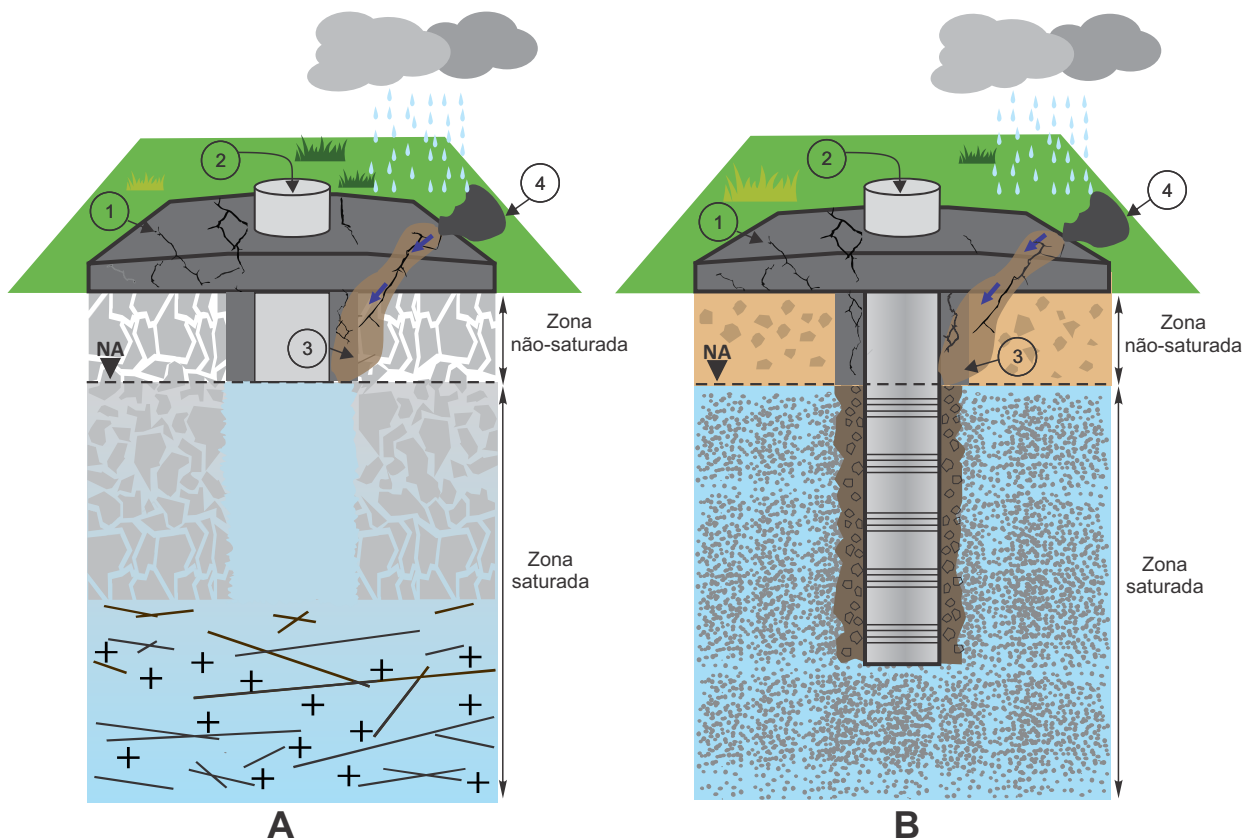


Figura 4.1 - Poço construído segundo as normas técnicas, sob influência de plumas de contaminação.

A situação é ainda mais preocupante se forem considerados poços perfurados em desacordo com a legislação. Poços mal construídos, agravados pelos descasos quanto aos aspectos de uso e ocupação no seu entorno, podem torná-los vetores de contaminação dos aquíferos, anteriormente isentos da presença de contaminantes. Há ocorrência de muitos poços, instalados sem laje de concreto ou em péssimas condições de manutenção, sem o devido selo de proteção sanitária ao redor do tubo de revestimento, ou com acabamento irregular em sua extremidade inferior (p.e. fissuras e perfurações no tubo, dentre outros), propiciando o acesso direto de águas contaminadas, provenientes da superfície ou subsuperfície (Figura 4.2).



Legenda: (1) ausência de laje de proteção sanitária ou selo com rachaduras (acesso de águas pluviais e/ou contaminantes); (2) poço desativado ou abandonado, sem tampa; (3) ausência de selo de proteção sanitária (cimentação) ou executado fora de norma, permitindo infiltrações de água contaminada; (4) lançamento acidental ou proposital de detritos, fluidos em geral, dentre outros, que poderão ser levados para o interior do poço a partir de águas pluviais.

Figura 4.2 - Poço construído em desacordo com as normas técnicas: A - Aquífero cristalino; B - Aquífero sedimentar.

4.2. Recuperação e proteção sanitária de poços

A recuperação de poços com concentrações de nitrato acima do padrão de potabilidade, em geral, não é uma tarefa simples e, embora não seja uma solução em si, pode significar uma tentativa de controle do problema que, muitas vezes, é entendida como associada ao perímetro de proteção sanitária em torno do poço.

Serviços de reabilitação de poços são particularmente recomendados nos casos em que se suspeita da falta de boa técnica de construção, problemas provenientes de danos de qualquer natureza durante sua operação, agravados, na maior parte dos casos, pela inexistência de relatório de construção do poço que permita identificar ou interpretar possíveis causas. Diante deste quadro, o plano de recuperação parte da execução inicial de uma perfilagem ótica no interior do poço, que mostrará zonas danificadas, áreas expostas à infiltração de contaminantes, além de outros problemas existentes.

A seguir, procede-se aos trabalhos de reparação do poço. Em geral, o trecho inicial (até 20 m de profundidade) é o que exige mais atenção. Nestas condições, faz-se necessário: i) substituir o tubo de boca do poço; ii) utilizar cimentação adequada entre a parede de perfuração e o tubo de boca; iii) construir laje de proteção sanitária do poço; iv) substituir, quando possível, os tubos de revestimento, isolando as formações contaminadas e impedindo o fluxo de água desses trechos para o interior do poço. Concluídos os serviços de reparação, efetua-se a limpeza e desinfecção do poço.

Contudo, cabe destacar as seguintes situações:

- ◆ Se não for possível a recuperação e se a contaminação no aquífero tem, como causa, problemas construtivos ou de manutenção da captação, recomenda-se o tamponamento do poço;
- ◆ Se o poço não constituir a origem da contaminação no aquífero, este poderá ser utilizado para o monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, pelo poder público (conforme o item 14.6.2 da Instrução Técnica DPO nº 10/2017, DAEE, 2017a). Entende-se que tamponar ou lacrar significaria a perda de boa oportunidade para conhecer melhor as origens e consequências locais do contaminante no aquífero.

4.3. Medidas preventivas

4.3.1. Identificação da contaminação do poço

A qualidade das águas subterrâneas de uma captação somente pode ser caracterizada corretamente se os critérios de coleta, preservação, armazenamento e transporte das amostras, além da seleção de laboratório para a execução de análises químicas, atendam às normas previstas na Instrução Técnica DPO nº 10/2017 (DAEE, 2017a).

Conforme citado no item 2.4, a água será considerada adequada ao consumo humano, no caso do nitrato, se a concentração for $\leq 10 \text{ mg/L N-NO}_3^-$, equivalente a 45 mg/L NO_3^- . Assim, as concentrações de nitrato na água podem indicar, embora não conclusivamente: a) $0-5 \text{ mg/L N-NO}_3^-$, concentração encontrada naturalmente; b) $5-10 \text{ mg/L N-NO}_3^-$, forte indicação de interferência antrópica; c) $> 10 \text{ mg/L N-NO}_3^-$, água não potável.

Os teores de nitrato detectados nas águas subterrâneas devem orientar a frequência de amostragem para averiguação de sua qualidade, conforme as propostas de ações apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Propostas de ações associadas às concentrações de nitrato em águas de poços tubulares e nascentes.

Uso da água	RECOMENDAÇÃO*		
	0-5 (provavelmente sem interferência antrópica)	5 - 10 (provavelmente forte interferência antrópica)	> 10 (forte interferência antrópica)
Consumo humano	Monitoramento semestral**	Monitoramento trimestral	Paralisar o consumo e informar o órgão gestor
Outros usos	Monitoramento anual***	Monitoramento anual***	Utilizar mediante autorização do órgão gestor

*Concentração de nitrato (mg/L N-NO_3^-): valores aproximados e indicativos.

**Frequência de amostragem, segundo a Portaria MS de Consolidação nº 5/2017.

***Frequência de amostragem, segundo a Instrução Técnica DPO nº 10/2017.

4.3.2. Aspectos construtivos dos poços

4.3.2.1. Regularização dos poços

A Política de Recursos Hídricos do estado de São Paulo e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGRH) foram determinados por meio da Lei Estadual nº 7.663/1991 (SÃO PAULO, 1991b).

No âmbito do SIGRH, designou-se a competência ao DAEE para cadastrar e outorgar o direito de uso dos recursos hídricos subterrâneos para os fins de utilização nos abastecimentos urbano, agrícola, entre outros, atendidos aos critérios e normas estabelecidos.

A execução de obras de captação de águas subterrâneas deve ser objeto de prévia manifestação e autorização pelo DAEE, compreendendo a licença de execução de poço e a outorga do direito de uso para os diferentes fins de utilização, nos termos da Portaria DAEE nº 1.630/2017 (DAEE, 2017b) e da Instrução Técnica DPO nº 10/2017 (DAEE, 2017a).

Caso o poço já esteja em operação, é necessária sua regularização nos termos da Portaria DAEE e da Instrução Técnica DPO supracitadas, em especial o item 6.3.

4.3.2.2. Construção de novos poços

A perfuração de novos poços, sobretudo quando destinados ao abastecimento humano, em locais onde se constatou a presença de nitrato nas águas subterrâneas, seja no interior do perímetro urbano de um município, em zonas periurbanas ou, ainda, naquelas projetadas para expansão da cidade, requer a adoção de cuidados técnicos redobrados e procedimentos criteriosos antes da definição do local para a execução da obra e também, após a sua conclusão.

A persistência e mobilidade do nitrato resultam em dispersão ilimitada no interior dos aquíferos e, portanto, não existem profundidades específicas para a contaminação dos mananciais subterrâneos. Ao contrário, a mesma pode ocorrer a partir da superfície do nível d'água, que é a porção superior dos aquíferos, alcançando grandes profundidades, da ordem de dezenas ou, até mesmo, centenas de metros.

A profundidade a ser alcançada, bem como a extensão da contaminação por nitrato, dependerá das características da fonte de contaminação e das propriedades físicas e hidráulicas do aquífero impactado.

Considerando o exposto, a perfuração de novos poços em áreas com suspeita de contaminação por nitrato deverá seguir as seguintes recomendações:

- ◆ Estudos prévios na área: compreende, estudos hidrogeoquímicos, hidrogeológicos e hidrodinâmicos. Com o apoio de investigações geofísicas, se confirmada a contaminação, efetuar o zoneamento do nitrato nas águas subterrâneas, buscando estabelecer possíveis estratificações na concentração desse contaminante, em profundidade. Visa também, compreender as relações espaciais entre as condutividades hidráulicas, em distintas direções no aquífero, bem como da forma de dispersão do nitrato, para subsidiar a instalação de seções filtrantes em posições mais seguras ou que tendam a diminuir a captação de água em trechos do aquífero com teores mais elevados de nitrato e, ainda, orientar quanto à escolha de trechos de cimentação sanitária com extensão em profundidade, aumentando a proteção contra a entrada de água contaminada;
- ◆ Elaboração de projetos de poços e sua construção atendendo às normas e aos procedimentos legais: os projetos de novos poços deverão atender às normas técnicas vigentes, como a ABNT NBR 12.212/2006 (ABNT, 2006a) e NBR 12.244/2006 (ABNT, 2006b), bem como a Instrução Técnica DPO nº 10/2017 (DAEE, 2017a).

4.3.3 Cobertura das redes de esgoto

Conforme demonstrado no Capítulo 2.3, uma das fontes potenciais de nitrato nas águas subterrâneas em áreas urbanas é a infiltração de efluentes domésticos no solo. A construção, ou mesmo a expansão da rede de esgoto pré-existente, é uma das formas mais eficientes de reduzir tais impactos no aquífero, uma vez que esta consegue remover uma quantidade elevada de efluentes que, de outra forma, se infiltraria no solo a partir de fossas sépticas ou negras.

É de conhecimento dos profissionais do setor que mesmo as fossas sépticas bem construídas geram quantidades importantes de nitrogênio (e consequentemente, nitrato) no solo, podendo contaminar os aquíferos. Entretanto, estudos recentes (PROCEL, 2011) têm demonstrado que em áreas onde há redes de esgoto ocorrem contaminações importantes das águas subterrâneas por nitrato, pois as redes antigas, com idades superiores a 30 anos e sem a devida manutenção, são susceptíveis a vazamentos. Atualmente, novos materiais (p.e. resinas plásticas) os reduzem, diminuindo as chances de contaminação extensiva dos aquíferos. Tais materiais são considerados seguros desde que bem instalados e com manutenção periódica.

Um resultado igualmente preocupante ao meio ambiente é a persistência do nitrato em aquíferos, sobretudo nos livres. Varnier *et al.* (2017) mostraram que mesmo as fossas negras desativadas continuam lançando quantidades expressivas de nitrato nas águas subterrâneas. Além disso, mesmo que fontes de contaminação sejam cessadas, as plumas de nitrato podem ainda persistir nos aquíferos por várias décadas (BERNICE, 2010). Assim, uma medida efetiva para evitar a contaminação em áreas urbanas compreende a instalação apropriada da rede de esgoto, prévia à ocupação urbana.

4.3.4 Campo de poços

Campos de poços são locais selecionados por critérios hidrogeológicos no entorno de aglomerações urbanas, destinados à implantação de novas captações, constituindo-se, assim, em importantes fontes de abastecimento público de água para tais áreas. Em geral, esses campos situam-se na periferia dos centros urbanos e, portanto, precisam ser protegidos. Assim, devem ser adotadas medidas de prevenção, proteção e controle do solo nas zonas de contribuição (também denominadas de zonas de captura) dos poços de abastecimento público. A Zona de Contribuição (ZC) corresponde às porções do terreno, ao redor de um poço de captação, onde as águas subterrâneas fluem em direção ao mesmo. A ZC é estabelecida pelos divisores de águas subterrâneas que se formam pelo bombeamento do poço e pelas fronteiras ou divisores naturais de fluxo (Figura 4.3).

Área com poço bombeando

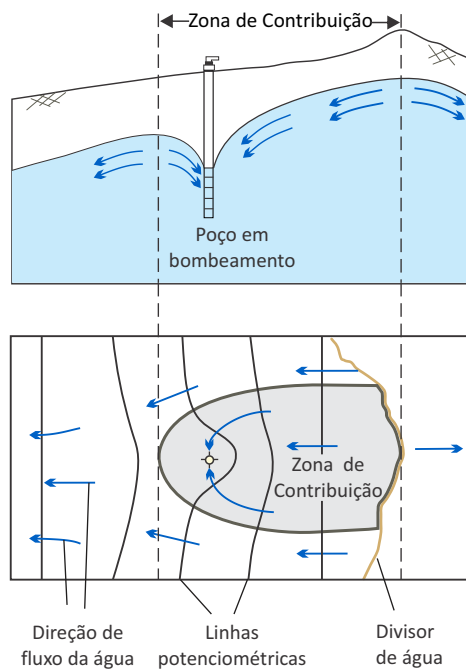


Figura 4.3 - Zona de contribuição do poço tubular em operação (Fonte: IRITANI & EZAKI, 2012).

A implantação de um campo de poços (Figura 4.4) requer a execução de estudos de viabilidade sobre a adequação de possíveis áreas alvo para tal finalidade. Portanto, é recomendável a realização dos seguintes procedimentos:

- ◆ *Caracterização hidrogeológica dos mananciais*: diagnóstico detalhado e identificação de áreas com características favoráveis à captação de água para abastecimento público, tanto em qualidade quanto em quantidade, conforme o potencial hidrogeológico e a vulnerabilidade do aquífero. Deve ser determinado o balanço de oferta de água frente às demandas, caracterizando, assim, a disponibilidade em relação à exploração requerida. A partir desses resultados, é imprescindível efetuar a locação criteriosa de novos poços, além da concepção de projetos adequados para suas construções;
- ◆ *Avaliação da situação de uso e ocupação do solo existentes*: caso a área apresente diferentes formas de uso e ocupação do solo, deve-se proceder à identificação e à classificação das atividades potencialmente contaminantes no local em que se pretende instalar o campo de poços, a fim de verificar sua viabilidade ou a necessidade de selecionar outra área para esse fim. Caso contrário, será necessário estabelecer instrumentos de gerenciamento do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica de interesse;
- ◆ *Identificação e proposição de diretrizes e critérios para o controle do uso e ocupação do solo visando à proteção do manancial subterrâneo*: caso a área seja ocupada por usos que não configurem atividades potencialmente contaminantes, reservá-la para instalação do futuro campo de poços, estabelecendo-se as devidas restrições aos usos incompatíveis. As regiões, assim caracterizadas, deverão ser inseridas no Plano Diretor Municipal, o qual deve englobar as zonas de contribuição dos poços;
- ◆ *Implantação de campo de poços*: construir os poços obedecendo as normas técnicas ABNT NBR 12.212/2006 (ABNT, 2006a) e NBR 12.244/2006 (ABNT, 2006b), além da Instrução Técnica DPO nº 10/2017 (DAEE, 2017a);

- ◆ **Operação e manutenção do sistema:** concomitantemente à construção de novos poços de abastecimento, tendo em vista a caracterização hidrogeológica, situação de uso e ocupação do solo, bem como da avaliação dos usos pretendidos e dos custos envolvidos, delimitar as áreas de proteção de poços, conforme estabelecido no *Roteiro Orientativo para Delimitação de Área de Proteção de Poço* (IRITANI & EZAKI, 2012).

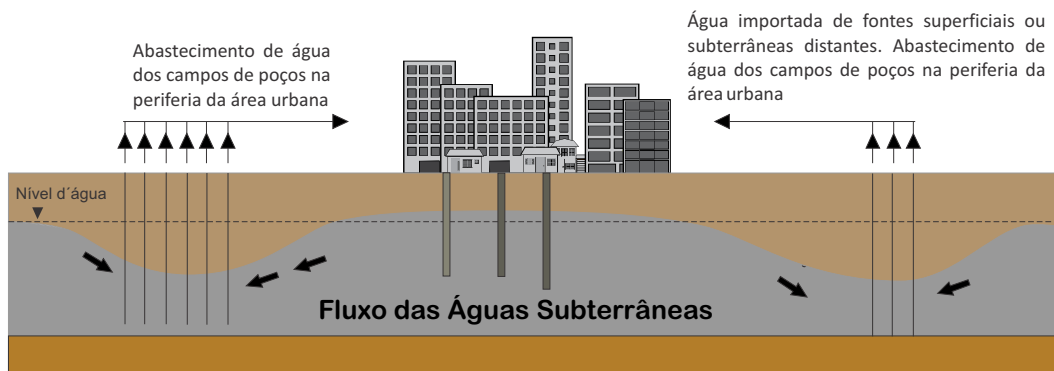


Figura 4.4 - Estabelecimento de campos de poços para o abastecimento público de água nos centros urbanos (Fonte: Modificado de HIRATA *et al.*, 2010).

4.3.5. Implantação de perímetros de proteção de poços

No estado de São Paulo, as normas para proteção dos mananciais subterrâneos tiveram início com a Lei Estadual nº 6.134/1988 (SÃO PAULO, 1988), que dispõem “... sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas do estado de São Paulo e dá outras providências”. Nessa lei, em seu artigo 9º, está previsto que, para possibilitar a preservação e conservação das

águas subterrâneas, o poder público competente instituirá áreas de proteção para os locais de captação de águas subterrâneas.

A regulamentação da Lei Estadual nº 6.134/1988 (SÃO PAULO, 1988), ou seja, o detalhamento das disposições gerais para viabilizar sua aplicação em casos específicos, foi efetuada por meio do Decreto Estadual nº 32.955/1991 (SÃO PAULO, 1991a), que estabeleceu a categoria de área a ser delimitada ao redor dos pontos de extração de águas subterrâneas, geralmente representados por poços tubulares profundos e voltada para resguardar a qualidade das águas subterrâneas.

Esses locais são denominados *áreas de proteção de poços e outras captações* e compreendem dois perímetros assim denominados: Perímetro Imediato de Proteção Sanitária (PIPS) e Perímetro de Alerta (PA), conforme ilustrado na Figura 4.5.

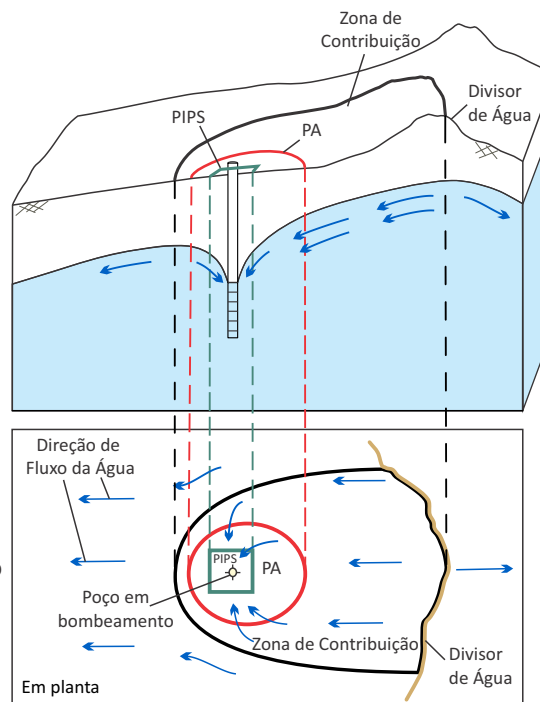


Figura 4.5 - Representação do Perímetro Imediato de Proteção Sanitária (PIPS) e do Perímetro de Alerta (PA), conforme estabelecido no Decreto Estadual nº 32.955/1991 (Fonte: IRITANI & EZAKI, 2012).

É importante destacar que esses perímetros destinam-se à proteção sanitária em relação aos contaminantes microbiológicos e que são definidos no interior da zona do terreno em que as águas subterrâneas fluem para o local de captação, denominado de zona de contribuição do poço (definida no item 4.3.4).

Por outro lado, como o nitrato possui grande mobilidade quando presente nas águas subterrâneas e para que as áreas de proteção se configurem como instrumentos de prevenção e controle da contaminação por esse contaminante, devem ser adotadas boas práticas de uso e ocupação do solo no entorno das captações, mesmo nas porções externas aos seus limites. Por precaução, deve-se evitar que estas se tornem alvo das fontes potenciais de contaminação, descritas no item 2.3.

O PIPS deve ser implantado e receber manutenção, conforme estabelecido na Instrução Técnica DPO nº 10/2017 (DAEE, 2017a). Como já citado anteriormente, as normas técnicas ABNT NBR 12.212/2006 (ABNT, 2006a) e NBR 12.244/2006 (ABNT, 2006b), também estabelecem critérios básicos para a construção adequada de poços tubulares profundos, incluindo a instalação de proteção sanitária.

4.4. Medidas corretivas

4.4.1. Técnicas para o gerenciamento do nitrato em aquíferos

4.4.1.1. Técnicas existentes

Conforme citado anteriormente, o nitrato é um contaminante conhecido por sua alta persistência e mobilidade nas águas subterrâneas. Em virtude de tais características, não pode ser removido do aquífero a partir de precipitação química, tampouco ser adsorvido, de forma significativa, no meio poroso. Deste modo, outros processos devem ser utilizados para mitigação do problema (APPELO & POSTMA, 1993).

Diversas técnicas para remediação/remoção do nitrato têm sido desenvolvidas e aplicadas ao tratamento *in situ* das águas subterrâneas, bem como aquelas utilizadas em sistemas de tratamento de água. Há técnicas que foram concebidas com o intuito de reduzir a concentração de nitrato mediante os processos de desnitrificação química ou biológica, em que o nitrato (NO_3^-) é convertido a gás nitrogênio (N_2). Outras foram geradas para remover o nitrato da água e concentrá-lo em um fluxo de resíduos que, por sua vez, precisam ser dispostos adequadamente (Figura 4.6).

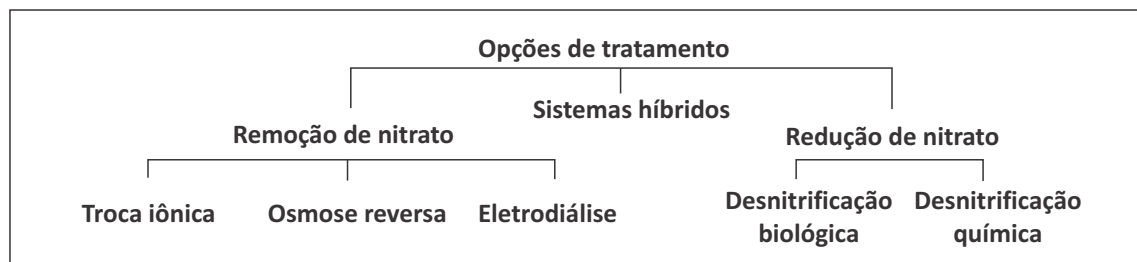


Figura 4.6 - Resumo das principais técnicas para remediação/remoção do nitrato em aquíferos (Fonte: Adaptado de JENSEN *et al.*, 2012).

Atualmente, as técnicas mais utilizadas são divididas em dois grupos principais: *in situ* (p.e. barreiras reativas, técnicas biológicas e eletroquímicas) e *ex situ* (p.e. troca iônica, osmose reversa, eletrodiálise, redução catalítica). As Tabelas 4.2 a 4.4 apresentam uma breve descrição sobre cada grupo, relatando as principais técnicas existentes, bem como suas aplicações, vantagens e limitações.

Tabela 4.2 - Descrição das principais técnicas para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a.

Técnica	Princípio	Tipo
A) <i>In Situ</i>	• A remoção do nitrato se dá no aquífero; • Baseia-se, comumente, nos processos de desnitrificação biológica ou química, a partir da conversão do nitrato em nitrito; • A configuração se dá a partir da fonte de contaminação e das propriedades do aquífero.	• Barreira Reativa; Permeável (BRP); • Biológico; • Eletroquímico.
Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
• Os produtos gerados são gases; • Baixo custo de manutenção e operação dos sistemas; • Exposição limitada a reagentes químicos, nos locais em que são utilizados no sistema; • Muitos sistemas podem operar em longo prazo (5 a 30 anos).	• As reações de desnitrificação incompletas levam à geração e acúmulo de outras espécies intermediárias (p.e. nitrito e amônio) nas águas subterrâneas, mais tóxicas que o nitrato; • Problemas de obstrução ou perda da permeabilidade efetiva da barreira reativa (precipitação de minerais, bolhas de nitrogênio molecular e dióxido de carbono); • As características do aquífero e a natureza da fonte de contaminação determinam o desenho, vida útil e eficiência das técnicas; • Algumas fontes de carbono são tóxicas (p.e. metanol) e podem causar problemas de contaminação se a dosagem aplicada for muito alta e se não forem completamente degradadas no aquífero.	BRAESTER & MARTINELL (1988); MERCADO <i>et al.</i> (1988); HAMON & FUSTEC (1991); JECHLINGER <i>et al.</i> (1991); SMITH <i>et al.</i> (1991); ROBERTSON & CHERRY (1995); BLOWES <i>et al.</i> (2000); KHAN (2000); INNOVATIVE TECHNOLOGY (2000); SCHIPPER & VOJVODIC-VUKOVIC (2001); CESARINO (2002); HUNTER (2003).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDOUX *et al.* (2004).

Tabela 4.2 - Descrição das principais técnicas para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a (cont.).

Técnica	Princípio	Tipo
B) <i>Ex situ</i>	A remoção do nitrato ocorre a partir do bombeamento de água, seguido de tratamento em superfície, sem a necessidade de reações redox.	• Troca catiônica; • Osmose reversa; • Eletrodialise.

Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
• Técnica de fácil aplicação; • Remoção de múltiplos parâmetros; • Menor geração de resíduo.	• Fornecimento contínuo de substâncias químicas; • Produção de alta concentração de salmoura; • Substituição constante de membranas.	BRAESTER & MARTINELL (1988); JECHLINGER <i>et al.</i> (1991).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDoux *et al.* (2004).

Tabela 4.3 - Principais técnicas *in situ* para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a.

Técnica	Princípio	Tipo
A.1) Barreira Reativa	Construção de uma barreira composta por materiais reativos, posicionada em trecho escavado do aquífero, conforme a direção de fluxo das águas subterrâneas e da pluma de contaminação.	Barreira Reativa Permeável (BRP): trincheiras contínuas, preenchidas por materiais permeáveis e reativos que funcionam como doadores de elétrons (carbono, ferro, enxofre).
Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
• Amplamente utilizada na América do Norte, Europa, Oceania (áreas industriais, residenciais, poços de abastecimento público, estações de tratamento de esgoto); • Construção de barreira perpendicular ao fluxo de águas subterrâneas, na direção da pluma de contaminação; • Posicionamento abaixo do nível d'água; • Baixo custo e baixa periculosidade dos materiais reativos constituintes das barreiras (p.e. serragem, madeira); • Baixo custo operacional (mão-de-obra e manutenção); • Vida útil relativamente longa.	• Coletas de amostras de sedimentos e águas subterrâneas, prévias à implantação da barreira; • Determinação da direção de fluxo das águas subterrâneas, anterior à construção da barreira; • Manutenção de ambiente anóxico, sobretudo em aquíferos rasos; • Profundidade e extensão da barreira, condicionada pelas características do aquífero; • Nível d'água raso; • Perda da capacidade de redução do nitrato ao longo do tempo; • Perda de eficiência da barreira, ocasionada pela formação de biofilmes ou precipitação de sais.	ROBERTSON & CHERRY (1995); BLOWES <i>et al.</i> (2000); SCHIPPER & VOJVODIC-VUKOVIC (2001); CESARINO (2002).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDoux *et al.* (2004).

Tabela 4.3 - Principais técnicas *in situ* para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a (cont.).

Técnica	Princípio	Tipo
A.2) Biológico	Reações de conversão de nitrato a nitrogênio molecular, por ação de bactérias desnitrificantes que utilizam este contaminante como aceptor de elétrons para oxidação de compostos orgânicos, na ausência de oxigênio.	Desnitrificação Biológica In Situ (DBIS): substratos contendo carbono orgânico são utilizados, de modo a promover as reações microbiológicas.
Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
• Técnica amplamente utilizada no mundo para remoção de nitrato; • Flexibilidade na configuração dos furos de injeção e de extração, podendo ser adaptada para se adequar à área de interesse; • Baixo custo dos substratos orgânicos convencionais, utilizados como fonte de carbono.	• A eficiência depende das quantidades de carbono, bem como dos valores de pH, temperatura e salinidade; • Alta quantidade de oxigênio livre no sistema inibe o processo de desnitrificação; • Geração de nitrito, mais tóxico, em caso de desnitrificação parcial; • A toxicidade de algumas fontes de carbono (p.e. metanol) pode causar problemas de contaminação, se a dosagem aplicada for muito alta.	MERCADO <i>et al.</i> (1988); HAMON & FUSTEC (1991); SMITH <i>et al.</i> (1991); KHAN (2000); HUNTER (2003).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDoux *et al.* (2004).

Tabela 4.3 - Principais técnicas *in situ* para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a (cont.).

Técnica	Princípio	Tipo
A.2) Biológicos – cont.	Reações de conversão do nitrato a nitrogênio molecular, por ação de bactérias desnitrificantes que utilizam este contaminante como aceptor de elétrons para oxidação de compostos orgânicos, na ausência de oxigênio.	Nitredox: envolve a injeção de uma fonte de carbono para promover a desnitrificação, e de uma fase adicional de injeção, com água aerada, para remoção do nitrogênio.

Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
• Utilizado em plantas de grande escala; • Vida útil prolongada; • Aplicado com sucesso na Europa (p.e. Áustria, Alemanha).	• Precipitação de óxidos de ferro e manganês (problemas de obstrução no sistema); • Complexidade da técnica; • Alto custo operacional (infraestrutura e mão-de-obra especializada).	BRAESTER & MARTINELL (1988); JECHLINGER <i>et al.</i> (1991).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDoux *et al.* (2004).

Tabela 4.3 - Principais técnicas *in situ* para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a (cont.).

Técnica	Princípio	Tipo
A.3) Eletrocinético	• Utilização de corrente elétrica, aplicada via dois eletrodos <i>in situ</i>, para controle das reações redox que ocorrem na água, em subsuperfície; • Aplicado ao aprimoramento dos sistemas de barreiras reativas.	---

Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
• Podem ser aplicados em aquíferos fraturados; • Utilizados para melhorar a eficiência de sistemas de barreiras reativas.	• pH da água tem que ser próximo a 7 (baixos valores requerem oxigenação do sistema); • Necessidade de infraestrutura adicional (p.e. eletrodos, fontes de energia e sistemas de controle); • Alto custo operacional (instalação e manutenção).	CHEW & ZHANG (1998); HO et al. (1999).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDoux *et al.* (2004).
--- - Sem informação.

Tabela 4.4 - Principais métodos *ex situ* para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a.

Técnica	Princípio	Tipo
B.1) Troca iônica	O nitrato é substituído, em geral, por cloreto, mediante passagem de água contaminada em uma resina até sua completa exaustão.	---

Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
• Utilização tanto de bases fortes como fracas para as trocas; • As resinas são compostas por aminas fracas, derivadas de amônio, e aquelas originadas de componentes amoníacos quaternários • Em geral, trata-se de sistema de coluna única, com unidade de troca aniônica de base forte e ciclo de regeneração com cloreto de sódio.	• Geração de solução salina, com alta concentração de nitrato.	DAHAB & BOGARDI (1990).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDoux *et al.* (2004).
--- - Sem informação.

Tabela 4.4 - Principais métodos *ex situ* para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a (cont.).

Técnica	Princípio	Tipo
B.2) Osmose reversa	Passagem “forçada” da água contaminada através de uma membrana semipermeável mediante aplicação de pressão, superior à pressão osmótica, promovendo a retenção do nitrato.	---

Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
As membranas são de acetato-celulose, poliamidas ou de composição intermediária.	- Alto custo do sistema; - Geração de resíduos de difícil descarte.	TREDOUX <i>et al.</i> (2004).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDOUX *et al.* (2004).
--- - Sem informação.

Tabela 4.4 - Principais métodos *ex situ* para remediação/remoção de nitrato nas águas subterrâneas^a (cont.).

Técnica	Princípio	Tipo
B.3) Eletrodíálise	Troca de íons por meio de uma membrana semipermeável, mediante aplicação de corrente elétrica direta.	---

Características/Vantagens	Requisitos/Limitações	Referência
Material necessário: água pressurizada, membranas de trocas aniônica e catiônica, em sequência, e uma fonte de corrente contínua de energia.	- Alto custo do sistema; - Geração de resíduos de difícil descarte.	CANTER (1997); HELL <i>et al.</i> (1998).

^a - Fonte: DAHAB & BOGARDI (1990); CANTER (1997), HELL *et al.* (1998); CESARINO (2002); TREDoux *et al.* (2004).
--- - Sem informação.

4.4.1.2. Eficiência dos métodos e comparação entre os custos envolvidos

A eficiência de cada técnica apresentada no item 4.4.1.1 depende de diversos fatores, tais como as características do aquífero (p.e. profundidade do nível d'água, tipo de aquífero, litologia), os quais influenciam suas propriedades (p.e. aplicação, limitações, custos, entre outros).

De modo geral, não existe uma única opção de tratamento para a remoção de nitrato que seja considerada a melhor e que possa ser aplicada em todos os cenários de contaminação. A escolha pela técnica de tratamento mais adequada depende de inúmeros fatores, além das características do aquífero e que incluem, entre outros, os custos de operação e manutenção do sistema, tamanho do sistema e a qualidade da água a ser tratada (JENSEN *et al.*, 2012). A Tabela 4.5 ilustra um diagrama comparativo entre as diferentes técnicas, baseadas na qualidade da água, e as possíveis prioridades a serem adotadas para uma dada fonte ou sistema de água.

Tabela 4.5 - Comparação entre as diferentes técnicas de tratamento de nitrato em água (Fonte: Adaptado de JENSEN *et al.*, 2012).

Problema	TI	OR	ER	DB	Prioridades	TI	OR	ER	DB
Remoção elevada de nitrato					Dureza elevada não é um grande problema				
Remoção elevada de sólidos totais dissolvidos (STD)					Confiabilidade				
Remoção de arsênio					Treinamento/Facilidade de operação				
Remoção de rádio e urânio					Redução do custo de capital				
Remoção de cromo					Redução do custo de operação e manutenção				
Remoção de perclorato					Redução da emissão				
					Experiência na indústria				
					Facilidade na gestão de resíduos				
Bom → Ruim									

(TI) - Troca iônica; (OR) - Osmose reversa; (ER) - Eletrodíálise reversa; (DB) - Desnitrificação biológica.

Vários estudos comparativos procuraram avaliar a eficiência entre as diversas metodologias para a remoção do nitrato nas águas subterrâneas, aplicadas na Europa e América do Norte. De acordo com Clarke *et al.* (2004), as técnicas de remediação *in situ* de nitrato têm sido utilizadas durante décadas em países como Estados Unidos, Canadá e Nova Zelândia, geralmente em escalas locais, incluindo pequenas cidades e áreas rurais (Tabela 4.6). Dentre as técnicas amplamente aceitas, incluem-se as barreiras reativas, manipulação redox e desnitrificação biológica. Tredoux *et al.* (2004) apresentam uma tabela comparativa sobre a eficiência de remoção de nitrato a partir de algumas barreiras reativas permeáveis (BRP) usadas para desnitrificação, cujas plantas foram instaladas em diferentes países, conforme dados apontados por Cartmell *et al.* (1999) e outros autores.

Por outro lado, dados levantados por Jensen *et al.* (2012) mostraram que a troca iônica e a osmose reversa são as técnicas para tratamento de nitrato mais comumente utilizadas nos Estados Unidos, inclusive com sistemas em grande escala. A aplicação da desnitrificação biológica, por sua vez, é mais comum na Europa, enquanto a desnitrificação química tem sido utilizada apenas em escala piloto.

Tabela 4.6 - Exemplos de alguns ensaios pilotos e informações operacionais das técnicas adotadas para remoção de nitrato *in situ* nas águas subterrâneas^a.

Técnica/ Local	Tipo de aquífero	Fonte de carbono	Detalhes Operacionais injeção/barreira	poços de injeção
Nitredox/ Áustria	Areia e cascalho, porosidade primária	Etanol ou metanol	Pulso (P)	16 poços distribuídos em raio de 18 m, a partir do poço de bombeamento
DBIS/ EUA	Areia e cascalho	Etanol	Pulso (P) e contínua (C)	08 poços de 12 m de profundidade, distribuídos em raio de 12 m
DBIS/ França	Livre (aluviões)	Etanol	Pulso (P) e contínua (C)	15 poços distribuídos em raio de 25 m
DBIS/ Israel	Heterogêneo	Sacarose	Pulso (P)	Dois poços operacionais de 100 m de profundidade, situados em raio de 15-25 m
DBIS/ Holanda	Livre	Metanol	Pulso (P) e contínua (C)	Mínimo de três poços situados em raio de 10-25 m
DBIS/ França	Cárstico	Etanol	---	Grupos de três poços, distantes 3 m entre si
BRP/ Canadá	Livre, porosidade primária	Serragem e lascas de madeira	Instalação de barreiras	---
BRP/ Nova Zelândia	Livre, arenoso	Serragem	Instalação de barreiras	---

^a - Fonte: TREDoux *et al.* (2004).

DBIS - Desnitrificação biológica *in situ*; BRP - Barreira reativa permeável.

--- - Sem informação.

Tabela 4.6 - Exemplos de alguns ensaios pilotos e informações operacionais das técnicas adotadas para remoção de nitrato *in situ* nas águas subterrâneas^a (cont.).

Técnica/ Local	Vazão de extração (mL/d)	Concentração inicial N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ removido (%)	Referência
Nitredox/ Áustria	5	23	75	JECHLINGER <i>et al.</i> (1991)
DBIS/ EUA	6	40	C=35 P=90 - 100	KHAN (2000)
DBIS/ França	0,7	23	70 (C e P)	HAMON & FUSTEC (1991)
DBIS/ Israel	1,2 - 1,4	14	10	MERCADO <i>et al.</i> (1988)
DBIS/ Holanda	---	19	C=30 P=50	KRUIHOF <i>et al.</i> (1985)
DBIS/ França	---	226 - 565	80	CHEVRON <i>et al.</i> (1998)
BRP/ Canadá	---	5 - 57	58 - 91	ROBERTSON & CHERRY (1995)
BRP/ Nova Zelândia	---	5 - 15	> 95	SCHIPPER & VOJVODIC-VUKOVIC (2001)

^a - Fonte: TREDoux *et al.* (2004).
DBIS - Denitrificação biológica *in situ*; BRP - Barreira reativa permeável.
--- - Sem informação.

A USEPA e outras instituições internacionais implementaram plantas de desnitrificação, em escala de campo. Em geral, os custos envolvidos são calculados para a situação norte-americana. São apresentados na Tabela 4.7 os resultados de um estudo comparativo, efetuado na década de 1990 por Martin *et al.* (1995), entre seis diferentes técnicas para remoção de nitrato e dureza nas águas subterrâneas, na cidade de Seward, estado de Nebraska (EUA), considerando uma produção de água equivalente a 365 milhões de galões/ano ($1,4 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$).

Tabela 4.7 - Comparação entre os custos de implantação de alguns sistemas para remoção de nitrato e dureza (Fonte: MARTIN *et al.*, 1995).

Técnica	Custo estimado de implantação (USD)	Custos de operação e manutenção anuais estimados (USD)	Capital anual estimado ^a (USD)	Custo (USD/ $3,8 \times 10^3 \text{ m}^3$)
Troca iônica (NO_3^-)	3.830.000	23.000	390.000	1.432.000
Troca iônica (NO_3^-) e suavização com cal	7.070.000	55.000	720.000	3.412.000
Troca iônica (NO_3^-) e suavização com troca iônica	7.510.000	45.000	765.000	2.740.000
Osmose reversa (NO_3^- e dureza)	2.655.000	50.000	270.000	1.600.000
Eletrodiálise reversa (NO_3^- e dureza)	5.455.000	50.000	555.000	2.488.000
Osmose reversa e troca iônica (NO_3^-)	3.655.000	50.000	372.000	2.038.000

^a - Custo calculado considerando um valor de 8% no período de 20 anos.

Recentemente, Jensen *et al.* (2012) estimaram os custos de implantação e operação de sistemas para remoção de nitrato nas águas subterrâneas, considerando as técnicas osmose reversa e troca iônica, nas regiões da Bacia do Lago Tulare e Vale Salinas, estado da Califórnia (EUA). Segundo os autores, as concentrações de nitrato e os parâmetros de qualidade da água podem interferir na eficiência do tratamento e aumentar os custos anuais de operação e manutenção do sistema. A Tabela 4.8 mostra a relação dos custos estimados frente ao tamanho do sistema e às concentrações de nitrato, considerando dois conjuntos de dados de fornecedores.

Tabela 4.8 - Estimativa de custos de tratamento de água baseada nas técnicas e tamanhos dos sistemas de remoção de nitrato nas regiões da Bacia do Lago Tulare e Vale Salinas, estado da Califórnia (Fonte: JENSEN *et al.*, 2012)^a.

Tamanho do sistema (n° de pessoas)	Concentração de nitrato (mg/L)	Técnica	Custos anuais de operação e manutenção (média) ^b USD/3.790 L
Muito pequeno (25-500)	1x VMP ^c	Troca iônica	0,28-3,81 (1,22)
	2x VMP ^c	Troca iônica	0,35-10,48 (2,13)
	3x VMP ^c	Troca iônica	0,42-17,15 (3,05)
Pequeno (501-3.300)	3x VMP ^c	Osmose reversa ^d	0,22-16,16 (4,22)
	1x VMP ^c	Troca iônica	0,15-2,63 (0,87)
	2x VMP ^c	Troca iônica	0,19-7,23 (1,52)
	3x VMP ^c	Troca iônica	0,23-11,84 (2,18)
Médio (3.301-10.000)	3x VMP ^c	Osmose reversa ^d	0,23-1,15 (0,57)
	1x VMP ^c	Troca iônica	0,12-1,69 (0,84)
	2x VMP ^c	Troca iônica	0,15-4,65 (1,47)
	3x VMP ^c	Troca iônica	0,18-7,61 (2,10)
Grande (10.001-100.000)	3x VMP ^c	Osmose reversa ^d	0,91-2,76 (1,89)
	1x VMP ^c	Troca iônica	0,13-1,39 (0,66)
	2x VMP ^c	Troca iônica	0,16-3,82 (1,16)
	3x VMP ^c	Troca iônica	0,20-6,26 (1,65)
	3x VMP ^c	Osmose reversa ^d	0,40-2,21 (1,48)

^a - Os custos anuais de operação e manutenção estimados variam entre 25% a 175% e dependem de muitos fatores, dos quais incluem-se os parâmetros de qualidade e disposição dos resíduos.

^b - O aumento dos custos anuais de operação e manutenção foi estimado a partir de um conjunto limitado de dados, considerando as estimativas de custo do fornecedor para a técnica da troca iônica, com o aumento das concentrações de nitrato acima do Valor Máximo Permitido (10 mg/L N-NO₃⁻).

^c - VMP: Valor Máximo Permitido (10 mg/L N-NO₃⁻), segundo a USEPA.

Tredoux *et al.* (2004), a partir dos dados fornecidos pela USEPA, estimaram os custos para implementação de sistemas de remoção do nitrato *in situ*, bem como os *ex situ* nas águas subterrâneas em Marydale (África do Sul). Em Marydale, o abastecimento de água é feito a partir de um campo de poços, composto por 10 poços tubulares. A demanda de água projetada para o ano de 2005 foi de 142.287 m³/ano. A Tabela 4.9 apresenta um resumo dos custos estimados, considerando a manutenção dos mesmos e os gastos envolvidos na operação dos sistemas, para um período de 10 anos, para a demanda anual de água supracitada.

Tabela 4.9 - Resumo dos custos envolvidos. (em Rand), para a implantação de sistemas de remoção de nitrato nas águas subterrâneas em Marydale, África do Sul (Fonte: TREDoux *et al.*, 2004).

Parâmetro	Custo	BRP ^a	MRIS ^b	DBIS ^c	Ex situ
Investimento de capital	Rand (R)	51.332	100.289	82.935	350.000
	Dólar (USD) ^c	3.812,72	7.449,11	6.160,12	25.996,76
Operação e manutenção	Rand (R)	---	---	---	2,00/m ³
	Dólar (USD) ^c	---	---	---	0,15/m
m ³ /ano de água necessário para 2005	---	142.287	142.287	142.287	142.287
Custo de funcionamento em 10 anos	Rand (R)	---	---	---	2.845.740
	Dólar (USD) ^c	---	---	---	211.371,48
Custo total em 10 anos	Rand (R)	51.332	100.289	82.935	3.195.740
	Dólar (USD) ^d	3.812,72	7.449,11	6.160,12	319.574,00

^a - BRP: Barreira Reativa Permeável. Custo calculado, considerando uma barreira de 10 m profundidade x 10 m extensão x 1 m largura.

^b - MRIS: Manipulação Redox *In Situ*. Custo calculado, considerando a inserção de uma barreira permeável de 152 m².

^c - Desnitrificação Biológica *In Situ*.

^d - Valor estimado a partir da cotação do dólar, em abril/2017.

--- - Sem informação.

4.4.2. Gerenciamento do poço em aquífero contaminado por nitrato

Uma das medidas preventivas mais importantes a ser adotada pelos órgãos gestores de águas subterrâneas consiste no gerenciamento do poço em aquífero contaminado por nitrato. Uma vez efetuada a amostragem de águas subterrâneas e que se constate a presença de nitrato em concentrações que excedam àquela estabelecida pela Portaria MS de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017), tal procedimento deve ser repetido com o intuito de confirmar o resultado (Figura 4.7). Confirmada a contaminação, o responsável deve notificar o Centro de Vigilância Sanitária (CVS).

Assim que a contaminação dos aquíferos por nitrato for detectada, deve-se verificar se a água extraída destina-se ao consumo humano. Se não for, é necessário averiguar sua aptidão para o uso pretendido; caso contrário, sugere-se o abandono do poço e seu fechamento. Se a água for destinada ao consumo humano, há formas de tratá-la, incluindo pequenas estações instaladas após a saída do poço, na superfície do terreno. Sendo uma concessionária pública de água, ela poderá, alternativamente, mesclar águas, com elevados teores de nitrato, com outras onde o contaminante não esteja presente, permitindo que a mistura final seja apta ao consumo humano.

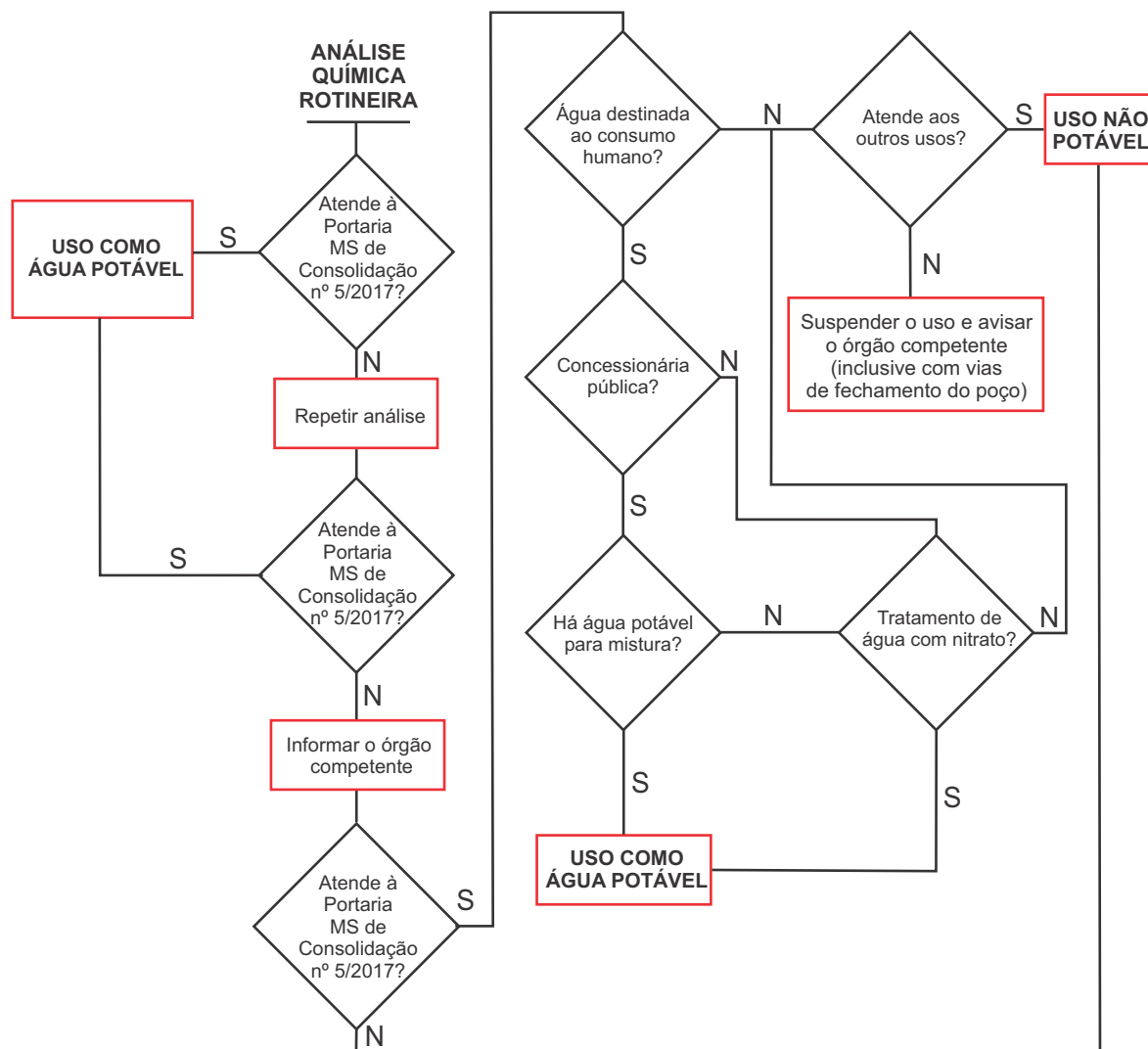


Figura 4.7 - Proposta de alternativas de uso de água de poços em aquífero contaminado por nitrato.

A água extraída de um poço ou manancial, destinado ao consumo humano, deve ter um restrito programa de monitoramento. Caso seja detectado nitrato, o monitoramento para os parâmetros indicadores (amônio, nitrito, nitrato, cloreto, pH e condutividade elétrica) deve ser semestral ($0-5 \text{ mg/L N-NO}_3^-$) ou mesmo trimestral ($5-10 \text{ mg/L N-NO}_3^-$). A cada seis meses, uma análise completa, segundo a Portaria MS de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017), deve ser efetuada. Caso o poço esteja situado próximo às fontes potenciais de contaminação ou se os parâmetros indicadores (amônio, nitrito, nitrato, cloreto, pH e condutividade elétrica) apresentem um aumento de suas concentrações em duas análises consecutivas, a análise completa deverá ser repetida, trimestralmente.

4.4.3. Abastecimento público em áreas críticas

O abastecimento em áreas com contaminação por nitrato nas águas subterrâneas pode ser gerenciado a partir de várias soluções já citadas, tais como:

- ◆ Implementação de campos de poços, realocando áreas de captação de águas subterrâneas para áreas periurbana e rural do município, associada ao estabelecimento de perímetros de proteção de poços, e a um programa adequado de proteção de qualidade das águas subterrâneas, em especial na área de influência das captações;
- ◆ Gerenciamento dos sistemas de abastecimento em áreas contaminadas e não contaminadas, promovendo a mistura de águas para diluição dos teores de nitrato a níveis adequados aos padrões requeridos para o uso e estabelecidos na legislação;
- ◆ Captações de águas subterrâneas contaminadas por nitrato, com posterior tratamento e controle da qualidade, atendendo aos padrões de potabilidade, a exemplo do que ocorre com as águas superficiais;
- ◆ Independentemente das ações que viabilizem o abastecimento público de água em municípios com problemas relevantes de contaminação por nitrato, as decisões devem ser tomadas a partir de diagnósticos hidrogeológicos consistentes e acompanhadas por monitoramento contínuo e sistemático da qualidade das águas subterrâneas.





5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do exposto nesta publicação sobre o panorama do nitrato nas águas subterrâneas no estado de São Paulo, conclui-se que:

- ♦ A ocorrência de nitrato nas águas subterrâneas, em teores acima do valor de potabilidade, é uma preocupação crescente que afeta as áreas urbanas de diversos municípios do interior paulista. Os maiores problemas correspondem à alta densidade populacional, normalmente concentrada nas áreas mais antigas das cidades, idade da rede de esgoto e respectiva manutenção precária, ou mesmo a presença de locais sem rede de esgoto;
- ♦ As concentrações de nitrato, muitas vezes excedendo aos padrões de potabilidade, foram detectadas em diversos poços tubulares e cacimbas, especialmente naqueles que captam água do SAB e porção aflorante do SAG. Além desses sistema aquíferos, foi constatada também uma tendência de aumento nas concentrações dessa substância nos sistemas aquífero Pré-Cambriano e SASG;
- ♦ Mesmo com a considerável ampliação das redes de esgoto nas cidades paulistas, cessando ou reduzindo consideravelmente a fonte primária de contaminação, o nitrogênio continua presente nos aquíferos, com especial atenção ao SAB, gerando problemas de contaminação;
- ♦ A contaminação das águas subterrâneas por nitrato representa um risco à saúde humana, a partir da ingestão de água com concentrações desta substância acima do padrão de potabilidade, estabelecido pela Portaria MS de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017). Por outro lado, não há riscos à saúde associados ao contato dérmico e à inalação, conforme mencionados nas literaturas nacionais e internacionais. Assim, é possível o aproveitamento de águas contaminadas para outras finalidades não potáveis, sem prejuízo à saúde humana;

- ◆ Nas áreas contaminadas por nitrato, as maiores concentrações ocorrem, de um modo geral, nas porções mais rasas dos aquíferos. A construção de poços em conformidade com as normas técnicas, além de atender a uma exigência legal, possibilita a captação de água com melhor qualidade nessas localidades. Entretanto, sendo uma área contaminada, a exploração de água por poços exige um acompanhamento sistemático e frequente de sua qualidade;
- ◆ A alta mobilidade do nitrato, aliada à sua persistência e ao volume de carga contaminante infiltrado em subsuperfície, fazem com que grandes extensões dos aquíferos sejam impactadas. Esse cenário de contaminação pode atingir, inclusive, os poços construídos segundo as normas técnicas vigentes;
- ◆ A fuga das redes de esgoto antigas é a principal fonte de contaminação em aquíferos urbanos. O material dos tubos, pouco resistente ao tempo, aliado à baixa manutenção das redes e deterioração ocasionada pela idade de instalação dos mesmos, fazem com que tais fugas ocasionem contaminações extensivas e importantes aos aquíferos. Entretanto, as novas redes construídas por materiais plásticos têm se mostrado adequadas para evitar tais contaminações. Assim, as novas urbanizações devem ser precedidas pela instalação de rede de esgoto, com materiais plásticos adequados, e as tubulações das redes antigas serem substituídas;
- ◆ A universalização da coleta e tratamento de esgotos, aliada à eliminação de fontes ativas (manutenção e/ou substituição das redes de esgoto antigas e eliminação de fossas), representam as medidas mais eficientes para o cenário paulista, pois a remediação de aquíferos contaminados por nitrato é economicamente inviável, devido aos custos associados à descontaminação de extensas áreas;
- ◆ As águas subterrâneas contaminadas por nitrato, extraídas dos poços, podem ser tratadas por diversas técnicas atualmente disponíveis no mercado brasileiro, e que possibilitam a adequação da qualidade das águas brutas para as finalidades de uso a serem permitidas pelos órgãos gestores competentes.





6. RECOMENDAÇÕES

As autoridades, assim como as entidades componentes do SIGRH, em particular, devem ser informadas quanto à presença de nitrato acima dos padrões de potabilidade nas águas subterrâneas no estado de São Paulo, bem como aos impactos decorrentes do uso de água dos aquíferos.

A seguir, são apresentadas algumas recomendações para a prevenção e mitigação do impacto por nitrato em aquíferos, destinadas às três diferentes instâncias: órgãos de governo (estadual e municipal), comitês de bacia e usuários.

6.1. Órgãos de governo estadual e municipal

Tema	Aspecto	Recomendação
A. Gerenciamento de áreas contaminadas por nitrato	a.1) Falta de conhecimento sobre as áreas contaminadas	- Intensificar as ações dos órgãos de fiscalização e controle do Estado e municípios no que se refere ao mapeamento e identificação de fontes potenciais de contaminação, em áreas urbanas e rurais; - Definir diretrizes estaduais para o conhecimento e gerenciamento simplificado das áreas contaminadas por nitrato, baseadas na gestão de risco à saúde humana; - Estabelecer diretrizes e critérios para execução do diagnóstico das áreas de interesse, visando padronizar os resultados do estudo de contaminação em áreas urbanas e rurais; - Estabelecer programas específicos de monitoramento para os casos de contaminação, visando melhorar o conhecimento da pluma de nitrato no aquífero.
	a.2) Dispersão de informações entre os diferentes órgãos públicos	Integrar os dados de qualidade das águas subterrâneas da CETESB, CVS e dos prestadores de serviços de saneamento básico dos municípios, com intuito de aprimorar o diagnóstico da qualidade das águas subterrâneas no Estado.
	a.3) Gerenciamento do poço impactado ou contaminado por nitrato	- Estabelecer normativa visando ao monitoramento dos poços, cuja frequência dependerá do intervalo de concentração ($0\text{-}5\text{ mg/L N-NO}_3^-$; $5\text{-}10\text{ mg/L N-NO}_3^-$; $>10\text{ mg/L N-NO}_3^-$); - Criar, manter e atualizar um banco de dados dos resultados do monitoramento da qualidade da água dos poços e, periodicamente, avaliar o cenário de contaminação por nitrato.
	a.4) Proteção da qualidade	- Adotar medidas necessárias para o controle das fontes potenciais de contaminação, em áreas urbanas e rurais; - Estabelecer mecanismos para efetiva implementação dos perímetros de proteção de poços, conforme os termos previstos na legislação; - Estabelecer mecanismos para o financiamento de campanhas de análises químicas periódicas de água em poços de pequenas propriedades rurais, como forma de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas nessas regiões.

6.1. Órgãos de governo estadual e municipal (cont.)

Tema	Aspecto	Recomendação
B. Aspectos construtivos dos poços	b.1) Regularização dos poços	Estabelecer programas efetivos de comunicação social e educação ambiental, incluindo perfuradores, usuários e a sociedade em geral, de modo a demonstrar a importância dos mesmos na gestão dos recursos hídricos. Em relação ao usuário, motivá-lo a regularizar o poço, perfurado em área urbana ou rural.
C. Universalização do esgotamento sanitário	b.2) Construção de novos poços	Estabelecer critérios para solicitação e organização sistemática das informações relativas aos aspectos técnicos e construtivos dos poços.
	c.1) Manutenção da rede de esgoto	Melhorar os sistemas de coleta e tratamento de esgotos, com a substituição de redes antigas.
	c.2) Cobertura insuficiente da rede de esgoto	- Ampliar a cobertura de coleta e tratamento de esgoto; - Fortalecer a fiscalização, com o intuito de eliminar a ocorrência de ligações clandestinas e garantir a ligação do usuário à rede coletora de esgoto; - Realizar instalação da rede de esgoto, prévia à ocupação urbana.
	c.3) Redução da emissão de esgoto em áreas rurais	Adotar programas de comunicação social, visando a instalação e a manutenção adequadas de fossas sépticas, conforme preconizado nas normas vigentes. As fossas devem situar-se à jusante dos poços existentes nas propriedades rurais (tubulares e cacimbas), respeitando a distância mínima das captações de águas subterrâneas.
D. Abastecimento público em áreas contaminadas	d.1) Campo de poços	Implantar campos de poços e captação de água para abastecimento público fora da área de influência da zona urbana, com base em estudos de viabilidade hidrogeológica e econômica.

6.2. Comitês de bacia

Tema	Aspecto	Recomendação
A. Áreas contaminadas por nitrato	a.1) Falta de conhecimento sobre as áreas contaminadas	- Promover discussões, além de projetos educativos e de comunicação social que permitam conscientizar e orientar os membros do comitê e os usuários de recursos hídricos a respeito do problema da contaminação das águas subterrâneas por nitrato; - Promover campanhas de conscientização pública sobre a contaminação dos aquíferos por nitrato, suas causas e consequências, inclusive apontando os riscos do consumo humano e animal de água de poços, em áreas urbanas e rurais.
	a.2) Gerenciamento de áreas contaminadas	- Estabelecer, nos Planos de Bacia, áreas prioritárias para o diagnóstico detalhado da contaminação das águas subterrâneas por nitrato; - Promover a realização de estudos técnicos para o diagnóstico da contaminação por nitrato, em áreas urbanas e rurais da UGRHI, mediante aplicação do modelo do Termo de Referência proposto pelo SIGRH, definindo as linhas de pesquisa prioritárias e a viabilização de recursos para tal finalidade; - A partir dos diagnósticos, estabelecer redes de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas em sinergia com a CETESB, prevendo campanhas de análises químicas periódicas de água em poços de pequenas propriedades rurais. Nas áreas urbanas, o monitoramento da qualidade poderá ser acompanhado a partir das análises químicas previstas nas normas estabelecidas pela Vigilância Sanitária; - Propor a delimitação de áreas de restrição e controle mediante recomendações propostas pelos estudos de diagnósticos da contaminação, em conformidade com Deliberação CRH nº 52/2005; - Adotar medidas de boas práticas agrosilvopastoris, tais como: i) concepção de projeto eficiente de irrigação e drenagem; ii) manuseio adequado de fertilizantes nitrogenados e dejetos animais, bem como melhor gerenciamento sobre a quantidade de nitrogênio aplicado no solo; iii) armazenamento adequado de fertilizantes e/ou dejetos animais, além da destinação apropriada de embalagens e eventuais resíduos.

6.3. Usuários

Tema	Aspecto	Recomendação
A. Aspectos construtivos dos poços	a.1) Poços contaminados	- Avaliar a viabilidade técnica de melhoria da qualidade da água extraída, mediante a identificação de problemas construtivos do poço e a recuperação do mesmo; - Informar ao órgão gestor competente sobre a contaminação do poço ($>10\text{mg/L N-NO}_3^-$) e obter manifestação quanto aos procedimentos subsequentes (p.e. tamponamento, monitoramento, possibilidade de outros usos, etc.).
	a.2) Construção de novos poços	- Construir o poço de acordo com a legislação e normas técnicas vigentes; - Nas áreas rurais, além de seguir as normas técnicas vigentes para a construção do poço, o mesmo deve ser instalado à montante do sistema de saneamento <i>in situ</i> (fossa séptica), respeitando a distância mínima fossa-poço.
B. Aspectos legais do poço	b.1 Poços irregulares	Regularizar o poço junto ao órgão responsável pela outorga.
C. Gerenciamento e proteção da qualidade da água do poço	c.1) Consumo humano	- A água com concentração de nitrato acima do padrão de potabilidade somente poderá ser utilizada para consumo humano mediante a remoção do excesso de nitrato e controle da fonte contaminante; - Realizar o monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, de modo a verificar se elas estão dentro dos padrões de potabilidade e que, portanto, não ofereçam risco à saúde humana; - Monitorar com frequência: i) semestral, se a concentração for entre $0-5\text{ mg/L N-NO}_3^-$; ii) trimestral, se a concentração for entre $5-10\text{ mg/L N-NO}_3^-$.
	c.2) Outros usos	- Realizar o monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, de acordo com os padrões exigidos na legislação; - A água com concentração de nitrato acima do padrão de potabilidade poderá ser utilizada para outros fins, mediante tratamento, se necessário, e desde que a água servida contaminada tenha destinação adequada, sem retorno ao aquífero.
	c.3) Perímetro de proteção	Elaborar estudos técnicos para delimitação dos perímetros de proteção dos poços, em conformidade com a legislação vigente, em áreas definidas como prioritárias, fundamentadas em estudos técnicos.



7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **NBR 12.212: Poço tubular - Projeto de poço tubular para captação de águas subterrâneas.** 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2006a. 10 p.

ABNT. **NBR 12.244: Poço tubular - Construção de poço tubular para captação de água subterrânea.** 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2006b. 10 p.

ALDERWISH, A. M.; DOTTRIDGE, J. Urban recharge and its influence on groundwater quality in Sana'a, Yemen. In: CHILTON, J. (Ed.). **Groundwater in the urban environment. Selected city profile.** Rotterdam: Balkema, 1999. p. 85-90.

ALMASRI, M.; KALUARACHCHI, J. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 343, n. 3-4, p. 211-229, 2007.

APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution.** 1. ed. Rotterdam: A. A. Balkema, 1993. 536 p.

ARBUCKLE, T. E. et al. Water nitrates and CNS birth defects: A population-based case-control study. **Archives of Environmental Health**, n. 43, v. 2, p. 162-167, 1988.

ARBUCKLE, T. E.; HEWITT, D.; SHERMAN, G. J. Congenital malformations and maternal drinking water supply in rural South Australia: A case-control study [Letter]. **American Journal of Epidemiology**, v. 124, n. 2, p. 344, 1986.

ASCENGRAU, A.; ZIERLER, S.; COHEN, A. Quality of community drinking water and the occurrence of spontaneous abortion. **Archives of Environmental Health**, v. 44, n. 5, p. 283-290, 1989.

BARCHA, S. F. **Aspectos geológicos e províncias hidrogeológicas da Formação Bauru na região norte-ocidental do Estado de São Paulo.** 1980. 209 f. Tese de Livre Docência - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 1980.

BERNICE, A. M. **Evolução da contaminação por nitrato em aquíferos urbanos: estudo de caso em Urânia (SP).** 2010. 141 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BLOWES, D. W. et al. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 45, n. 1-2, p. 123-137, 2000.

BOCANEGRA, E. et al. Groundwater contamination: Risk management and assessment for landfills in Mar del Plata, Argentina. **Environmental Geology**, v. 40, n. 6, p. 732-741, 2001.

BÖHLKE, J. K.; ERICKSEN, G. E.; REVESZ, K. Stable isotope evidence for an atmospheric origin of desert nitrate deposits in northern Chile and southern California, U.S.A. **Chemical Geology**, v. 136, n. 1-2, p. 135-152, 1997.

BRAESTER, C.; MARTINELL, R. The vyredox and nitredox methods of in situ treatment of groundwater. **Water Science & Technology**, v. 20, n.3, p. 149-163, 1988.

BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 5, de 03 de outubro de 2017.** *Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, Seção 1, Suplemento, n. 190, p. 360, 2017. Disponível em: <ftp://ftp.saude.sp.gov.br/ftpseesp/bibliote/informe_eletronico/2017/iels.out.17/Iels194/U_PRC-MS-GM-5_280917.pdf>. Acesso em 24 abr. 2018.

BUKOWSKI, J.; SOMERS, G.; BRYANTON, J. Agricultural contamination of groundwater as a possible risk factor for growth restriction or prematurity. **Journal of Occupational and Environmental Medicine**, v. 43, n. 4, p. 377-383, 2001.

BURKART, M. R.; STONER, J. D. Nitrate in aquifers beneath agricultural systems. **Water Science & Technology**, v. 45, n. 9, p. 19-29, 2002.

BURROW, K. R. et al. Nitrate in groundwater of the United States, 1991-2003. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 13, p. 4988-4997, 2010.

CAGNON, F.; HIRATA, R. Source of nitrate in the groundwater of Adamantina aquifer in Urânia, SP - Brazil. In: INTERNATIONAL ASSOCIATION OF HYDROGEOLOGIST CONGRESS, 33., 2004, Zacatecas. **Atas...**, Zacatecas: IAH, 2004. 07 p. (CD-ROM).

CANTER, L. W. **Nitrates in groundwater**. 1. ed. Boca Raton: CRC Lewis, 1997. 263 p.

CARTMELL, E. et al. **Feasibility of in situ bioremediation of nitrate in aquifers systems**. Stellenbosch: WRC, 1999. 277 p. (Relatório Técnico).

CARVALHO, A. M. et al. Estudo da ocorrência de nitrato na área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 2., 2011, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: ABAS, 2011. 04 p. (CD-ROM).

CASAGRANDE, L. A. R. **Ocorrência de nitrato em águas subterrâneas, na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê-Jacaré**. 2009. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

CCME. Canadian water quality guidelines for the protection of agricultural water uses. **Canadian Council of Ministers of the Environment**, Winnipeg, MB, 2005. Disponível em: <<http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

CEE. Diretiva 91/676/CEE, de 12 de dezembro de 1991. **European Economic Community**, Bruxelas, 1991. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex:31991L0676>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

CESARINO, A. **Seleção de materiais para remediação de aquíferos contaminados por nitrato através de barreiras reativas**. 2002. 64 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

CETESB (São Paulo). **Qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo 2013-2015**. São Paulo: CETESB, 2016. 308 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

CETESB (São Paulo). **Qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo 2010-2012**. São Paulo: CETESB, 2013. 242 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

CETESB (São Paulo). **Qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo 2007-2009**. São Paulo: CETESB, 2010. 258 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

CETESB (São Paulo). **Qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo 2001-2003**. São Paulo: CETESB, 2004. 103 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

CHEVRON, F.; LECOMTE, P.; DARMENDRAIL, D.; CHARBONNIER, P. Rehabilitation de qualité physico-chimique d'un aquifere contamine par des nitrates d'origine industrielle: Un exemple en region Nord- Pas de Calais. **L'Eau, L'Industrie, Les Nuisances**, v. 208, p. 31-35, 1998.

CHEW, C. F.; ZHANG, T. C. In-situ remediation of nitrate-contaminated ground water by electrokinetics/iron wall process. **Water Science & Technology**, v. 38, n. 7, p. 135-142, 1998.

CLARKE, S.; TREDoux, G.; SAAYMAN, I. In situ denitrification potential for south african groundwater. In: WATER INSTITUTE OF SOUTHERN AFRICA BIENNIAL CONFERENCE, 2004, Cape Town. **Anais...**, Cape Town: WISA, 2004. p. 413-422.

COMLY, H. H. Cyanosis in infants caused by nitrates in well water. **Journal of the American Medical Association**, v. 129, n. 2, p. 112-116, 1945.

CROEN, L.A.; TODOROFF, K.; SHAW, G.M. Maternal exposure to nitrate from drinking water and diet and risk for neural tube defects. **American Journal of Epidemiology**, v. 153, n.4, p. 325-331, 2001.

DAEE (São Paulo). **Instrução Técnica DPO nº 10, de 30 de maio de 2017**. São Paulo, SP, atualizada em 02 abr. 2018. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/images/documentos/outorgaefiscalizacao/it_dpo10_captsubterranea.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2018.

DAEE (São Paulo). **Portaria DAEE nº 1.630, de 30 de maio de 2017**. São Paulo, SP, reti-ratificada em 21 mar. 2018. Disponível em: <<http://www.daee.sp.gov.br/images/documentos/outorgaefiscalizacao/portaria1630.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

DAEE (São Paulo). **Diagnóstico hidrogeológico e a elaboração de propostas para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos no município de Bauru/SP**. São Paulo: DAEE/C3 Consultoria, 2015. (Relatório Técnico Final).

DAEE (São Paulo). **Portaria DAEE nº 965, de 27 de março de 2013**. São Paulo, SP, reti-ratificada em 13 abr. 2013. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/outorgaefiscalizacao/Portaria%20965_Reti%20ratif_15%2004%2013_Mte%20Azul.pdf>. Acesso em: 24 set. 2017.

DAEE/SERVMAR/IG. **Projeto São José do Rio Preto. Restrição e controle de uso de água subterrânea**. São Paulo: SMA/SSRH, 2011. 126 p (Cadernos do Projeto Ambiental Estratégico Aquíferos, n. 4).

DAHAB, M.; BOGARDI, I. **Risk management for nitrate-contaminated groundwater supplies**. Reston: U.S. Geological Survey, 1990. p. 76-103.

DORSCH, M. M. et al. Congenital malformations and maternal drinking water supply in rural South Australia: A case-control study. **American Journal of Epidemiology**, v. 119, n.4, p. 473-486, 1984.

DRAKE, V. M.; BAUDER, J. W. Groundwater nitrate-nitrogen trends in relation to urban development, Helena, Montana, 1971-2003. **Groundwater Monitoring and Remediation**, v. 25, n.2, p. 118-130, 2005.

EISWIRTH, M.; HÖTZL, H.; BURN, L. S. Development scenarios for sustainable urban water systems. In: SILILO, O. (Ed.) **Groundwater: Past achievements and future challenges**. Rotterdam: Balkema, 2000. p. 917-922.

ERICKSEN, G. E. The Chilean nitrate deposits. **American Scientist**, v. 71, n. 4, p. 366-374, 1983.

ERICKSEN, G. E.; HOSTERMAN, J. W.; AMAND, P. S. Chemistry, mineralogy and origin of the clay-hill nitrate deposits, Amargosa River valley, Death Valley region, California, U.S.A. **Chemical Geology**, v. 67, n. 1-2, p. 85-102, 1988.

EXNER, M. E.; SPALDING, R. F. **Occurrence of pesticides and nitrate in Nebraska's ground water**. Lincoln: Water Center, Institute of Agriculture and Natural Resource, The University of Nebraska, 1990. 34 p. (Relatório Técnico).

FAN, A. M.; STEINBERG, V. E. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 23, n. 1, p. 35-43, 1996.

FAO. **FAO Statistic Yearbook 2013: World Food and Agriculture**. Roma: WHO, 2013. p. 201-202. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/018/i3107e/i3107e00.htm>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

FAO. **Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants**. Roma: WHO, 1996. (WHO Food Additives Series, n. 35). Disponível em: <<http://www.who.int/foodsafety/publications/monographs/en/>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

FAO. **Water quality for agriculture**. Roma: WHO, 1983. 163 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

FAOSTAT. **FAO statistical pocketbook 2015**. Roma: WHO, 2015. 231 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/documents/card/en/c/383d384a-28e6-47b3-a1a2-2496a9e017b2/>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

FAOSTAT. **FAO statistical yearbook**. Roma: WHO 2004. 314 p. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/008/y5473m/y5473m00.HTM#Contents_en>. Acesso em: 24 abr. 2018.

FATTA, D.; PAPADOPOULOS, A.; LOIZIDOU, M. A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 21, n. 2, p. 175-190, 1999.

FOSTER, S.; HIRATA, R. **Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data**. Lima: WHO/PAHO/CEPIS, 1988. 81 p. (Relatório Técnico).

FOSTER, S. et al. **Groundwater quality protection. A guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies**. Washington: World Bank, 2002. 103 p.

FRASER, P.; CHILVERS, C. Health aspects of nitrate in drinking water. **Science of the Total Environment**, v. 18, p. 103-116, 1981.

FREITAS, J. L. M. **Avaliação preliminar da contaminação do Aquífero Bauru em um município com vocação para avicultura**. 2015. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2015.

FUJIWARA, N. et al. Study on the relationship between plasma nitrite and nitrate level and salt sensitivity in human hypertension. **Circulation**, v. 101, n. 8, p. 856-861, 2000.

FUKADA, T.; HISCOCK, K. M.; DENNIS, P. F. A dual-isotope approach to the nitrogen hydrochemistry of an urban aquifer. **Applied Geochemistry**, v. 19, n. 5, p. 709-719, 2004.

FUNCERN. **Cadastramento e nivelamento de poços do Aquífero Barreiras no município de Natal/RN**. Natal: FUNCERN/SERHID, 2006. (Relatório Final).

GELPERIN, A.; MOSES, V. K.; BRIDGER, C. Relationship of high nitrate community water supply to infant and fetal mortality. **The Illinois Medical Journal**, v. 147, n. 2, p. 155-157, 1975.

GIAFFERIS, G. P.; OLIVEIRA, E. L. Investigação da qualidade das águas subterrâneas do município de Bauru. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 14., 2006, Curitiba. **Anais...**, Curitiba: ABAS, 2006. 10 p. (CD-ROM).

GODOY, M. T. F. et al. Contaminação das águas subterrâneas por nitrato em Presidente Prudente - SP, Brasil. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 63, n. 2, p. 208-214, 2004.

GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. **Panorama da contaminação ambiental por agrotóxicos e nitrato de origem agrícola no Brasil: Cenário 1992/2011**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2014. 35 p. (Série Documentos, n. 98). Disponível em: <<http://www.embrapa.br/meio-ambiente/busca-de-publicacoes/-/publicacao/987245/panorama-da-contaminacao-ambiental-por-agrotoxicos-e-nitrato-de-origem-agricola-no-brasil-cenario-19922011>>. Acesso em: 20 set. 2017.

GOSS, M. J.; BARRY, D. A. J.; RUDOLPH, D. D. L. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. **Journal of Contaminant Hydrogeology**, v. 32, n. 3-4, p. 267-293, 1998.

GU, B. et al. Nitrate in groundwater of China: Sources and driving forces. **Global Environmental Change**, v. 23, n. 5, p. 1112-1121, 2013.

HALLER, L. et al. **Nitrate pollution of groundwater**. New Jersey: AWS, 2013. Disponível em: <<http://www.reopure.com/nitratinfo.html>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

HAMON, M.; FUSTEC, E. Laboratory and field study of an in situ groundwater denitrification reactor. **Research Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 63, n. 7, p. 942-949, 1991.

HARMAN, J. et al. Impacts on a sand aquifer from an old septic system: Nitrate and phosphate. **Ground Water**, v. 34, n. 6, p. 1105-1114, 1996.

HELL, F. et al. Experience with full-scale electrodialysis for nitrate and hardness removal. **Desalination**, v. 117, n. 1-3, p. 173-180, 1998.

HENDRY, M. J.; MCCREADY, R. G. L.; GOULD, W. D. Distribution, source and evolution of nitrate in a glacial till of southern Alberta, Canada. **Journal of Hydrology**, v. 70, n. 1-4, p. 177-198, 1984.

HIRATA, R.; VIVIANI, J. B.; HIRATA, H. Recursos hídricos. In: TEIXEIRA, W. et al. (Org.). **Decifrando a Terra**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010. p. 448-485.

HIRATA, R.; STIMSON, J.; VARNIER, C. Urban hydrogeology in developing countries: Chronicle of a foreseen crisis. In: RAGONE, S. et al. (Ed.). **The global importance of groundwater in the 21st century**. Alicante: NGWA Press, 2007. p. 149-158.

HO, S. V. et al. The lasagna technology for in situ soil remediation. 2. Large field test. **Environmental Science & Technology**, v. 33, n. 7, p. 1092-1099, 1999.

HOWARD, K. W. F.; EYLES, N.; LIVINGSTONE, S. Municipal landfilling practice and its impact on groundwater resources in and around urban Toronto, Canada. **Hydrogeology Journal**, v. 4, n. 1, p. 64-79, 1996.

HUNTER, W. J. Accumulation of nitrite in denitrifying barriers when phosphate is limiting. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 66, n. 1-2, p. 79-91, 2003.

INNOVATIVE TECHNOLOGY. **In situ redox manipulation: Subsurface contaminants focus area**. Washington: US Department of Energy, 2000. 15 p. (Relatório Técnico).

IPT. **Diagnóstico ambiental para subsídio ao plano de desenvolvimento e proteção ambiental da área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani no Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 2010. 384 p.

IRITANI, M. A.; EZAKI, S. **Roteiro orientativo para delimitação de área de proteção de poço**. 2. ed. São Paulo: SMA/IG, 2012. 49 p. (Caderno do Projeto Ambiental Estratégico Aquíferos, n. 2) Disponível em: <http://www3.ambiente.sp.gov.br/institutogeologico/files/2015/06/roteiro-orientativo_2edicao_2012.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2018.

JECHLINGER, G. et al. Denitrification in situ. In: WORKSHOP INORGANIC NITROGEN COMPOUNDS AND WATER SUPPLY, 1991, Hamburg. **Anais ...**, Hamburgo: IWSA, 1991. p. 113-122.

JENSEN, V. B. et al. **Drinking water treatment for nitrate**. Davis: Center for Watershed Sciences, University of California, 2012. 182 p. (Série Relatórios Técnicos, n. 6). Disponível em: <<http://groundwaternitrate.ucdavis.edu>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

KHAN, I. A. **In-situ aquifer denitrification using a daisy well system**. 2000. 191 f. Tese (Doutoramento em Filosofia) - Faculty of the Graduate College, University of Nebraska, Lincoln, 2000.

KRUITHOF, J. C. et al. Experiences with nitrate removal in the eastern Netherlands. In: CONGRESS NITRATES IN WATER, 1985, Paris. **Anais...**, Paris: SITE, 1985.

LIU, H. et al. Study on the impacts of climate change on China's agriculture. **Climatic Change**, v. 65, n. 1-2, p. 125-148, 2004.

LUIZ, A. J. B.; NEVES, M. C.; DYNIA, J. F. **Implicações potenciais na qualidade das águas subterrâneas das atividades agrícolas na Região Metropolitana de Campinas**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2004. 33 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n. 25). Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/14505/implicacoes-potenciais-na-qualidade-das-aguas-subterraneas-das-atividades-agricolas-na-regiao-metropolitana-de-campinas-sp>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

MACFARLANE, D. S. et al. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: Groundwater flow and plume delineation. **Journal of Hydrology**, v. 63, n. 1-2, p. 1-29, 1983.

MANASSARAM, D. M.; BACKER, L. C.; MOLL, D. M. A review of nitrates in drinking water: maternal exposure and adverse reproductive and developmental outcomes. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. 3, p. 320-327, 2006.

MARTIN, C. J.; KARTINEN JR., E. O.; CONDON, J. Examination of processes for multiple contaminant removal from groundwater. **Desalination**, v. 102, n. 1-3, p. 35-45, 1995.

MARTÍNEZ, D. et al. Distribution and origin of nitrate in groundwater in an urban and suburban aquifer in Mar del Plata, Argentina. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, n. 6, p. 1877-1886, 2014.

MERCADO, A.; LIBHABER, M.; SOARES, M. I. M. In situ biological groundwater denitrification: concepts and preliminary field tests. **Water Science & Technology**, v. 20, n. 3, p. 197-209, 1988.

MEP. **Quality standard for ground water**. Pequim: MEP, 1993. Disponível em: <http://english.mep.gov.cn/standards_reports/standards/water_environment/quality_standard/200710/t20071024_111790.htm>. Acesso em: 24 abr. 2018. (Documento em mandarim).

MICHALSKI, G. et al. Isotopic composition of Antarctic Dry Valley nitrate: Implications for NO_x sources and cycling in Antarctica. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 13, p. 1-4, 2005.

MONTANHEIRO, F. **Contaminação por nitrato no Aquífero Adamantina: o caso do município de Monte Azul Paulista - SP**. 2014. 117 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2014.

MOURA, C. C. **Ocorrência de nitrato nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Bauru em áreas rurais**. 2013. 344 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2013.

MOURA C. C. et al. Concentrações de nitrato nas águas subterrâneas em áreas rurais do município de São José do Rio Preto (SP). **Revista Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 3, p. 268-284, 2015.

MULL, R.; HARIG, F.; PIELKE, M. Groundwater management in the urban areas of Hanover, Germany. **Journal of the Institute of Water and Environmental Management**, v. 6, p. 199-206, 1992.

NAS/NAE. **Water quality criteria**. Washington: National Academy Press, 1972. 594 p. (Relatório Técnico).

NIESINK, R. J. N.; VARIES, J. D.; HOLLINGER, M. A. **Toxicology principles and applications**. Boca Raton: CRC Press, 1995. 648 p.

NRC. **Nutrients and toxic substances in water for livestock and poultry**. Washington: NAS, 1974. 93 p.

OLKOWSKI, A. A. **Livestock water quality: A field guide for cattle, horses, poultry, and swine**. 1. ed. Canada: AAFC, 2009. 180 p. (Relatório Técnico). Disponível em: <http://www5.agr.gc.ca/resources/prod/doc/terr/pdf/lwq_guide_e.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2018.

PAULA E SILVA, F.; CHANG, H. K.; CAETANO-CHANG, M. R. Estratigrafia de subsuperfície do Grupo Bauru (K) no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 35, n. 1, p. 77-88, 2005.

PREUSSMAN, R.; STEWART, B. W. N-nitroso carcinogens. In: SEARLE, C. E. (Ed.). **Chemical carcinogens**. Washington: ACS, 1984. p. 643-828.

PROCEL, S. **Contaminação por nitrato e sua relação com o crescimento urbano no Sistema Aquífero Bauru em Presidente Prudente (SP)**. 2011. 132 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

PTACEK, C. Geochemistry of a septic-system plume in a coastal barrier bar, Point Pelee, Ontario, Canada. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 33, n. 3-4, p. 293-312, 1998.

QIN, Y. et al. Massive atmospheric nitrate accumulation in a continental interior desert, northwestern China. **Geology**, v. 40, n. 7, p. 623-626, 2012.

ROBERTSON, W. D. et al. Natural attenuation of septic system nitrogen by anammox. **Ground Water**, v. 50, n. 4, p. 541-553, 2012.

ROBERTSON, W. D.; CHERRY, J. A. In situ denitrification of septic-system nitrate using reactive porous media barriers: field trials. **Ground Water**, v. 33, n. 1, p. 99-111, 1995.

ROBERTSON, W. D.; CHERRY, J. A.; SUDICKY, E. A. Groundwater contamination from two small septic systems on sand aquifers. **Ground Water**, v. 29, n. 1, p. 82-92, 1991.

RODVANG, S.; SIMPKINS, W. Agricultural contaminants in Quaternary aquitards: A review of occurrence and fate in North America. **Hydrogeology Journal**, v. 9, n. 1, p. 44-59, 2001.

ROSENBERGER, M. et al. Mapeamento da vulnerabilidade natural à contaminação do Sistema Aquífero Bauru na área urbana do município de Bauru (SP). **Revista do Instituto Geológico**, v. 34, n. 2, p. 51-57, 2013.

RUDOLPH, D. L. et al. **Monitoring of selected hog farms to assess the impacts of implemented BMPs resulting from the nutrient management act: A research project conducted for Ontario Pork**. Waterloo: University of Waterloo, 2010. 80 p. (Relatório Técnico).

RUDOLPH, D. L.; BARRY, D. A. J.; GOSS, M. J. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 2. Results from multilevel monitoring well installations. **Journal of Contaminant Hydrogeology**, v. 32, n. 3-4, p. 295-311, 1998.

SALAMEH, E. et al. Determination of trihalomethanes and the ionic composition of groundwater at Amman City, Jordan. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 2, p. 332-339, 2002.

SÃO PAULO (Estado). **Lei Estadual nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991**. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, dez. 1991. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1991/lei-7663-30.12.1991.html>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto Estadual nº 32.955, de 07 de fevereiro de 1991**. Diário Oficial Estado de São Paulo, São Paulo, SP, v. 101, n. 26, p. 07, 08 fev. 1991. Disponível em: <<http://dobuscadireta.imprensaoficial.com.br/default.aspx?DataPublicacao=19910208&Caderno=Poder%20Executivo&NumeroPagina=7>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

SÃO PAULO (Estado). Lei Estadual nº 6.134, de 02 de junho de 1988. **Diário Oficial Estado de São Paulo**, Poder Executivo, São Paulo, SP, v. 98, n. 101, 03 jun. 1988. Disponível em: <<http://dobuscadireta.imprensaoficial.com.br/default.aspx?DataPublicacao=19880603&Caderno=Poder%20Executivo&NumeroPagina=1>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

SCHIPPER, L. A.; VOJVODIC-VUKOVIC, M. Five years of nitrate removal, denitrification and carbon dynamics in a denitrification wall. **Water Research**, v. 35, n. 14, p. 3473-3477, 2001.

SCHUBERT, C. et al. Public response to elevated nitrate in drinking water wells in Wisconsin. **Archives of Environmental Health**, v. 54, n. 4, p. 242-247, 1999.

SIMONATO, M.D. et al. Há conexão hidráulica entre os sistemas aquíferos Guarani e Bauru na “janela” de basalto, em Bauru-SP? In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 19., 2016, Campinas. **Anais...**, Campinas: ABAS, 2016. 20 p. (CD-ROM).

SMITH, R. L.; HOWES, B. L.; DUFF, J. H. Denitrification in nitrate-contaminated groundwater: Occurrence in steep vertical geochemical gradients. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 55, n. 7, p.1815-1825, 1991.

SPALDING, R. F.; EXNER, M. E. Occurrence of nitrate in groundwater: A review. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, n. 3, p. 392-402, 1993.

SPALDING, R. E.; EXNER, M. E. Nitrate contamination in the contiguous United States. In: BOGARDI, I.; KUZELKA, R. D.; ENNENGA, W. G. (Ed.). **Nitrate contamination: Exposure, consequence and control**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. p. 13-48.

SQUILLACE, P. J. et al. VOCs, pesticides, nitrate, and their mixtures in groundwater used for drinking water in the United States. **Environmental Science & Technology**, v. 36, p. 1923-1930, 2002.

TABACOVA, S.; BALABAEVA, L.; LITTLE, R. E. Maternal exposure to exogenous nitrogen compounds and complications of pregnancy. **Archives of Environmental Health**, v. 52, n. 5, p. 341-347, 1997.

TOMER, M. D.; BURKART, M. R. Long-term effects of nitrogen fertilizer use on ground water nitrate in two small watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 6, p. 2158-2171, 2003.

TREDOUX, G.; ISRAEL, S.; CAVÉ, L. **The feasibility of in situ groundwater remediation as robust low-cost water treatment option**. Stellenbosch: WRC, 2004. 59 p. (Relatório Técnico).

TYSON, R. V. Variation in marine total organic carbon through the type Kimmeridge Clay Formation (Late Jurassic), Dorset, UK. **Journal of the Geological Society**, v. 161, n. 4, p. 667-673, 2004.

UNICEF. **Progress on sanitation and drinking water – 2015 update and MDG assessment**. New York: W H O , 2 0 1 5 . 8 0 p . D i s p o n í v e l e m : <http://files.unicef.org/publications/files/Progress_on_Sanitation_and_Drinking_Water_2015_Update.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2018.

USEPA. **Drinking water regulations and health advisors**. Washington: EPA, 1995. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 24 abr. 2018.

VARNIER, C.; HIRATA, R.; ARAVENA, R. Examining nitrogen dynamics in the unsaturated zone under an inactive cesspit using chemical tracers and environmental isotopes. **Applied Geochemistry**, v. 78, p. 129-138, 2017.

VARNIER, C. et al. Relación entre la urbanización y la contaminación por nitrato en el Sistema Acuífero Bauru (Ciudad de Bauru, Brasil). In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDROGEOLOGÍA, 11., 2012, Cartagena de Índias. **Anais...**, Cartagena de Índias: ALHSUD, 2012. 05 p. (CD-ROM).

VARNIER, C. et al. Nitrato nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Bauru, área urbana do município de Marília (SP). **Revista do Instituto Geológico**, v. 31, n. 1-2, p. 1-21, 2010.

VARNIER, C.; HIRATA, R.; ARAVENA, R. Use of stable isotopes and chemical data to evaluate the fate of nitrate associated to an inactive cesspit in the unsaturated zone of the Adamantina Aquifer (Urânia, Brazil). In: CONGRESS ON GROUNDWATER AND ECOSYSTEMS, 35., Lisboa. **Anais...**, Lisboa: IAH, 2007. 10 p. (CD-ROM).

VARNIER, C.; HIRATA, R. Nitrogen impacts from a septic system in an unconfined aquifer in São Paulo, Brazil. In: BOCANEGRA, E. M.; HERNANDEZ, M. A.; USUNOFF, E. (Ed.). **Groundwater and human development**. Leiden: A.A. Balkema Publishers, 2005. p. 87-99.

VRBA, J. Human impact on groundwater quality. In: VRBA, J.; ADAMS, B. (Ed.). **Groundwater early warning monitoring strategy: A methodological guide**. Paris: UNESCO, 2008. p. 20-32.

WAKIDA, F. T.; LERNER, D. N. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: A review and case study. **Water Research**, v. 39, n. 1, p. 3-16, 2005.

WARD, M. H. et al. Workgroup report: Drinking-water nitrate and health - Recent findings and research needs. **Environmental Health Perspectives**, v. 113, n. 11, p. 1607-1614, 2005.

WARD, M. H. et al. Drinking water nitrate and the risk of non-Hodgkin's lymphoma. **Epidemiology**, v. 7, n. 5, p. 465-471, 1996.

WASSENAAR, L. I.; HENDRY, M. J.; HARRINGTON, N. Decadal geochemical and isotopic trends for nitrate in a transboundary aquifer and implications for agricultural beneficial management practices. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 15, p. 4626-4632, 2006.

WILHELM, S.; SCHIFF, S.; CHERRY, J. Biogeochemical evolution of domestic waste in septic systems: Conceptual model. **Ground Water**, v. 32, n. 6, p. 905-916, 1994.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 4. ed. Genebra: WHO, 2011. 541 p. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2018.

WWAP. **The United Nations World water development. Report 3: Water in a changing world**. Paris: UNESCO, 2009. 349 p. (Relatório Técnico).

XU, Y.; BAKER, L. A.; JOHNSON, P. C. Trends in ground water nitrate contamination in the Phoenix, Arizona Region. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 27, n. 2, p. 49-56, 2007.

ZALDÍVAR, R. Nitrate fertilizers as environmental pollutants: Positive correlation between nitrates (NaNO and KNO) used per unit area and stomach cancer mortality rates. **Experientia**, v. 33, n. 2, p. 264-265, 1977.



8. SITES IMPORTANTES

- **ANA** - Agência Nacional de Águas (www.ana.gov.br)
- **CEPAS/USP** - Centro de Pesquisa de Águas Subterrâneas da Universidade de São Paulo (www.cepas.igc.usp.br)
- **CETESB** - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (www.cetesb.sp.gov.br)
- **CVS/SES** - Centro de Vigilância Sanitária da Secretaria de Saúde de São Paulo (www.cvs.saude.sp.gov.br)
- **CVE/SES** - Centro de Vigilância Epidemiológica da Secretaria de Saúde de São Paulo (www.cve.saude.sp.gov.br)
- **DAEE** - Departamento de Águas e Energia Elétrica (www.daee.sp.gov.br)
- **IG/SIMA** - Instituto Geológico da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (www.igeologico.sp.gov.br)
- **IPT** - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (www.ipt.br)
- **MS** - Ministério da Saúde (www.portalsaude.saude.gov.br/)
- **OMS** - Organização Mundial da Saúde (www.who.int/eportuguese/countries/bra/pt)
- **PROÁGUA** - Programa de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (http://www.cvs.saude.sp.gov.br/prog_det.asp?te_codigo=13&pr_codigo=13)
- **SIGRH** - Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (www.sigrh.sp.gov.br)



Câmara Técnica de Águas Subterrâneas
Conselho Estadual de Recursos Hídricos



ipt³

INSTITUTO DE
PESQUISAS
TECNOLOGICAS



Secretaria de
Infraestrutura e Meio Ambiente

Secretaria de
Desenvolvimento Econômico