

Impactos de Sistemas Sépticos na Qualidade da Água Subterrânea

William Robertson

Tradutores: Thaís de Paula Marteleto, Daniel Souza dos Santos, Joana de Miranda Alencar e Paula Cristina Neuburger de Oliveira

Impactos de Sistemas Sépticos na Qualidade da Água Subterrânea

The Groundwater Project

William Robertson

*Professor Emérito,
Departamento de Ciências Ambientais e da Terra,
Universidade de Waterloo,
Waterloo, Ontario, Canadá*

*Tradutores: Thaís de Paula Marteleto, Daniel Souza dos Santos,
Joana de Miranda Alencar e Paula Cristina Neuburger de Oliveira
UNICAMP, UFRJ, UNICAMP e UFPR respectivamente*

*Impactos de Sistemas
Sépticos na Qualidade
da água Subterrânea*

*The Groundwater Project
Guelph, Ontario, Canada*

Todos os direitos reservados. Esta publicação é protegida por direitos autorais. Nenhuma parte deste livro pode ser reproduzida em qualquer forma ou por qualquer meio sem a permissão por escrito dos autores (para solicitar a permissão, entre em contato com: permissions@gw-project.org). A distribuição e reprodução comercial são estritamente proibidas.

Os trabalhos do GW-Project podem ser baixados gratuitamente em gw-project.org. Qualquer pessoa pode usar e compartilhar links do projeto gw-project.org para baixar seus materiais. Não é permitido disponibilizar documentos do GW-Project em outros sites, nem enviar cópias dos documentos diretamente para terceiros.

Copyright © 2021 William Robertson (O Autor)

Publicado por the Groundwater Project, Guelph, Ontario, Canada, 2020.

Robertson, William

Septic System Impacts on Groundwater Quality / William Robertson - Guelph, Ontario, Canada, 2021. 49 páginas.

ISBN: 978-1-77470-004-4

Thaís de Paula Marteleto, Daniel Souza dos Santos, Joana de Miranda Alencar e Paula Cristina Neuburger de Oliveira, 2021, 49 páginas.

ISBN: 978-1-77470-025-9

Inscreva-se na lista de e-mail do The Groundwater Project e mantenha-se informado sobre o lançamento de novos livros, eventos e formas de como participar do the Groundwater Project. Quando você se inscreve em nossa lista de e-mail, isso nos ajuda a construir uma comunidade global de águas subterrâneas. [Inscreva-se](#).

Citação: Robertson, William, 2021, [Septic System Impacts on Groundwater Quality](#). The



Groundwater Project, Guelph, Ontario, Canada.

Editores principais: John Cherry e Eileen Poeter

Conselho: John Cherry, Paul Hsieh, Ineke Kalwij, Stephen Moran, Everton de Oliveira e Eileen Poeter
Comitê Diretor: John Cherry, Allan Freeze, Paul Hsieh, Ineke Kalwij, Douglas Mackay, Stephen Moran, Everton de Oliveira, Beth Parker, Eileen Poeter, Ying Fan, Warren Wood e Yan Zheng.

Imagem da Capa: Robertson, 2021

Tradução para o português: Thaís de Paula Marteleto (tradutora responsável), Daniel Souza dos Santos, Joana de Miranda Alencar e Paula Cristina Neuburger de Oliveira (tradutores colaboradores).

Conteúdos

CONTEÚDOS	V
PREFÁCIO DO THE GROUNDWATER PROJECT	VI
PREFÁCIO	VII
PREFÁCIO DA VERSÃO EM PORTUGUÊS	IX
AGRADECIMENTOS	X
AGRADECIMENTOS DOS TRADUTORES	XI
1 O QUE � UM SISTEMA SÉPTICO?	1
2 POTENCIAL PARA CONTAMINA�O A PARTIR DE EFLUENTES DE FOSSAS SÉPTICAS	4
3 DESTINO DOS PATÓGENOS DURANTE O DESCARTE DE ÁGUAS RESIDUAIS	7
3.1 BACTÉRIA.....	7
3.2 VÍRUS.....	9
4 QUÍMICA E TRATAMENTO DE EFLUENTES SÉPTICOS	11
4.1 TRATAMENTO EM FOSSAS SÉPTICAS (ANAERÓBICO).....	11
4.2 TRATAMENTO NA ZONA INSATURADA (AERÓBICO).....	12
5 FORMA�O E DISPERSÃO DE PLUMAS DO SISTEMA SÉPTICO	15
5.1 TRAÇADORES DE PLUMA—ÍONS MAIORES; (CE, CL ⁻ , NO ₃ ⁻ , NA ⁺).....	17
5.2 TRAÇADORES DE PLUMA—CONSTITUINTES MENORES E TRAÇO--BORO.....	19
5.3 TRAÇADORES DE PLUMA—ADOÇANTES ARTIFICIAIS (ACESULFAME E SUCRALOSE)	20
5.4 TRAÇADORES ISOTÓPICOS--NITRATO- ¹⁵ N	21
6 DESTINO DO NITROGÊNIO EM PLUMAS DO SISTEMAS�PTICO	22
7 DESTINO DO FÓSFORO EM PLUMAS DO SISTEMA SÉPTICO	25
7.1 REA�OES DE TAMPONAMENTO DE ÁCIDO.....	25
7.2 REA�OES ENVOLVENDO MINERAIS DE FÓSFORO	26
7.3 DESTINO DO FÓSFORO.....	26
8 DESTINO DOS CONSTITUINTES ORGÂNICOS TRAÇO EM PLUMAS DO SISTEMA SÉPTICO	31
9 SISTEMAS SÉPTICOS COM FALHA	33
10 EXERCÍCIOS	34
EXERCÍCIO 1	34
EXERCÍCIO 2	34
11 REFERÊNCIAS	35
12 SOLUÇO DOS EXERCÍCIOS	44
SOLUÇO DO EXERCÍCIO 1	44
SOLUÇO DO EXERCÍCIO 2	45
13 SOBRE O AUTOR	46
14 SOBRE OS TRADUTORES	47
MODIFICA�OES DA VERSÃO ORIGINAL	A

Prefácio do The Groundwater Project

Os Membros e Parceiros da Água das Nações Unidas estabelecem seu tema anual com alguns anos de antecedência. O tema do Dia Mundial da Água em 22 de março de 2022 é “Águas subterrâneas: tornando o invisível visível”. Este tema é mais apropriado para a estreia dos primeiros livros The Groundwater Project (GW-Project) em 2020, que têm o objetivo de tornar as águas subterrâneas visíveis.

O GW-Project, uma organização sem fins lucrativos registrada no Canadá em 2019, tem o compromisso de contribuir para o avanço na educação e traz uma nova abordagem para a criação e disseminação de conhecimento para compreensão e solução de problemas. O GW-Project opera o site <https://gw-project.org> como uma plataforma global para a democratização do conhecimento da água subterrânea e se baseia no princípio de que:

“O conhecimento deve ser gratuito e o melhor conhecimento deve ser o conhecimento disponibilizado livremente.” Anônimo

A missão do GW-Project é fornecer materiais educacionais acessíveis, estimulantes e de alta qualidade, gratuitamente online em vários idiomas, para todos que desejam aprender sobre a água subterrânea e entender como a água subterrânea se relaciona e sustenta os sistemas ecológicos e a humanidade. Este é um novo tipo de empreendimento educacional global, pois é baseado no voluntariado de profissionais de diferentes disciplinas e inclui acadêmicos, consultores e aposentados. O GW-Project envolve centenas de voluntários associados a mais de 200 organizações de mais de 14 países e seis continentes, com participação crescente.

O GW-Project é um empreendimento contínuo e continuará com centenas de livros sendo publicados online nos próximos anos, primeiro em inglês e depois em outros idiomas, para download onde quer que a Internet esteja disponível. As publicações do GW-Project também incluem materiais de apoio, como vídeos, palestras, demonstrações de laboratório e ferramentas de aprendizagem, além de fornecer, ou vincular a software de domínio público para várias aplicações de água subterrânea que apoiam o processo educacional.

O GW-Project é uma entidade viva, portanto as edições subsequentes dos livros serão publicadas de tempos em tempos. Os usuários são convidados a propor revisões.

Agradecemos por fazer parte da Comunidade do GW-Project. Esperamos ouvir de você sobre sua experiência com o uso dos livros e material relacionados. Aceitamos ideias e voluntários!

Comitê Diretor do The GW-Project

Prefácio

O estado de nossos recursos hídricos subterrâneos está se deteriorando devido à combinação de esgotamento e poluição. A poluição ocorre quando a capacidade da subsuperfície de assimilar produtos químicos antropogênicos é excedida e resulta em plumas de contaminantes que se espalham a longas distâncias a partir dos locais de suas fontes. Usamos o ambiente aquático subterrâneo como um receptor de resíduos com base na premissa de que os processos de assimilação que operam nos contaminantes proporcionam mitigação. Eles fornecem muita mitigação, mas não o suficiente para evitar a deterioração da qualidade da água subterrânea em muitos milhões de locais em todo o mundo onde vazamos, derramamos ou descartamos resíduos que excedam a capacidade de assimilação do subsolo.

Um dos exemplos mais marcantes do fracasso dessa premissa vem do uso generalizado de sistemas sépticos para fazer com que nossos resíduos líquidos domésticos "desapareçam". Este é o assunto deste livro: Impactos de sistemas sépticos na qualidade da água subterrânea. A ideia do sistema séptico originou-se na França por volta de 1860, logo depois que Darcy descobriu sua famosa "lei" para o fluxo de águas subterrâneas. Nossa confiança em sistemas sépticos alcançou credibilidade oficial de engenharia na década de 1970 por meio de regulamentos de jurisdições e instalação de sistema séptico padronizado nos Estados Unidos. No contexto da engenharia de tratamento de água, o objetivo do sistema séptico é infiltrar todas as águas residuais de uma casa através da zona vadosa na zona de água subterrânea onde, de acordo com a suposição inerente, todos os constituintes potencialmente nocivos são totalmente atenuados e, portanto, a frente da pluma séptica não atinge os lençóis freáticos além da propriedade doméstica. Esta foi a premissa na década de 1950, quando milhares de empreendimentos habitacionais suburbanos foram iniciados nos Estados Unidos, Canadá e outros países.

No início, exceto para nitrato e fosfato, a subsuperfície mostrou capacidade assimilativa adequada porque as águas residuais domésticas típicas continham poucos constituintes perigosos. No entanto, a composição química mudou ao longo das décadas e agora inclui muitos constituintes antropogênicos. Além disso, a densidade dos sistemas sépticos aumentou substancialmente. Consequentemente, o conceito antes não tão prejudicial evoluiu para a causa de dano comum. As plumas sépticas não apenas prejudicam as águas subterrâneas, mas também descarregam nitrogênio e fósforo em lagos e estuários oceânicos, causando-lhes sufocamento com o crescimento de algas. Um sistema séptico que não leva todas as águas residuais para a zona de águas subterrâneas é, por definição, um sistema séptico "falho"; enquanto os outros sistemas são considerados bem-sucedidos.

Para a comunidade científica e de engenharia, o impacto do sistema séptico nas águas subterrâneas e superficiais deve ser uma lição de humildade em relação à nossa

propensão de usar o subsolo para a eliminação de resíduos sem uma avaliação prévia rigorosa de sua capacidade de atenuar totalmente os constituintes prejudiciais. Este livro mostra que fontes pequenas (pontuais) podem produzir plumas de água subterrânea persistentes e de longo alcance.

O autor deste livro, Dr. William Robertson, Professor Emérito, Universidade de Waterloo, Canadá, é a principal autoridade científica no impacto dos sistemas sépticos nas águas subterrâneas do ponto de vista das investigações de campo de plumas sépticas. Ele publicou amplamente estudos de plumas e desenvolveu projetos alternativos para o tratamento de águas residuais domésticas.

John Cherry, Líder do The Groundwater Project
Guelph, Ontário, Canadá, Abril de 2021

Prefácio da versão em português

O The Groundwater Project é parte ativa na disseminação do conhecimento de temas que envolvem os recursos hídricos, especialmente as águas subterrâneas. Para nós, voluntários deste projeto, é uma experiência enriquecedora, valiosa e gratificante participar da tradução deste livro pois acreditamos que esta tradução ajuda a democratizar o conhecimento, tornando-o mais acessível ao público de língua portuguesa.

O conteúdo deste livro abrange os impactos que os sistemas sépticos têm na qualidade da água subterrânea. Apesar do avanço no campo das tecnologias de saneamento ambiental, alguns países e regiões do mundo ainda utilizam este sistema como único meio sanitário para gerir seus resíduos líquidos domésticos. No Brasil, cerca de 45 por cento da população não tem acesso a serviço adequado de esgoto e aproximadamente 12 por cento é atendida somente por sistemas sépticos¹. Muitos destes sistemas são falhos na atenuação dos constituintes e impactam de maneira significativa na qualidade da água subterrânea.

Este livro apresenta os conceitos do que é um sistema séptico, quais os constituintes “clássicos” e atuais existentes, qual a química, tratamento e destino dos principais constituintes dentro de um sistema séptico. O autor do livro, Dr. William Robertson, expõe estudos de caso que facilitam a compreensão do conteúdo do livro de forma muito didática.

Esperamos que aproveite o livro e reiteramos o convite para que você, leitor, possa se juntar ao The Groundwater Project e contribuir para a expansão do conhecimento do fascinante mundo das águas subterrâneas!!

Thaís de Paula Marteleto, Daniel Souza dos Santos, Joana de Miranda Alencar e

Paula Cristina Neuburger de Oliveira

Voluntários do The Groundwater Project

Julho de 2021

¹ Agência Nacional de Águas (Brasil). Atlas esgotos : despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental . -- Brasília: ANA, 2017. 88 p. il. ISBN: 978-85-8210-050-9

Agradecimentos

Eu agradeço profundamente as análises e contribui es completas e úteis feitas pelas seguintes pessoas:

- ❖ Denis LeBlanc, Hidroge logo Pesquisador, New England Water Science Center, USGS – Serviço Geológico dos Estados Unidos, Northborough, Massachusetts, EUA;
- ❖ John Cherry, Professor Adjunto, Universidade de Guelph; Professor Emérito, Universidade de Waterloo, Ontário, Canadá;
- ❖ Doug Mackay, Professor Emérito, Land Air and Water Resources, Universidade da Califórnia Davis, Califórnia, EUA; e,
- ❖ Sabina Rakhimbekova, PhD Candidate, Universidade de Western Ontario, London, Ontário.

Agradeço a Amanda Sills, Elhana Dyck e Juliana Apolonio do The Groundwater Project pela supervisão e edi o deste livro. Agradeço a Eileen Poeter (Escola de Minas do Colorado, Golden, Colorado, EUA) por revisar, editar e produzir este livro.

Agradeço aos voluntários do The Groundwater Project, Thaís de Paula Marteleto, Daniel Souza dos Santos, Joana de Miranda Alencar e Paula Cristina Neuburger de Oliveira, pela tradu o deste livro para o português.

William Robertson

Agradecimentos dos tradutores

Os tradutores agradecem ao The Groundwater Project pela oportunidade de colaborar com a tradução para a língua portuguesa deste livro. Os tradutores também agradecem   equipe de suporte do The GW-Project pela revisão, edição e formatação desta versão do livro, em especial,   Amanda Sills, Emily Horodezny, Gabriel Amorim e Guilherme Brito.

1 O que é um Sistema Séptico?

Em muitas áreas rurais e suburbanas, as águas residuais domésticas são tratadas no local (*in situ*), em sistemas de eliminação, como sistemas sépticos. Embora as versões de autoclismos com sistemas de esgoto associados estejam em funcionamento nos centros urbanos desde a época romana e antes, nas zonas rurais, as fossas exteriores eram o método comum para a eliminação de resíduos até relativamente em tempo recente. Uma latrina é uma pequena construção em torno de uma bancada com orifícios por onde uma pessoa pode urinar ou defecar. O moderno 'sistema séptico' foi inventado por Jean Louis Mouras na França, por volta de 1860. Envolve encanamentos internos, com águas residuais canalizadas para um tanque (fossa) de coleta no qual os materiais gordurosos flutuavam e os sólidos assentavam enquanto o líquido fluía para um poço de drenagem associado. Após 10 anos de operação, Jean ficou surpreso ao descobrir que o tanque continha principalmente líquido e permanecia relativamente livre de sólidos. Uma patente foi concedida em 1881, e esses sistemas começaram a aparecer nos EUA logo depois. Seu uso se generalizou durante a década de 1940 e, na década de 1970, regulamentações foram introduzidas em muitas jurisdições, que padronizaram seu design e instalação (Van Delden, 2015). Nos EUA, mais de 22 milhões de sistemas sépticos estão em operação, atendendo a cerca de 25 por cento da população e estima-se que mais de 500 milhões de sistemas de tratamento de águas residuais locais estão em uso em todo o mundo (McCray et al., 2005; Conn et al., 2006).

Os sistemas sépticos normalmente consistem em uma fossa séptica, que coleta as águas residuais e um campo de drenagem associado (também conhecido como campo de lixiviação), onde as águas residuais são descarregadas no subsolo (Figura 1).

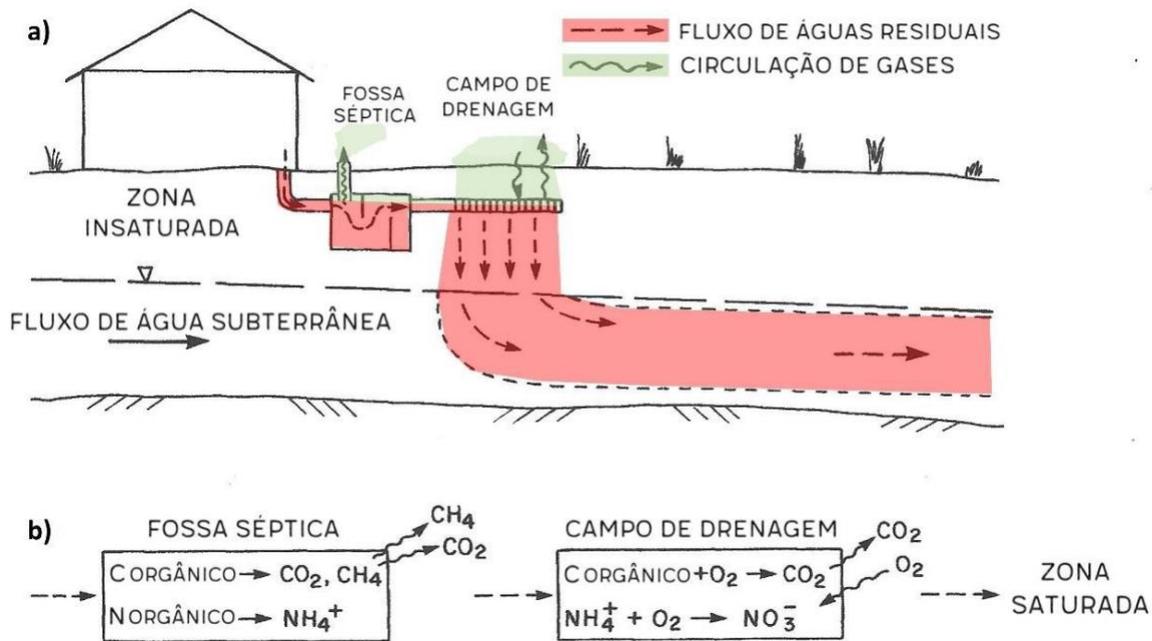


Figura 1 - Sistema séptico doméstico típico mostrando etapas de tratamento de águas residuais que ocorrem na fossa séptica e nos sedimentos insaturados subjacentes ao campo de drenagem (adaptado de Wilhelm et al., 1994).

O tratamento de águas residuais em sistemas sépticos pode ser considerado análogo ao fornecido por sistemas convencionais de tratamento comum. Os sólidos assentam no tanque e são bombeados para fora periodicamente, desempenhando a função de filtração primária, enquanto o campo de drenagem permite que o líquido filtrado se infiltre na subsuperfície onde ocorrem as reações de oxidação, análoga à oxidação fornecida por aeração mecânica durante o tratamento de esgoto secundário convencional.

Geralmente, as fossas sépticas são dimensionadas para fornecer vários dias de retenção de águas residuais, que é o tempo médio que as águas residuais passam no tanque, de modo que o volume do tanque é grande o suficiente para conter vários dias de águas residuais. O tamanho do campo de drenagem é baseado na taxa de carregamento de águas residuais (ou seja, volume de água residual por dia) e a permeabilidade dos sedimentos do campo de drenagem. Um 'teste de percolação' é uma estimativa semiquantitativa de permeabilidade simples de realizar (OMAFRA, 2019). A taxa de percolação é a taxa de declínio do nível de água em um buraco raso no solo que conterá o campo de drenagem. O campo de drenagem deve ser grande o suficiente para permitir a infiltração do volume diário de água residual. Um sistema séptico doméstico localizado em sedimentos relativamente permeáveis, normalmente tem um volume de fossa séptica de cerca de 3.000 litros (L) e um campo de drenagem com cerca de 100 m² de área.

As águas residuais são descarregadas da fossa séptica por fluxo de gravidade (ou por bombeamento) para tubos de infiltração que são normalmente escavados nos sedimentos do campo de drenagem até cerca de 0,7 m de profundidade. Isso permite que

as águas residuais migrem através da zona não saturada antes de entrar no sistema de fluxo de águas subterrâneas no lençol freático (Figura 1). Normalmente, um campo de drenagem consiste em vários comprimentos de tubo perfurado instalado em trincheiras que são preenchidas com cascalho permeável do tamanho de ervilha. No entanto, existem vários projetos de campos de drenagem, incluindo a importação de sedimentos de maior permeabilidade (geralmente areia grossa), em locais onde estão presentes sedimentos de baixa permeabilidade. Documentos que fornecem mais informações sobre projetos de drenos estão disponíveis on-line (por exemplo, *Septic Smart*, OMAFRA, 2019). Os regulamentos estaduais e provinciais geralmente exigem distâncias mínimas de separação entre os tubos de infiltração e o lençol freático ou formações impermeáveis subjacentes. Na província de Ontário, Canadá, os tubos de infiltração devem ser posicionados no mínimo 1,9 m acima do lençol freático ou das formações rochosas (OMAFRA, 2019). Regulamentos adicionais governam a colocação de campos de drenagem e exigem distâncias mínimas de separação: por exemplo, 15 m de poços perfurados; 30 m de poços cavados; 15 m de cursos de água superficiais; e 5 m de estruturas permanentes (OMAFRA, 2019).

2 Potencial para Contamina o a partir de Efluentes de Fossas Sépticas

Uma compila o da composi o do efluente da fossa séptica em locais de tratamento de águas residuais domésticas   fornecida na Tabela 1. O nitrogênio nas águas residuais domésticas ocorre principalmente como NH_4^+-N (nitrogênio presente na amônia dissolvida) e os valores do efluente da fossa séptica variam de 18-108 mg/L. Embora o nitrato esteja geralmente ausente no efluente, quando o NH_4^+   nitrificado na zona insaturada, as concentra es de nitrato têm o potencial de exceder o limite da água potável para $NO_3^- -N$ (nitrogênio presente no nitrato dissolvido) de 10 mg/L. Os impactos ambientais das águas subterrâneas com níveis elevados de nitrato derivado de águas residuais despejando em lagos de água doce e águas costeiras são uma preocupa o crescente (Persky, 1986; Harris, 1995; Cape Cod Commission, 2015). Além disso, as concentra es de fósforo (*P*) no efluente (3-15 mg/L, Tabela 1) são várias ordens de magnitude maiores do que as diretrizes propostas para manter a qualidade da água superficial de lagos e rios sensíveis (por exemplo, 0,01 mg/L de *P* nos EUA; USEPA, 2000). O efluente do sistema séptico também excede os critérios de água potável para patógenos e, potencialmente, uma variedade de outros constituintes traço. Conseqüentemente, considerando o volume de águas residuais geradas por sistemas sépticos (por exemplo, 260 L/d/per capita nos EUA, McCray et al., 2005), os sistemas sépticos podem ser considerados uma das maiores fontes potenciais de contamina o de águas subterrâneas em todo o mundo. No entanto, o tratamento no local, como os que ocorrem em sistemas sépticos, fornece uma variedade de etapas de tratamento na subsuperfície que têm o potencial de diminuir o risco de contamina o. O tratamento   particularmente ativo na zona não saturada abaixo do campo de drenagem. Várias das rea es mais importantes são descritas na Figura 1 e são discutidas nas se es seguintes.

Tabela 1 - Composi o de efluentes de fossa séptica em locais de tratamento de águas residuais domésticas, incluindo: condutividade elétrica (EC), carbono orgânico dissolvido (DOC – dissolved organic carbon), alcalinidade (Alc), série do nitrogênio, fósforo ou fosfato reativo solúvel (SRP – soluble reactive phosphorus ou phosphate), adoçantes artificiais acesulfame e sucralose, e bactérias e vírus formadoras de col nias (CFU - colony forming units). Obs: Todas as siglas dos parâmetros estão em inglês, exceto para condutividade elétrica e alcalinidade.

Parâmetro	Mediana, Média (\pm desvio-padrão), ou Intervalo	Referência (n = número de amostras ou valores)
CE (μ S/cm)	1000	Robertson et al., 1991 (n=2)
	2481	Harman et al., 1996 (n = 8)
	1456 \pm 314	Robertson, 2012 (n \geq 7)
	1480 \pm 131	Geary e Lucas, 2019 (n = 17)
DOC (mg/L)	46 \pm 27	Robertson et al., 1998 (n = 8)
	11 \pm 5,0	Withers et al., 2011 (n = 37)
	56 \pm 26	Robertson et al., 2012 (n = 3)

Tabela 1 - Continua�o		
Parâmetro	Mediana, Média (\pm desvio-padrão), ou Intervalo	Referência (n = número de amostras ou valores)
Alcalinidade (mg/L) - CaCO ₃	316 \pm 40	Wilhelm et al., 1996 (n = 6)
	311 \pm 102	Robertson et al., 1998 (n = 8)
	310 \pm 105	Withers et al., 2011 (n = 37)
pH	7,1 \pm 0,4	Robertson et al., 1998 (n = 8)
	7,3 \pm 0,2	Withers et al., 2011 (n = 37)
	7,4 \pm 0,2	Geary e Lucas, 2019 (n = 17)
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	66 \pm 41	Robertson et al., 1998 (n = 9)
	4-13	USEPA, 2002
	34 \pm 10	Hinkle et al., 2008 (n = 10)
	18 \pm 16	Withers et al., 2011 (n = 37)
	58	McCray et al., 2005 (n = 37)
	72 \pm 37	Robertson et al., 2019 (n = 111)
	108 \pm 16	Geary e Lucas, 2019 (n = 14)
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	0,2 \pm 0,3	Robertson et al., 1998 (n = 9)
	<1	USEPA, 2002
	0,2	McCray et al., 2005 (n = 33)
	0,03 \pm 0,03	Hinkle et al., 2008 (n = 10)
	4,2 \pm 3,2	Withers et al., 2011 (n = 37)
	0,2 \pm 0,2	Geary e Lucas, 2019 (n = 10)
Nitrog�nio Total, TKN (mg/L)	26-75	USEPA, 2002
	53 \pm 14	Hinkle et al., 2008 (n = 10)
Fósforo Total (mg/L)	6-12	USEPA, 2002
	4,6 \pm 4,2	Withers et al., 2011 (n = 37)
Fosfato reativo sol�vel - SRP(mg/L)	8,4 \pm 3,5	Robertson et al., 1998 (n = 9)
	9,0	McCray et al., 2005 (n = 35)
	3,2 \pm 2,6	Withers et al., 2011 (n = 37)
	8,2 \pm 4,9	Robertson et al., 2019 (n = 123)
	15 \pm 1,8	Geary e Lucas, 2019 (n = 16)
Cl ⁻ (mg/L)	67 \pm 64	Robertson et al., 1998 (n = 9)
	32 \pm 16	Hinkle et al., 2008 (n = 10)
	54 \pm 16	Withers et al., 2011 (n = 37)
	64	Robertson et al., 2019 (n = 106)
Na ⁺ (mg/L)	54 \pm 27	Robertson et al., 1998 (n = 9)
	49 \pm 29	Withers et al., 2011 (n = 37)
K ⁺ (mg/L)	22 \pm 15	Robertson et al., 1998 (n = 9)
	26 \pm 8	Withers et al., 2011 (n = 37)
Ca ²⁺ (mg/L)	38 \pm 36	Robertson et al., 1998 (n = 9)
	96 \pm 22	Withers et al., 2011 (n = 37)
B (mg/L)	0,51 \pm 0,05	LeBlanc, 1984 (n = 3)
	0,11 \pm 0,03	Withers et al., 2011 (n = 37)
	0,28 \pm 0,02	Bassett et al., 1995 (n = 3)
	0,49	Vengosh et al., 1994 (n = 21)
Fe (mg/L)	0,45 \pm 0,41	Robertson et al., 1998 (n = 8)
	0,12 \pm 0,06	Withers et al., 2011 (n = 37)
Al (mg/L)	0,1 \pm 0,1	Robertson et al., 1998 (n = 6)
Acesulfame (μ g/L)	57	Snider et al., 2017 (single family, n = 14)
	32	Snider et al., 2017 (communal, n = 36)
	44 \pm 32	Robertson et al., 2019 (n = 56)

Tabela 1 - Continua�o		
Parâmetro	Mediana, Média (\pm desvio-padrão), ou Intervalo	Referência (n = número de amostras ou valores)
Sucralose ($\mu\text{g/L}$)	40 \pm 25	Oppenheimer et al., 2011 (n = 8)
	51	Snider et al., 2017 (single family, n = 14)
	28	Snider et al., 2017 (communal, n = 36)
	40 \pm 34	Robertson et al., 2019 (n = 56)
Bactéria Fecal (CFU/100 mL)	10 ⁵	Viraraghavan, 1978
	10 ⁶	Shadford et al., 1997
	10 ⁶ -10 ⁸	USEPA, 2002
	10 ⁵	Geary e Lucas, 2019
Vírus Colifagos (CFU/100 mL)	10 ⁸	Deborde et al., 1998a

3 Destino dos Patógenos durante o Descarte de  guas Residuais

Bactérias e vírus estão presentes nas fossas sépticas em concentra es, geralmente, variando de 105 a 108 Unidades Formadoras de Col nias (CFU)/100 mL (Tabela 1). São partículas coloidais, podendo ser retidas por filtra o ou assimila o (adsor o) em um fluxo subsuperficial. O menor tamanho dos vírus (cerca de 0,1  m) em rela o às bactérias (cerca de 1  m), faz com que eles sejam menos vulneráveis   filtra o física, mas aumenta sua suscetibilidade   adsor o (Bales et al., 1995).

3.1 Bactéria

Exemplos de plumas de água subterrânea abaixo de campos de drenagem em uma área doméstica (Cambridge) e em uma área de acampamento (Longpoint) são mostrados na Figura 2 e na Figura 3, respectivamente.

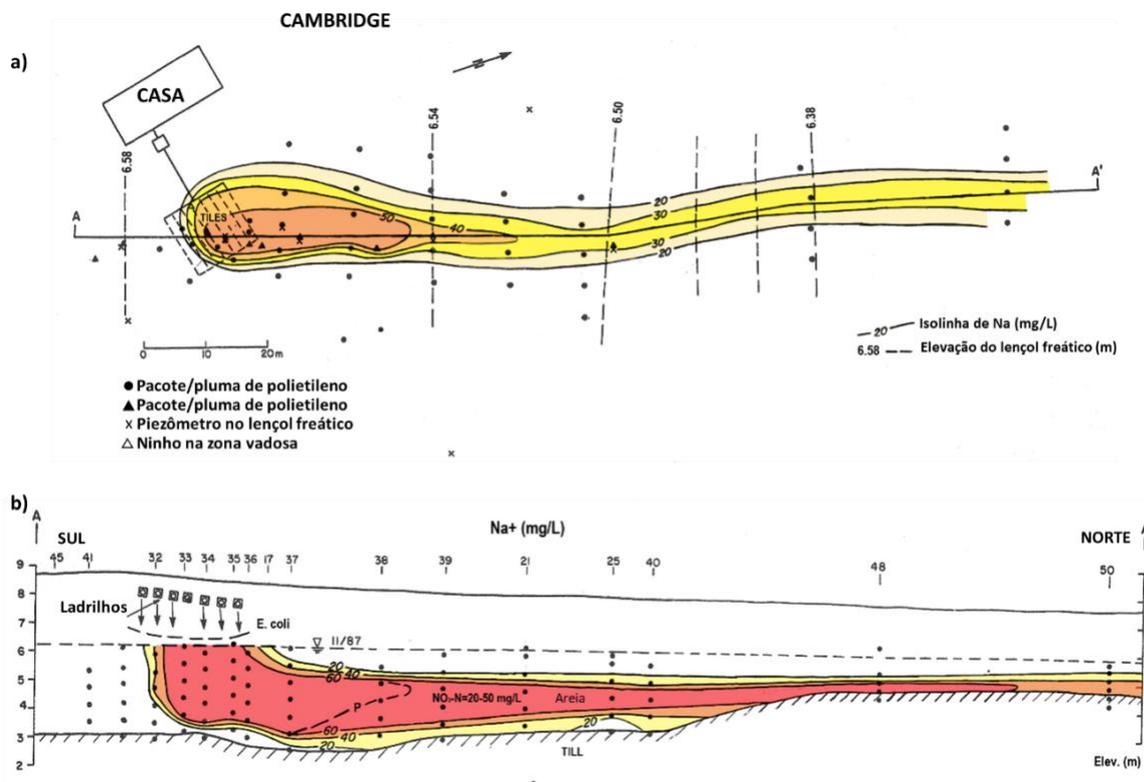


Figura 2 - Visão em planta (a) e transversal (b) de uma pluma de água subterrânea de um sistema séptico doméstico no sítio de Cambridge, Ontario, mostrando: concentra es de Na^+ (mg/L), a extensão da presença de *E. coli* (>1 CFU/100 mL), e zonas de fosfato (P) com concentra o maior que 1 mg/L, linhas tracejadas, e intervalo de concentra es de $NO_3^- - N$ (mg/L) no núcleo da pluma. Efluentes de fossas sépticas têm, em média, 98 mg/L de Na^+ , 30 mg/L de $NH_4^+ - N$ e 8 mg/L de SRP (adaptado de Robertson et al., 1991; Shadford et al., 1997; e Robertson, 2003).

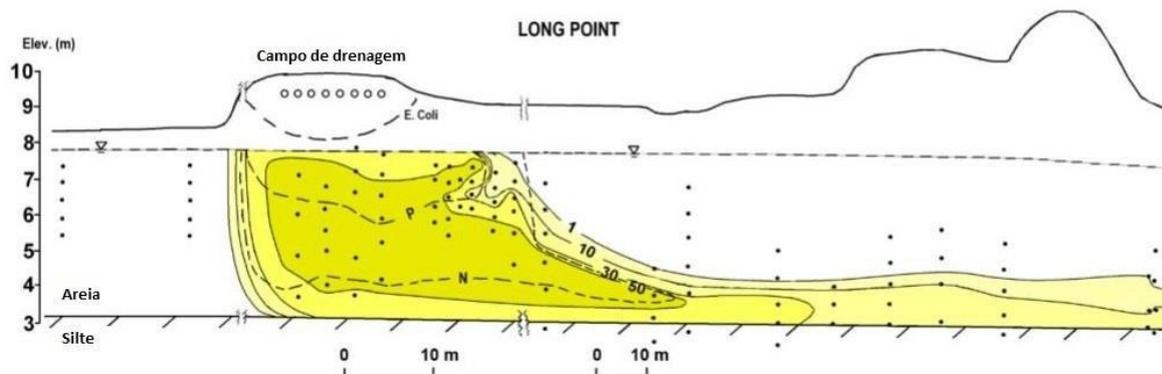


Figura 3 - Pluma de sistema séptico de uma ampla área de camping em Long Point, Ontario, Canada, mostrando concentrações do adoçante artificial acesulfame ($\mu\text{g/L}$); e as extensões das zonas (linhas tracejadas) de $\text{NO}_3\text{-N}$ ($>1 \text{ mg/L}$), fosfato-P ($>1 \text{ mg/L}$) e E coli ($>10 \text{ CFU/100 mL}$), ao longo da linha central da pluma. Os pontos indicam pontos de monitoramento multiníveis. O efluente da fossa séptica tem concentração. Média de $50 \mu\text{g/L}$ de acesulfame, 100 mg/L de $\text{NH}_4\text{-N}$ e $6,3 \text{ mg/L}$ de SRP (adaptado de Robertson et al., 2013).

Bactérias fecais são amplamente removidas nas zonas insaturadas em ambos os sítios. Em um teste de mobilidade de bactéria no sítio Cambridge, bactérias traçáveis (*E. coli* NAR) foram dosadas na fossa séptica por um período de três semanas e, em seguida, foram monitoradas na zona insaturada abaixo do campo de drenagem e na pluma de água subterrânea subjacente por um período de 84 dias (Shadford et al., 1997). As bactérias traçáveis foram detectadas em lisímetros na zona insaturada em trinta dias desde o início do teste, mas apenas em concentrações muito abaixo do que nas fossas sépticas (cerca de mil vezes menores). Na pluma de água subterrânea, as bactérias estavam praticamente ausentes, sendo detectadas em apenas uma de 255 amostragens (Shadford et al., 1997). A zona insaturada de Cambridge tem espessura de 1,5 metro, é composta por areias finas a médias e possui um tempo de retenção de águas residuais de cerca de 15 dias (Robertson, 1994). Em testes similares em dois outros sítios, com lençóis freáticos mais rasos ($< 1 \text{ m}$), Shadford e colaboradores detectaram as bactérias traçáveis nas águas subterrâneas imediatamente abaixo dos campos de drenagem, mas não em outros poços de monitoramento localizados a poucos metros a jusante, com exceção de algumas concentrações muito baixas. Reneau e Pettry (1975), Viraghavan (1978) e Chen (1988) reportaram concentrações de coliformes fecais em várias plumas de sistemas sépticos domésticos e de chalés (em três, um e dezessete sítios, respectivamente). Entretanto, a maioria desses sítios possuía lençóis freáticos rasos e embasamentos rochosos ou sedimentos com baixa permeabilidade próximos à superfície. Consequentemente, o monitoramento foi focado nas zonas de solos rasos, onde a água subterrânea flui, provavelmente, através de macro poros. Em todas essas áreas, coliformes fecais não foram detectados em plumas de água subterrânea ou foram esgotados em, pelo menos, duas a três ordens de magnitude dentro de poucos metros a jusante desde os campos de drenagem.

Em contraste, evidências de transporte rápido de bactérias foram demonstradas em sítios com condições hidrológicas mais favoráveis. Em um teste com traçador conduzido na pluma de águas residuais municipal de Cape Cod, onde fluxos relativamente altos (0,2 a 0,7 m/dia) de água subterrânea ocorrem em um aquífero de areia média a grossa, houve uma redução de apenas dez vezes nas bactérias traçáveis em uma distância de seis metros. Além disso, a chegada das bactérias traçáveis coincidiu com a chegada do co-traçador *Br* (Bales et al., 1995).

3.2 Vírus

Os vírus são uma ordem de magnitude menor de tamanho em comparação com as bactérias (cerca de 0,1 μm para os vírus e 1 μm para as bactérias) e, conseqüentemente, são menos vulneráveis à filtração física em um fluxo de subsuperfície. Porém, eles são altamente afetados por reações de adsorção devido a sua carga líquida negativa na superfície em variações normais de pH (Bales et al., 1995). A adsorção (assimilação) de vírus é influenciada por fatores como tamanho das partículas de sedimento, conteúdo de carbono orgânico, conteúdo de água, pH da solução e força iônica. A adsorção é considerada o mais importante processo de remoção de vírus porque leva à inativação e é irreversível em alguns casos (Betancourt et al., 2019).

Em experimentos com colunas de areia de grande escala, Betancourt e outros (2019) observaram transportes variáveis de vírus fecais, com mortalidade variando de 3 mil vezes em 4 metros a mil vezes em 0,3 metros, em taxas que eram não-lineares (primeira ordem) com taxas constantes de 200 a 1000 por dia. O rápido esgotamento implica remoção por adsorção.

Deborde e outros (1998a) reportaram alto grau de atenuação de vírus colifagos fecais na pluma de água subterrânea de um sistema séptico de uma escola em um local caracterizado por altas velocidades de fluxo de água subterrânea. A zona insaturada possuía 1,5 m de espessura e o aquífero permeável de areia e cascalho possuía velocidades de 1 a 3 m/dia. Vírus colifagos diminuíram cem mil vezes a 7 metros do campo de drenagem e diminuíram para níveis abaixo de detecção ($< 1 \text{ CFU}/100 \text{ mL}$) a partir de 38 metros do campo de drenagem. Entretanto, em um teste subsequente onde vírus traçáveis e brometo foram injetados no núcleo da pluma, uma porção dos vírus traçáveis alcançaram pontos de monitoramento de 7 a 17 metros a jusante ao mesmo tempo que o brometo, após apenas 2 a 6 dias (Deborde et al., 1998b). Porém, as concentrações foram cem mil vezes menores nessa distância, tendo uma mortalidade similar ao observado na pluma ambiente. Foi determinado também que os vírus retidos nos sedimentos do aquífero nas proximidades do poço de injeção permaneceram viáveis por mais de nove meses após a injeção. Em outro teste no mesmo aquífero, um vírus traçável foi injetado em um ponto a 22 metros de distância de um poço de bombeamento de larga escala. Nessa situação, uma fração grande da massa de vírus injetada (até 55 por cento) foi capturada pelo poço em 47 horas (Deborde

et al., 1999; Woessner et al., 2001), ilustrando o potencial de rápido transporte viral em certas condições.

Transporte viral rápido também foi observado no experimento traçável em Cape Cod, discutido anteriormente. Durante o experimento, um vírus bacteriófago co-traçador alcançou o ponto de monitoramento 6 metros a jusante do ponto de injeção cerca de 12 dias após a injeção, coincidindo com o Br e com a bactéria traçável. Entretanto, o vírus traçável foi mais atenuado em relação à bactéria traçável (redução de cem mil vezes versus redução de dez vezes) devido a sua grande suscetibilidade à remoção por adsorção. Porém, em uma segunda fase do mesmo teste, quando água com pH mais alto foi injetada, uma quantidade significativa da massa de vírus assimilada foi remobilizada (Bales et al., 1995).

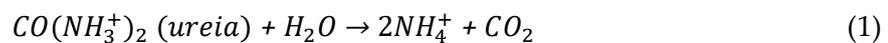
No geral, observações de campo indicaram que patógenos, incluindo tanto bactérias quanto vírus são relativamente imóveis nas plumas de sistemas sépticos. Entretanto, sob certas condições, eles podem ter maior mobilidade, particularmente quando há altas velocidades de água subterrânea devido a areias e cascalhos de alta permeabilidade, fraturas ou macroporos; ou pela maior proximidade de poços de produção de alto rendimento.

4 Química e Tratamento de Efluentes Sépticos

Sistemas sépticos apropriados tratam as águas residuais antes que elas alcancem o lençol freático. O tratamento ocorre nas fossas sépticas e nos campos de drenagem, enquanto a água percola através da zona insaturada.

4.1 Tratamento em Fossas Sépticas (Anaeróbico)

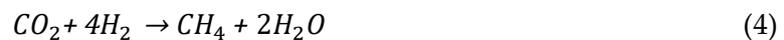
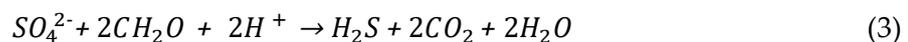
Sistemas sépticos geralmente coletam toda a água residual doméstica em uma fossa única que é dividida em duas seções (Figura 1), de modo que os sólidos se acomodem no primeiro compartimento. Águas residuais domésticas são uma fonte rica em carbono orgânico lábil e, conseqüentemente, o efluente tende a se tornar anaeróbico durante o armazenamento na fossa séptica. Condições anaeróbicas podem levar a uma quantidade de reações no tanque, incluindo mineralização de nitrogênio para NH_4^+ como mostra a Equação 1 (Wilhelm et al., 1994).



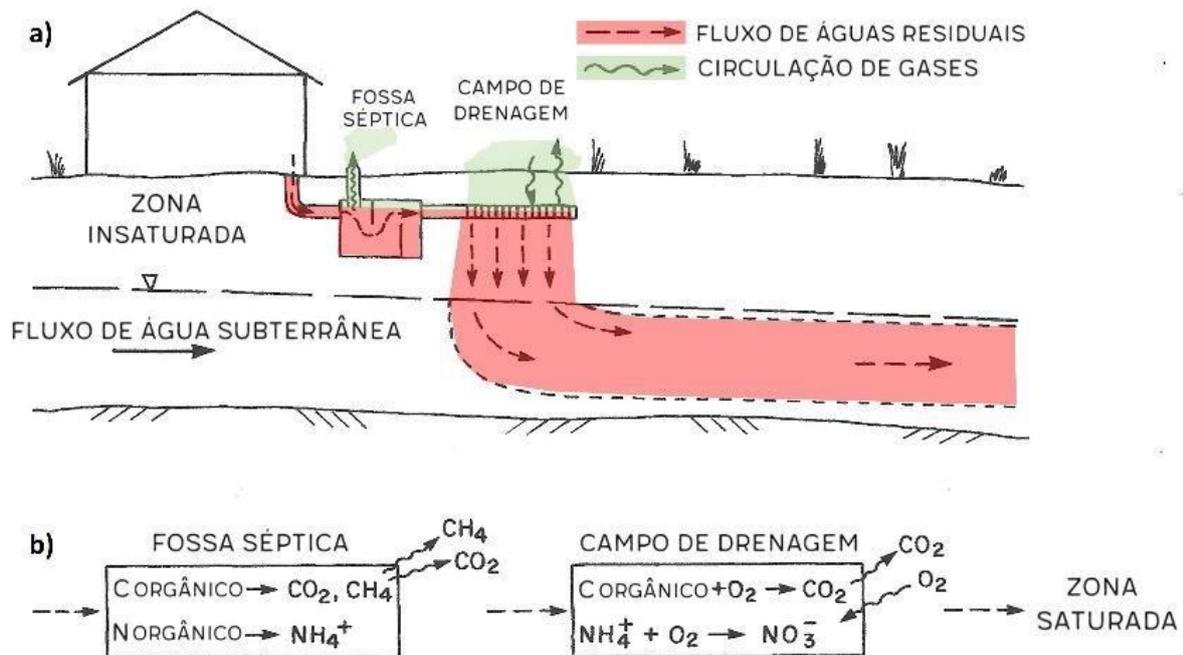
Condições anaeróbicas também levam a conversão de amônio, NH_4^+ , para gás NH_3 , como aponta a Equação 2 (Wilhelm et al., 1994).



Além disso, condições anaeróbicas resultam em redução de sulfato, como mostra a Equação 3, e na geração de metano, conforme aponta a Equação 4 (Wilhelm et al., 1994).



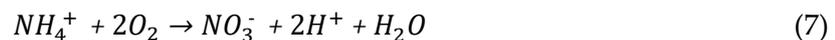
Gases gerados como resultado dessas reações (CO_2 , NH_3 , H_2S , CH_4) são, normalmente, removidos através de um tubo de ventilação, como mostrado na Figura 1, que é novamente mostrada aqui de modo a facilitar a visualização do leitor. Esses gases, supostamente, oxidam-se rapidamente na atmosfera. Em alguns casos, o campo de drenagem não é ventilado e os gases são transportados para o campo de lixiviação, onde migram para cima pela tubulação perfurada no campo de drenagem.



Repetição da Figura 1 - Sistema séptico doméstico típico mostrando etapas de tratamento de águas residuais que ocorrem na fossa séptica e nos sedimentos insaturados subjacentes ao campo de drenagem (adaptado de Wilhelm et al., 1994). Esta repetição da Figura 1, fornece uma oportunidade de observar os gases que são liberados para a atmosfera a partir do tubo de ventilação ou através do solo acima do campo de drenagem.

4.2 Tratamento na Zona Insaturada (Aeróbico)

Normalmente, campos de drenagem são projetados para descarregar os efluentes na zona insaturada, onde a oxidação da água residual pode ocorrer. Importantes reações de oxidação incluem conversão de carbono orgânico para CO_2 (Equações 5 e 6) e nitrificação de NH_4^+ , como mostra a Equação 7 (Wilhelm et al., 1994).



A Tabela 2 compara as concentrações de carbono orgânico dissolvido (DOC) em efluentes de fossas sépticas e nas plumas de água subterrânea associadas em alguns locais. A remoção de DOC nos campos de drenagem nesses locais varia de 22 a 97 por cento. Remoções maiores ocorrem em locais onde a água residual é bem oxidada, como indicada pela relativamente completa conversão de NH_4^+ para NO_3^- .

Tabela 2 - Compara o entre as concentra es de carbono orgânico dissolvido (DOC) em efluentes de fossas sépticas e nas plumas de água subterrânea associadas, ilustrando a degrada o de carbono orgânico na zona insaturada abaixo dos campos de drenagem. As plumas estão listadas em ordem crescente de níveis de oxida o das águas residuais, como indicado pelo decrescimento nas concentra es de NH^+ nas plumas. Os valores das plumas são valores médios (ou representativos) das zonas de pluma proximais aos campos de drenagem subjacentes, a não ser que haja outra indica o.

Sítio/Local	Efluente -----Pluma de água subterrânea-----					Referência
	DOC (mg/L)	DOC (mg/L)	DOC remo�o (%)	NH_4^+-N (mg/L)	NO_3^-N (mg/L)	
JL, chalé	83	44	47	73	0.1	Robertson et al., 1998
LP2, acampamento	56	11	80	48	50-80	Robertson et al., 2012
LP2, acampamento	56 ¹	6.3 (5-8)	89			Aukes et al., 2019
SM, acampamento	~50 ²	13	~75	37	0.1	Garda, 2018
Otis, �gua residual municipal	19	7 ³	63	14	0.1	LeBlanc, 1984
DEL resort, redu�o	9	7	22	3	0.1	Robertson et al., 1998
LP1, acampamento	21	5 ± 0.8 (n=8)	76	1	51	Robertson & Cherry, 1992
PP, acampamento	32	13	78	0.4	18	Robertson et al., 1998
DEL resort, oxida�o	9	5	45	0.2	13	Robertson et al., 1998
LA, escola	28	0.7	97	0.1	131	Robertson et al., 1998
CA, casa	40	4	90	0.1	14	Robertson et al., 1998
MU, casa	81	3	96	0.1	37	Robertson et al., 1998

¹ Valores de DOC nos efluentes em Robertson et al., 2012.

² Valor de DOC nos efluentes não disponível para o sítio de acampamento SM, mas assume-se que   similar ao valor do sítio de acampamento LP2 pelo fato de os dois sítios terem concentra es similares de Cl- e NH_4^+ nos efluentes.

³ Valores da pluma são de um poço de monitoramento localizado a 1000 m do campo de drenagem.

As rea es de oxida o geram acidez, mas ela  , geralmente, tamponada através de uma série de intera es entre a rocha e a  gua. Em terrenos calcáreos, a dissolu o de carbonatos (Equa o 8) normalmente restaura condi es de pH quase neutras e, em muitos casos, resulta também em aumento nas concentra es de Ca^{2+} na pluma.



Em terrenos graníticos, em ausência de carbonatos, o tamponamento pode ser fornecido por minerais oxihidróxidos de Al e Fe (por exemplo, gibbsita e ferrihidrita) que estão, normalmente, presentes como constituintes menores na maioria dos sedimentos. Entretanto, esses minerais são relativamente insolúveis em valores de pH neutros. Sua dissolu o, como mostra as Equa es 9 e 10, se torna significativa apenas em condi es de pH baixo.



Plumas de sistemas sépticos em terreno granítico, quando bem oxidadas, são, geralmente, ácidas, com valores de pH variando entre 4 e 6.

dilui o na zona central, requer valores baixos para ambas as dispersividades transversal horizontal e vertical (< 1 cm). Os valores modelados são consistentes com valores de baixa dispersividade determinados a partir de testes de traçador de gradiente natural em outros a quiferos arenosos (Sudicky et al., 1986; Moltyaner e Killey, 1988; Garabedian et al., 1991).

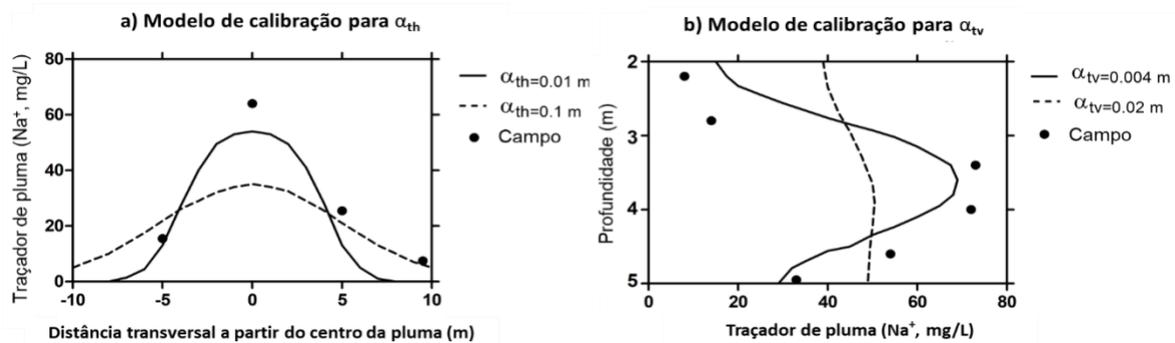


Figura 4 - Pluma do sistema séptico de Cambridge mostrando calibra es do modelo para: a) dispersividade transversal horizontal e b) dispersividade transversal vertical. Os pontos indicam as concentra es de Na+ medidas: a) em uma barreira de monitoramento localizada a 95 m do campo de drenagem e alinhada transversalmente   dire o de fluxo da água subterrânea e b) em um feixe de amostragem multinivel localizado a 30 m do campo de drenagem. Linhas tracejadas e contínuas indicam as concentra es de Na+ previstas a partir de um modelo analítico tridimensional de adveccão-dispersão com diferentes valores para dispersividade transversal horizontal (α_{th}) e vertical (α_{tv}) (Robertson et al., 1991).

O segundo exemplo de pluma, ilustrado na Figura 3,   um sistema séptico localizado em um grande acampamento em Long Point e que apresenta uma pluma de água subterrânea novamente com limites nítidos, e uma ausência de dilui o no centro ao longo dos 200 m mapeados da pluma. Neste caso, a pluma foi delimitada utilizando um adoçante artificial (acesulfame) que   atualmente usado em uma ampla variedade de alimentos e bebidas de baixo teor calórico. As concentra es em todo o núcleo da pluma são > 18 $\mu\text{g/L}$, o que   cerca de 10.000 vezes maior do que o valor limite de detec o para o background neste site (< 0,01 $\mu\text{g/L}$). Este contraste anormalmente elevado entre as concentra es de background e do efluente permite que pequenas entradas das águas residuais dos sistemas sépticos possam ser detectadas, conforme discutido a seguir.

Um fator importante a ser considerado ao monitorar o comportamento de um sistema séptico   a espessura da pluma deste sistema. A espessura da pluma   regulada pela taxa de carregamento das águas residuais, tamanho do campo de drenagem e velocidade linear média da água subterrânea. Esta pode ser estimada usando as rela es apresentadas nas Equa es 11 e 12.

$$b = (q * t) / \text{porosidade} \quad (11)$$

$$t = w / \text{vel} \quad (12)$$

onde:

$$b = \text{espessura da pluma na borda inferior do campo de drenagem (L)}$$

q = taxa de carregamento das águas residuais por unidade de área do campo de drenagem (L/T)

porosidade = porosidade do aquífero saturado

t = tempo de residência da água subterrânea sob o campo de drenagem(T)

w = largura do campo de drenagem na direção do fluxo da água subterrânea (L)

vel = velocidade média linear da água subterrânea ambiente (L/T)

Por exemplo, um sistema séptico doméstico típico recebendo 1 m³/dia de descarga de água residual para um campo de drenagem com dimensão 10 m por 10 m em planta, teria uma taxa de carregamento de água residual 0,01 m/dia. Para uma velocidade média linear de água subterrânea de 0,2 m/dia, a água subterrânea residiria sob o campo de drenagem por 50 dias, já que uma gota de água se movendo a 0,2 m/dia precisaria de 50 dias para atravessar os 10 m de comprimento do campo de drenagem. Para uma porosidade de aquífero de 0,33, a pluma teria 1,5 m de espessura (não levando em consideração adispersão). Isso requer um posicionamento vertical cuidadoso dos locais de amostragem para um monitoramento eficaz. Ambas as áreas de Cambridge e Long Point apresentadas nas Figura 2 e 3, estão localizadas próximos às divisas de fluxo de água subterrânea, onde as velocidades da água subterrânea são relativamente baixas (~0,07 a 0,08 m/dia, Robertson et al., 2019). Estas baixas velocidades, combinadas com uma alta taxa de carregamento das águas residuais em Long Point (0,06 m/dia, Robertson et al., 2019), resultaram na formação de plumas que são relativamente espessas (~3 a 5 m), comparadas as plumas de muitas outras localidades.

A baixa capacidade de dispersão nos aquíferos de Cambridge e Long Point, bem como em muitos outros aquíferos (p. ex., Weiskel e Howes, 1991), permite que concentrações relativamente altas de constituintes das águas residuais persistam nas zonas centrais da pluma. Desta forma, a menos que ocorram reações de atenuação, distâncias relativamente longas de transporte podem ser necessárias antes que os contaminantes sejam reduzidos a níveis aceitáveis por diluição com a água subterrânea de fundo.

5.1 Traçadores de Pluma—Íons Maiores; (CE, Cl⁻, NO₃⁻, Na⁺)

As plumas dos sistemas sépticos normalmente apresentam elevadas concentrações de íons maiores, como Cl⁻, Na⁺, NO₃⁻ e por vezes NH₄⁺, derivado a partir das águas residuais, bem como alcalinidade elevada (Equação 6) e outros constituintes resultantes das interações água-rocha no campo de drenagem (p. ex., Ca²⁺, Equação 8). Todos estes constituintes são potencialmente úteis como traçadores de pluma. A Figura 2 mostra que os valores de sódio no núcleo da pluma da área de Cambridge (>50 mg/L) são cerca de cinco vezes maiores do que os valores de background (< 10 mg/L). Além disso, concentrações

elevadas de constituintes dissolvidos conferem uma elevada condutância específica (CE) para a água da pluma, e como resultado, as plumas do sistema séptico podem geralmente ser identificadas em campo usando um medidor de condutância específico. A Tabela 1 fornece um resumo das concentrações típicas dos elementos maiores que ocorrem no efluente da fossa séptica, em locais onde as águas residuais domésticas estão sendo tratadas. A principal limitação do uso de íons maiores como traçadores de pluma é que todos estes constituintes não são exclusivos das águas residuais domésticas. Os fertilizantes utilizados em operações agrícolas modernas contêm formulações de potássio e nitrogênio que podem levar a níveis elevados de K^+ , Cl^- e NO_3^- em águas subterrâneas impactadas, da mesma magnitude que aqueles encontrados em plumas do sistema séptico (Spalding e Exner, 1993; Goss et al., 1998). Em climas do norte, os sais de degelo aplicados em estradas e estacionamentos no inverno, podem levar as concentrações de Cl^- e Na^+ semelhantes àqueles encontrados na pluma do sistema séptico (Baer et al., 2019). Na pluma de Cambridge (Figura 2) por exemplo, nem o Cl^- nem NO_3^- podem ser usados diretamente como traçadores da pluma, porque concentrações semelhantes são encontradas nas águas subterrâneas locais, como resultado do uso de fertilizantes em campos agrícolas adjacentes. Na pluma de Long Point (Figura 3), o uso de Cl^- como traçador foi limitado porque os valores de background foram elevados resultantes do uso de $CaCl_2$ nas estradas do acampamento para suprimir a poeira. Em ambas as plumas de Cambridge e Long Point, no entanto, Na^+ and CE permaneceram eficazes como traçadores de plumas.

Enquanto os íons maiores podem servir como traçadores de pluma úteis nas zonas de pluma proximal, em zonas mais distais, sua utilidade é frequentemente diminuída por causa da presença de contaminantes semelhantes de outras fontes. Esta circunstância pode limitar a utilidade dos íons principais como indicadores de impacto do sistema séptico em situações em que os impactos de múltiplas fontes de contaminantes podem se sobrepor, como pode ocorrer na água retirada por poços com amplas áreas contribuintes (p. ex. Figura 5).

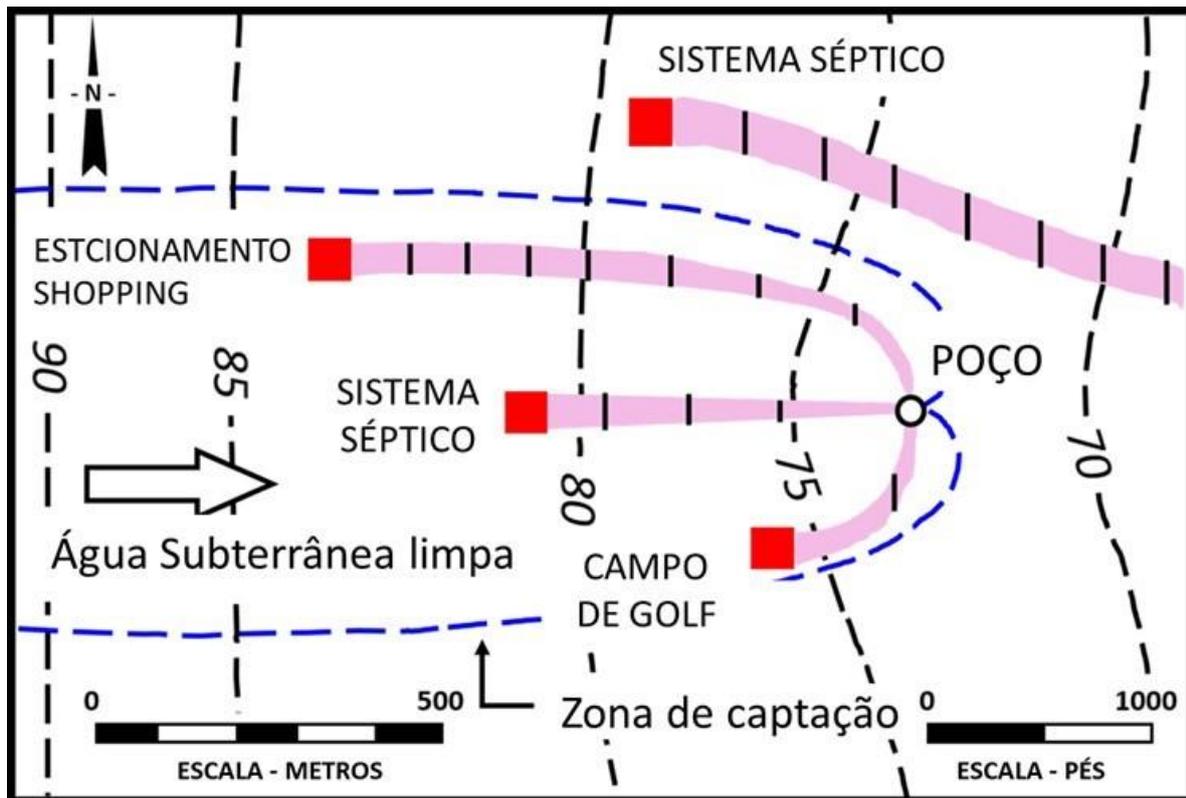


Figura 5 - Visão conceitual da zona de captura de um poço de abastecimento de água encontrando uma pluma de sistema séptico e outras fontes potenciais de contamina o semelhante, incluindo um estacionamento de shopping center que contribui com sódio e cloreto a partir dos sais de degelo e um campo de golfe que contribui com nitrato provenientes de fertilizantes (Adaptado de Einerson & Mackay (2001).

5.2 Traçadores de Pluma—Constituintes Menores e Traço--Boro

Boro (B) está presente em detergente para roupas,   móvel em sistemas de fluxo de água subterrânea e tem sido utilizado como traçador para identificar sistemas sépticos e os impactos das águas residuais municipais na água subterrânea (LeBlanc, 1984; Vengosh et al., 1994; Bassett et al., 1995). No entanto, a concentra o de boro nas águas residuais domésticas (variando de 0,1 a 1 mg/L, Tabela 1), são elevadas por um fator relativamente pequeno (p. ex., cerca de 5, Bassett et al., 1995) comparado aos valores de background, e algumas águas naturais, como as águas subterrâneas salobras e impactadas por irriga o, podem ter valores de B tão mais altos quanto as águas residuais. Conseqüentemente, o boro   apenas modestamente robusto como traçador de águas residuais, mas útil em alguns locais. Na pluma das águas residuais em Cape Cod, Massachusetts, B foi usado como um dos principais traçadores devido a sua ocorrência ao longo dos 3 km de comprimento da pluma, em concentra es consistentes de 0,2 - 0,4 mg/L, o qual era cinco vezes maior do que os valores de background (LeBlanc et al., 1984; Barbaro et al., 2013).

5.3 Traçadores de Pluma—Açoçantes Artificiais (Acesulfame e Sucralose)

O adoçante artificial acesulfame de potássio ($C_4H_4KNO_4S$) é usado em uma ampla variedade de alimentos e bebidas de baixo teor calórico, e agora é onipresente na maioria das águas residuais domésticas em todo o mundo (Buerge et al., 2009). Este componente é relativamente único para as águas residuais domésticas e ocorre no efluente da fossa séptica em concentrações normalmente variando entre 10-100 $\mu\text{g/L}$ (Tabela 1). Acesulfame é relativamente persistente durante o tratamento tanto em plantas de águas residuais (Buerge et al., 2009) como em sistemas sépticos (Van Stempvoort et al., 2011a), bem como em sistemas de fluxo de águas superficiais e subterrâneas (Buerge et al., 2009; Spoelstra et al., 2013; Spoelstra et al., 2017). Considerando sua concentração tipicamente alta em águas residuais, em comparação com valores de background em águas subterrâneas (p. ex., ~10.000 vezes maior na pluma de Long Point, Figura 3), ele oferece o potencial de ser um poderoso marcador de impacto no sistema séptico. Sucralose ($C_{12}H_{19}Cl_3O_8$) é outro adoçante amplamente usado que também resiste a degradação, e ocorre nas águas residuais domésticas em concentrações semelhantes ao acesulfame (Tabela 1). Este também tem potencial para ser utilizado como traçador (Oppenheimer et al., 2011). Na pluma de Long Point ilustrada na Figura 3, o acesulfame foi utilizado como um principal traçador porque outro traçador potencial como o Cl estava elevado nas águas subterrâneas locais nesta área, como resultado do uso de $CaCl_2$ como supressor de poeira nas estradas do acampamento. A interferência de outras fontes é um problema comum associado aos traçadores de águas residuais (p. ex., Figura 5) e o uso de adoçantes artificiais se destacam por sua ocorrência principalmente em águas residuais domésticas.

O uso de adoçantes artificiais específicos também mudou ao longo das últimas décadas e a presença e ausência de adoçantes específicos nas plumas pode servir como ferramenta rudimentar de datação de idade. O acesulfame de potássio está em uso generalizado apenas desde a década de 1988 e a sucralose desde os anos 2000. Em um estudo de plumas de contaminantes e lixiviado em 15 aterros, Roy e outros (2014) descobriram que o acesulfame estava presente em altas concentrações e foi o adoçante dominante em sete dos oitos analisados nas áreas de estudos ativas. Entretanto, nas áreas que foram desativadas antes de 1990, a sacarina ($C_7H_5NO_3S$) foi o adoçante dominante e o acesulfame foi detectado apenas em concentrações mais baixas.

Estudos mais recentes revelaram que, em alguns casos, o acesulfame pode ser degradado durante o tratamento das águas residuais (Castronovo et al., 2017; Kahl et al., 2018). Isso levanta a possibilidade que o acesulfame também esteja sujeito à degradação em ambientes subterrâneos. Embora vários estudos tenham demonstrado sua persistência em concentrações relativamente altas, estes estudos não excluem a possibilidade de degradação lenta em certos ambientes, e mais estudos devem ser realizados.

5.4 Traçadores Isotópicos--Nitrato-¹⁵N

Diferentes constituintes nos sistemas sépticos (p. ex., Cl^- , B , NO_3^-) podem ser isotopicamente distintos de outras fontes, portanto a caracterização isotópica pode auxiliar na identificação das águas subterrâneas impactadas por sistemas sépticos. Os valores de Nitrato-¹⁵N (NO_3^- -¹⁵N) têm sido utilizados para distinguir a contaminação de nitrato nas águas subterrâneas resultante de sistemas sépticos e pelo uso de fertilizantes em operações agrícolas. O nitrato derivado dos fertilizantes químicos tem valores mais baixos de ¹⁵N, normalmente na faixa +3 a +5 partes por mil (per mil), enquanto o NO_3^- dos sistemas sépticos em geral apresenta valores mais altos de ¹⁵N na faixa de +7 a +14 partes por mil (Kreitler et al., 1979; Heaton, 1986; Aravena et al., 1993; Wassenaar, 1995). No entanto, há alguma sobreposição na composição isotópica dessas fontes e os processos como volatilização do NH_4^+ , trocas na zona insaturada, e a desnitrificação, podem alterar a assinatura isotópica do material de origem. Além disso, quando o esterco é usado nas operações agrícolas, a assinatura isotópica do NH_4^+ associado pode ser semelhante às águas residuais. Em alguns locais, foi observado que os valores de NO_3^- -¹⁵N tendem a se agrupar próximo a sobreposição entre os valores de NO_3^- -¹⁵N para as águas residuais e para os fertilizantes (+5 a +8 partes por mil), tornando difícil a identificação da origem a partir da assinatura isotópica (Komore Anderson, 1993; Xue et al., 2009). Porém, os isótopos mais leves de NO_3^- (¹⁴N e ¹⁶O) são preferencialmente consumidos durante os processos de degradação do nitrato como desnitrificação e anammox (ANAerobic AMMonium OXidation - oxidação anaeróbia da amônia) conforme discutido na Seção 6, e conseqüentemente, as análises isotópicas podem ser de valor significativo para estabelecer quando tais processos estão ativos.

6 Destino do Nitrogênio em Plumas do Sistema Séptico

Em áreas onde as águas residuais foram bem oxidadas, as plumas do sistema séptico costumam ter concentra es de nitrato que excedem o valor limite de 10 mg/L para NO_3^- -N para água potável. Por exemplo, na pluma de Cambridge, efluente com NH_4^+ -N em média de 30 mg/L,   completamente oxidado na zona insaturada e como resultado, ocorre a ausência do NH_4^+ na pluma, mas NO_3^- -N   elevado, e varia de 16-38 mg N por litro (Figura 2). A Figura 6 mostra o histograma das concentra es de nitrato medidas em 21 plumas desistema séptico em Ontário, e demonstra que o valor limite de potabilidade   excedido em 16destas plumas.

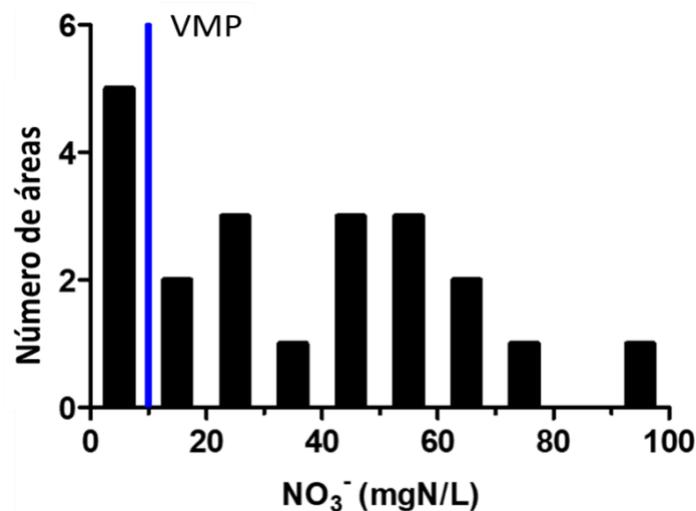


Figura 6 - Histograma das concentra es m dias de NO_3^- em zonasproximais da pluma subjacentes aos campos de drenagem em 21 áreas com sistemas sépticos em Ontário (baseados em Robertson et al., 2020). O valor máximo permitido (VMP) de nitrato para o padrão de potabilidade de 10 mg N por litro   indicado para referência.

As  guas subterrâneas em áreas costeiras densamente desenvolvidas de Cape Cod, Massachusetts, EUA, tem concentra es de NO_3^- -N acima de 24 mg/L, e isso   amplamente atribuído ao uso disseminado de sistemas sépticos (Coleman et al., 2018).

O nitrato   potencialmente reativo, no entanto, pode ser reduzido a gás nitrogênio (N_2) se as condi es de redu o forem encontradas e os componentes potenciais doadores de elétrons estiverem disponíveis para atuar como fontes de energia e apoiar as rea es de transforma o. Duas rea es de transforma o de NO_3^- que ocorrem comumente são as rea es de desnitrifica o heterotrófica utilizando o carbono orgânico disponível como

fonte de energia (Equação 13) e as reações de desnitrificação autotróficas utilizando os compostos de enxofre reduzido (p. ex. pirita) como fonte de energia (Equação 14).



Estas reações tendem a ocorrer abruptamente em frentes de reação, em vez de suceder uniformemente ao longo da pluma (Smith et al., 1991). As frentes de reação geralmente ocorrem em locais onde as plumas encontram concentrações elevadas de compostos doadores de elétrons, como podem ocorrer em sedimentos de zonas ribeirinha enriquecidos em carbono orgânico (por exemplo, em Robertson et al., 1991; Böhlke et al., 2002) ou em zonas aquíferas mais profundas, onde pirita não alterada pode estar presente (por exemplo, em Postma et al., 1991; Kölle et al., 1985). A pluma de Cambridge, exibida na Figura 2, é subóxica (ou seja, oxigênio dissolvido < 1 mg/L) e poderia ser potencialmente afetada pelas reações de transformação do nitrato. Contudo, as concentrações de NO_3^- permanecem consistentemente elevadas, e não demonstram evidências de enriquecimento isotópico, indicando que a desnitrificação é inativa (Aravena et al., 1993). Presumivelmente, isso ocorre em função da ausência de compostos doadores de elétrons adequados (por exemplo, carbono orgânico instável ou pirita não alterada) nos sedimentos do aquífero neste local.

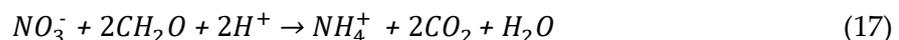
Em contraste, na localidade de Long Point (Figura 3), a zona de pluma proximal tem NO_3^- -N elevado, de 32 a 79 mg/L (Aravena e Robertson, 1998) e o nitrato é completamente consumido a < 1 mg/L dentro de 40 m abaixo do campo de drenagem. A transformação ocorre ao longo de uma frente de reação onde há aumento coincidente em alcalinidade e SO_4^{2-} indicando que a desnitrificação heterotrófica (Equação 13), bem como a autotrófica, contribuem para a perda de nitrato observada. Neste local, a desnitrificação é promovida pela presença de quantidades pequenas de carbono orgânico instável e pirita em sedimentos mais profundos do aquífero (não alterados) (Aravena e Robertson, 1998). O aquífero Long Point é um depósito de praia recente, que tem apenas alguns milhares de anos, onde o aquífero Cambridge foi depositado, no final do último período glacial, ~ 10 a 15 milhares de anos antes do presente. A idade mais jovem do aquífero Long Point, assim como a presença de complexos pantanosos nas proximidades, podem contribuir para a reserva de compostos doadores de elétrons naquele local. Sabe-se que a desnitrificação autotrófica ocorre em aquíferos e aquíferos ao redor do mundo, devido às concentrações de pirita em níveis traços (ou outros compostos sulfurosos), estão comumente presentes quando os sedimentos estão inalterados (Aravena e Robertson, 1998). Na maioria dos casos, esta reação é marcada pelo aumento distinto nas concentrações de SO_4^{2-} de água subterrânea na mesma zona onde o NO_3^- diminui.

Uma terceira potencial rea o importante de transforma o do nitrato que foi reconhecida recentemente, refere-se   redu o de NO_3^- por NH_4^+ (anammox, Equa es 15 e 16).



Estas rea es podem ser ativas em locais onde as águas residuais são menos oxidadas, em que NO_3^- e NH_4^+ podem ocorrer juntos na pluma. A rea o   caracterizada pelo enriquecimento isotópico de NO_3^- e NH_4^+ residuais (Clarke et al., 2008; Caschetto et al., 2017) e pela presença de bactérias específicas anammox (Moore et al., 2011; Smith et al., 2015). A caracteriza o isotópica e bacteriológica demonstrou que as anammox são contribuintes importantes para as transforma es de nitrato observadas em um número de plumas de sistemas sépticos, incluindo a pluma de Long Point (Robertson et al., 2012), a pluma da área de acampamento Killarney (Cascetto et al., 2017) e a pluma de águas residuais municipais em Cape Cod (Smith et al., 2015). Na pluma de Cod Cape, bactérias anammox foram encontradas ao longo de uma zona de 3 km, onde NH_4^+ estava presente, e testes de inje o de traçadores estabeleceram que o consumo de NO_3^- de anammox e desnitrifica o eram de magnitudes similares e ocorreram em taxas parecidas, quando DOC era disponível. Entretanto, quando o fornecimento de DOC era limitado, o consumo de NO_3^- tornava-se dominado por anammox, correspondendo a cerca de 90% da perda de NO_3^- . Em adi o, em uma revisão da persistência do nitrogênio inorgânico total (NIT) nas 21 plumas do sistema séptico de Ontário (Robertson et al., 2020), foi visto que o consumo de NIT era significativamente maior nos 10 locais onde NO_3^- e NH_4^+ estavam presentes nas zonas de plumas próximas aos campos de drenagem (62 por cento de perda de NIT, comparadas a outros locais onde somente o NO_3^- estava presente (3 por cento de perda de NIT). No geral, esta evidência sugere que a rea o anammox ocorre esparsamente em plumas de sistemas sépticos, e compete com a desnitrifica o na importância em fornecer o consumo de nitrato nestas plumas.

A quarta rea o de transforma o potencial do nitrato   a redu o dissimilativa do nitrato para amônia (Equa o 17),   considerada menos importante em ambientes de água subterrânea (Rivett et al., 2008) e não foi registrada em plumas de sistema séptico.



7 Destino do Fósforo em Plumas do Sistema Séptico

O destino do fósforo em plumas do sistema séptico depende da acidez da água na zona insaturada e de re c es envolvendo minerais com fósforo. As duas primeiras, curtas, subse c es desta se c o, fornecem as re c es químicas mais comuns que são relevantes para a acidez de  guas em zonas insaturadas e precipita c o de minerais nas zonas insaturadas, que contribuem para a remo c o do fósforo da  gua. A Se c o 7.1 descreve como o ácido   tamponado na zona insaturada e a Se c o 7.2 descreve re c es de precipita c o comuns envolvendo fósforo. O destino do fósforo   discutido na Se c o 7.3.

7.1 Rea c es de Tamponamento de  cido

Quatro re c es-tampão são importantes no controle do pH na zona insaturada, que por sua vez, influencia o destino do fósforo em plumas do sistema séptico. Elas envolvem a dissolu c o de minerais carbonáticos e gibbsita, assim como os dois tipos de dissolu c o de ferridrita. As re c es estão a seguir:

- dissolu c o de mineral carbonático, como mostrado na Equa c o 18;



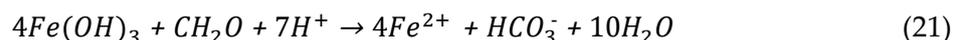
- dissolu c o da gibbsita, como mostrado na Equa c o 19;



- dissolu c o da ferridrita, como mostrado na Equa c o 20;



- e, rea c o de dissolu c o de ferridrita, como mostrado na Equa c o 21.

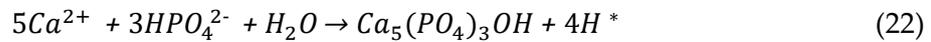


Valores mais baixos de pH elevam o potencial para as re c es apresentadas na Se c o 7.2 que precipitam fósforo, removendo este elemento das águas residuais. Conseqüentemente, nos locais onde as re c es das Equa c es 18 a 21 são mais prováveis de ocorrer, há uma grande capacidade de assimila c o do fósforo na zona insaturada abaixo do sistema séptico.

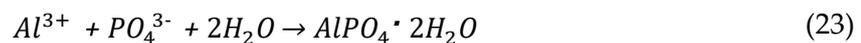
7.2 Reações envolvendo Minerais de Fósforo

Quatro reações envolvendo minerais de fósforo são relevantes para o destino do fósforo em plumas do sistema séptico, incluindo a precipitação de hidroxiapatita, variscita, estrengita e vivianita. Estas reações são as seguintes:

- precipitação de hidroxiapatita, como mostrado na Equação 22;



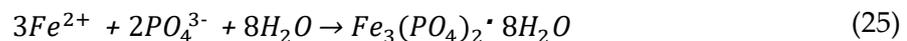
- precipitação de variscita, como mostrado na Equação 23;



- precipitação de estrengita, como mostrado na Equação 24;



- e, precipitação de vivianita, como mostrado na Equação 25;



Há uma capacidade de assimilação maior para o fósforo na zona insaturada abaixo de um sistema séptico em locais onde as condições promovem as reações de precipitação apresentadas nas Equações 22 a 25.

7.3 Destino do Fósforo

Concentrações de fósforo em efluentes de tanques sépticos (por exemplo, 5 a 10 mg/L de *P* total, Tabela 1) são de várias ordens de magnitude mais altas do que valores capazes de estimular crescimento de algas e eutrofização em ambientes aquáticos (~0,03 mg/L, Dillon e Rigler, 1974). O fósforo total em tanque séptico consiste em uma combinação de fosfato dissolvido (PO_4^{3-}), frequentemente referido como um fósforo reativo solúvel (SRP, *em inglês*), fósforo orgânico que ocorre como um componente dos compostos orgânicos presentes na água residual, e fósforo adsorvido em material particulado no efluente. Em efluente de tanque séptico, o SRP normalmente corresponde a 70-85% do *P* total (McCray et al., 2005). Durante a infiltração através dos sedimentos do campo de drenagem, o material particulado é removido por filtração e os compostos orgânicos são degradados, como resultado, o *P* total em plumas de sistema séptico é majoritariamente SRP (Harman et al., 1996). As concentrações de SRP em plumas de sistema séptico variam, mas alguns locais possuem zonas ricas em *P*, onde as concentrações de SRP se aproximam de valores encontrados em efluente de tanque séptico, incluindo zonas abaixo dos campos de drenagem em Cambridge e Long Point, onde os valores de SRP são de 1 a 6 mg/L (Figura 2 e 3).

Uma das maiores plumas de fósforo registradas ocorre na pluma de água residual municipal de Cape Cod, onde uma zona rica em *P* com valores de SRP entre 1 e 3 mg/L, estende-se 600 metros para baixo das camadas de infiltração de água residual, antes de despejar-se em um lago pequeno (LeBlanc et al., 1984; McCobb et al., 2003).

O fosfato é um ânion trivalente que pode ser influenciado por um número de reações que transformam seu destino em um complexo de subsuperfície. Na maioria dos sistemas de fluxo subterrâneos, o fósforo é fortemente afetado por reações de sorção da camada superficial devido à presença de minerais com cargas superficiais positivas (por exemplo, calcita, gibbsita, ferridrita em intervalos normais de pH) na maioria dos tipos de sedimentos. A sorção tem o efeito de diminuir a taxa de migração do *P*, mas não o imobiliza permanentemente. O potencial para o sedimento absorver o fósforo é tipicamente caracterizado por um coeficiente de distribuição (K_d), o qual descreve o raio da massa de *P* adsorvida nos sólidos do sedimento, para a massa em solução. Os valores de K_d para o fósforo podem ser determinados em testes de laboratório de amostras de sedimento e estão tipicamente no intervalo de 3 a 40 cm³/g (Walter et al. 1996; McCray et al., 2005). A equação de retardamento (Equação 26, de Freeze e Cherry, 1979), relaciona os valores de K_d a um fator de retardamento para a migração de *P* em água subterrânea.

$$R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{\theta}\right) K_d \quad (26)$$

onde:

R = fator de retardamento do fósforo (velocidade linear média da água subterrânea)/(velocidade de migração do fósforo)

ρ_b = densidade do volume de sedimento seco (g/cm³)

θ = porosidade (-)

K_d = coeficiente de distribuição; massa de *P* adsorvida / massa de *P* em solução (cm³/g)

O intervalo de valores de K_d observados acima, levou a fatores de retardamento de 15 a 400 para aquíferos com propriedades típicas de sedimento (por exemplo, densidade de sedimento de 2,65 g/cm³ e porosidade de 0,3). Em uma revisão da mobilidade de *P* em 24 plumas de sistema séptico de Ontário (incluindo os 21 locais mencionados acima), sete lugares com plumas de *P* bem desenvolvidas tiveram fatores de retardamento de 11 a 17 (Robertson et. al., 2019), o que é geralmente consistente com o intervalo esperado baseado nos valores de K_d registrados na literatura.

Em adição à sorção da camada superficial, modelos de equilíbrio químico predizem que as reações de precipitação mineral envolvendo fósforo também deveriam ser ativas em plumas de sistema séptico (Ptacek, 1998; Parkhurst et al., 2003; Spiteri et al., 2007). A revisão do ponto 24 acima (Robertson et al., 2019) observou que as zonas distintas de acumulação

de *P* em sedimento estavam presentes em quase todos os campos de drenagem, e estas zonas ricas em *P* consistentemente ocorriam de 1 a 2 m abaixo dos canos de infiltra o, mesmo em sistemas que variavam largamente em idade. A acumula o consistente próxima aos tubos de infiltra o sugeriu que este era o resultado das re o es de precipita o mineral, ao invés da sor o o. Em adi o , grãos de areia das zonas de acumula o de *P* exibiram bordas distintas de minerais secundários, e estas bordas continham fósforo (Figura 7).

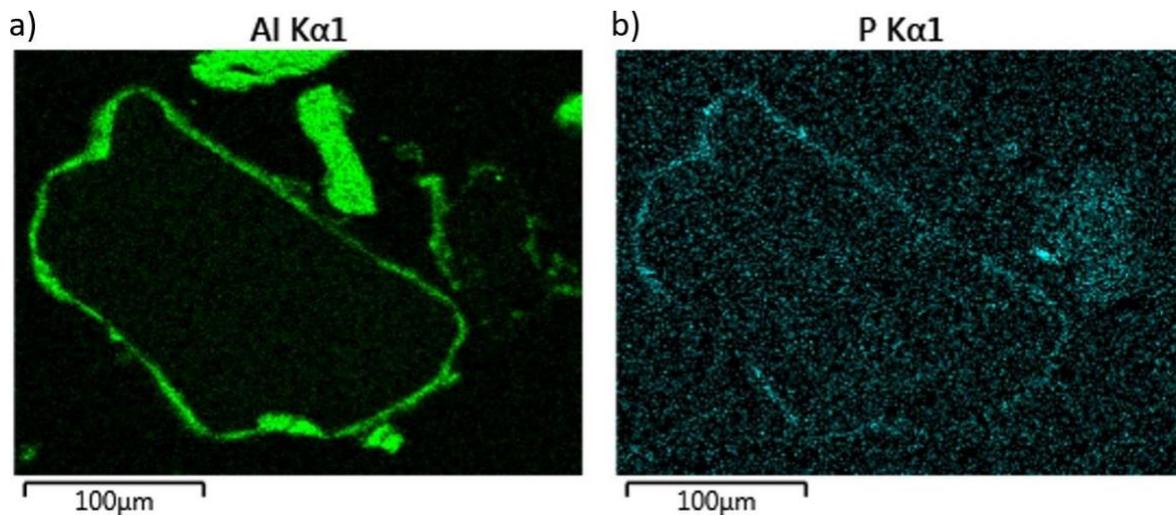


Figura 7 - Borda de mineral secundário de *P* em um grão de quartzo do campo de drenagem da camada filtro em uma área de camping em Ontário, Canadá: a) imagem de microscópio eletr nico de varredura e b) análise elemental de raios-x (Robertson et al., 2019). A composi o da borda   de: *Al* 19,4, *Fe* 6,6, *P* 2,0 e *Ca* 1,8 por cento por peso. (Cortesia de imagem da Surface Science Western, London, Ontário, Canadá).

A composi o das bordas era variável, mas o ferro, alumínio e ocasionalmente o cálcio, eram os c t ions dominantes, indicando uma rela o  com as re o es de precipita o mencionadas previamente (Equa o es 22 a 25).

A acidez gerada pela oxida o da água residual, particularmente a oxida o de NH_4^+ (Equa o  7), pode ter um efeito importante no destino do fósforo. A diminui o do pH pode levar a um aumento da dissolu o de gibbsita (Equa o  19), e ferridrita (Equa o  20), o que pode gerar concentra o es com mais Al^{3+} e Fe^{3+} . Isto, por sua vez, pode estimular a precipita o de variscita (Equa o  23) e strengita (Equa o  24). Esta rela o    confirmada pelas análises de águas intersticiais no campo de drenagem de diversos locais, incluindo o ponto Cambridge, onde as zonas de acumula o de *P* em sedimento coincidem estreitamente com as zonas onde o NH_4^+ de água residual está sendo nitrificado (Figura 8).

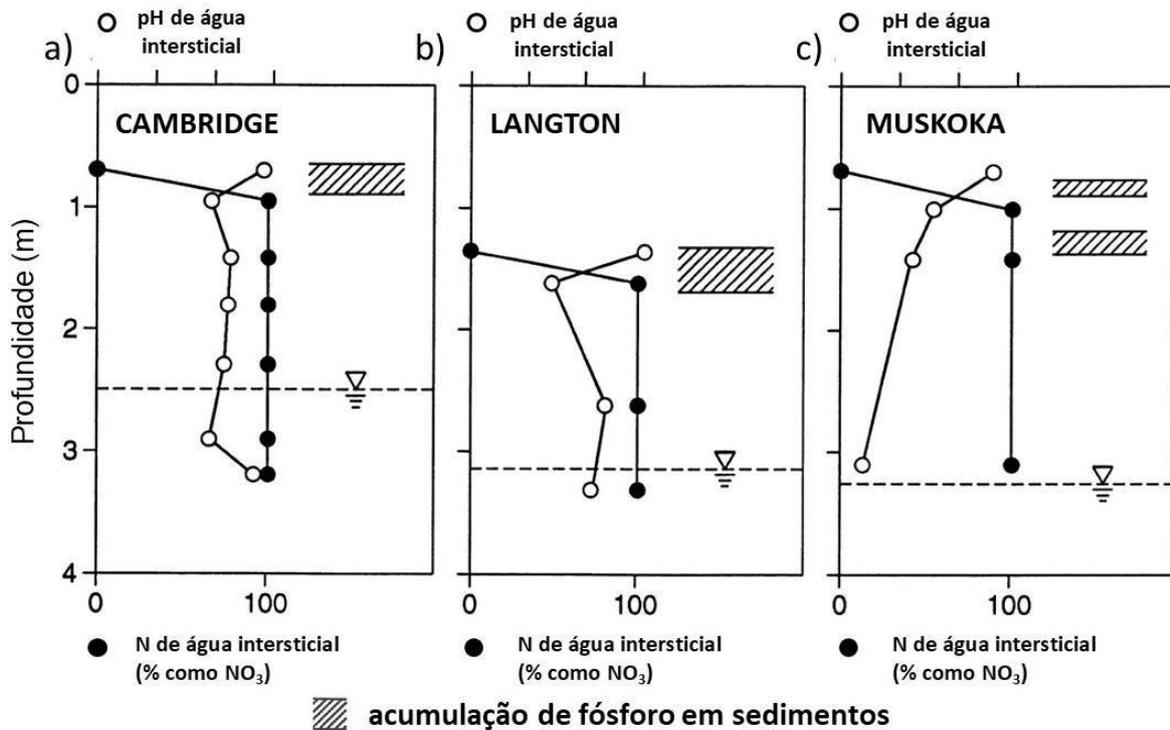


Figura 8 - A prevalência de pH e nitrato em sedimentos de campo de drenagem em três pontos de sistema séptico em Ontário, Canadá, onde aquíferos arenosos são presentes: a) Cambridge e c) Moskoka, ambos sistemas domésticos, e b) sistema séptico da escola pública Langton. Valores de $NO_3^- - N$ indicam a percentagem de nitrogênio inorgânico total ($NH_4^+ + NO_3^- - N$) ocorrendo como NO_3^- . As amostras sem NO_3^- estão no efluente de tanque (100 por cento $NH_4^+ - N$) e indicam a profundidade dos canos de infiltração do campo de drenagem. Os valores de nitrato e pH da zona insaturada são de água intersticial expelida de núcleos de sedimentos não agitados (de Zanini et al., 1998). Também exibidas, como intervalos de profundidade hachuradas, estão as zonas onde o fósforo se acumulou nos sedimentos do campo de drenagem.

Em um terreno granítico, as condições ácidas podem persistir em plumas do sistema séptico e os valores de pH estão normalmente entre 4 e 6. Neste estudo de revisão mencionado acima (Robertson et al., 2019), percebeu-se que a remoção de *P* é muito maior em locais de terreno granítico onde plumas ácidas estavam presentes (90 por cento de remoção de *P*), e valores de SRP mostraram uma tendência descendente com valores de pH mais baixos (Figura 9).

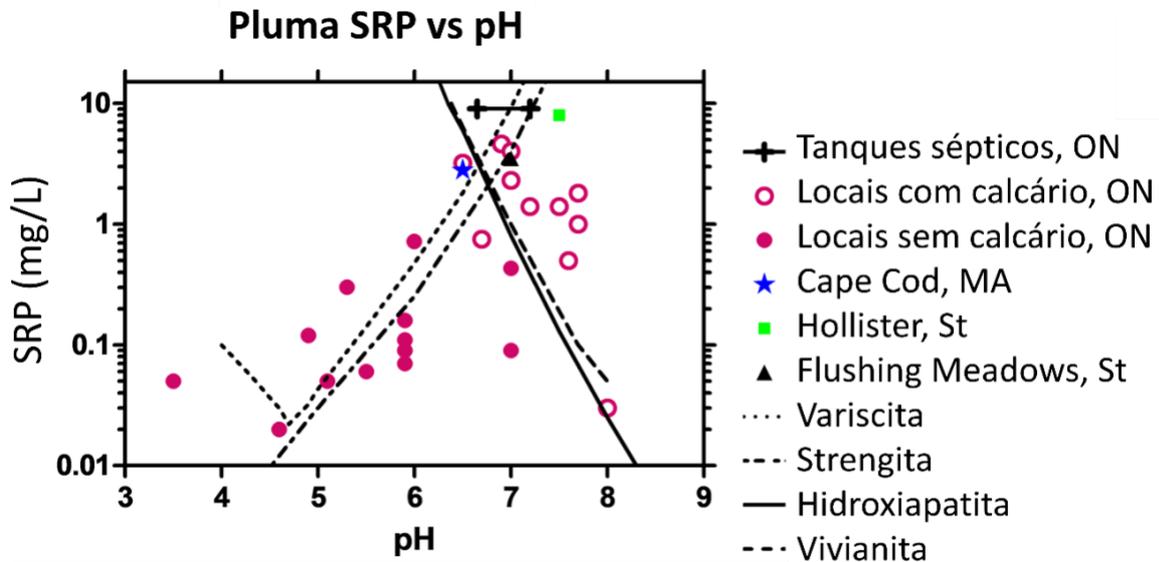


Figura 9 - Concentra es m dias ou representativas de fósforo reativo solúvel (SRP) nas zonas proximais de 27 plumas do sistema séptico com diferentes valores de pH, comparadas aos valores previstos, considerando a solubilidade dos minerais de fósforo hidroxiapatita, variscita, strengita e vivianita; Círculos abertos e preenchidos (24 pontos em Ontário, Canadá) a partir de Robertson e outros (2019); ponto Cape Cod, EUA, a partir de Bussey e Walter (1996); Hollister e Flushing Meadows, EUA, locais de Robertson (1995). As curvas de solubilidade foram determinadas usando o modelo de equilíbrio químico, PHREEQC (Parkhurst, 1995) e assumem equilíbrio com gibbsita e ferridrita, concentra o em *Ca* de 90 mg/L e para a curva de solubilidade da vivianita, concentra o de *Fe* ferroso de 1 mg/L (adaptado de Robertson et al., 1998). Também exibido na linha preta horizontal ("Tanques sépticos, ON" na legenda) está o valor de SRP do efluente de tanque séptico (8,4 mg/L) e o intervalo de valores de pH do efluente em 22 pontos de Ontário (a partir de Robertson et al., 2019).

A acumula o de fósforo nos sedimentos do campo de drenagem foi observada em outras localidades, incluindo o ponto de infiltra o de água residual municipal de Cape Cod (Walter et al., 1996) e os pontos na Suécia (Eveborn et al., 2014). As relativas altas concentra es de fósforo que ocorrem em efluente de tanque séptico (ou seja, 5 a 15 mg/L, Tabela 1), comparadas   maioria dos outros ambientes aquosos, aumentam a probabilidade de ocorrência de reaq es de precipita o mineral.

8 Destino dos Constituintes Orgânicos Traço em Plumas do Sistema Séptico

Um número de constituintes orgânicos traço podem estar presentes em efluente de tanque séptico, em concentrações que são de preocupação ambiental e de saúde, e consequentemente, seu tratamento em sistemas sépticos é de interesse. O efluente do ponto Cambridge exibido na Figura 2, por exemplo, contém mais de 30 compostos orgânicos voláteis (VOCs), a maioria deles substituiu benzenos, relacionados a resíduos de óleo e graxa introduzidos durante a lavagem de louça, roupas e outras atividades de limpeza. Contudo, nenhum destes compostos foram detectados (ou seja, nenhum estava presente em uma concentração maior que 1 µg/L) na pluma da água subterrânea sotoposta, indicando relativa transformação completa do VOC na zona insaturada arenosa, de 2 metros de espessura, neste ponto (Robertson, 1994). Em um teste de injeção de traçadores conduzido no mesmo estudo, diclorobenzeno contido em um limpador de encanamento, foi dosado dentro do tanque séptico, e foi observado que o composto é inteiramente degradado na zona insaturada. A zona insaturada do campo de drenagem no ponto Cambridge fornece alto grau de remoção de DOC (3 mg/L na pluma versus 38 mg/L no efluente, Tabela 2) e causa uma oxidação completa dos compostos NH_4^+ (Robertson, 1994). Swartz e outros (2006) mediram um conjunto de compostos farmacêuticos e substâncias estrogênicas na pluma de um sistema séptico residencial em Cape Cod, Massachusetts, EUA e perceberam que os compostos farmacêuticos, incluindo cafeína e paraxantina, foram altamente consumidos em zonas insaturadas arenosas de 3 m de espessura naquele local, mas muitas substâncias estrogênicas, incluindo 17β-estradiol e estrona, persistiram na pluma de água subterrânea em concentrações que eram próximas aos valores do efluente de tanque séptico.

Carrara e outros (2007) mediram um grupo de 12 constituintes farmacêuticos e substâncias orgânicas em concentração traço nas plumas dos três grandes sistemas sépticos em Ontário, Canadá, incluindo o ponto Long Point, exibido na Figura 3, e encontraram persistência de vários compostos, inclusive ibuprofeno, genfibrozila e naproxeno. O anticonvulsivo carbamazepina, largamente prescrito, também é conhecido por persistir durante o tratamento de esgoto, e em plumas de águas residuais subsuperficiais (Clara et al., 2004; Heberer et al., 2004; Nakada et al., 2008), e consequentemente, também foi apontado como um potencial traçador de água residual. Entretanto, este composto não está ubiquamente presente em todas as fontes de águas residuais domésticas (Oppenheimer et al., 2011), o que reduz sua robustez como um traçador. Alguns outros candidatos a traçadores, como os adoçantes artificiais, acesulfame e sucralose são mais ubiquamente presentes.

No geral, os sistemas sépticos que funcionam corretamente fornecem uma alta taxa de remoção de constituintes orgânicos traço, particularmente nas zonas insaturadas de campo de drenagem, embora alguns compostos recalcitrantes podem persistir. No entanto, estes mesmos compostos também persistem durante o tratamento de esgoto convencional.

9 Sistemas Sépticos com Falha

Os sistemas sépticos anteriores esboçaram a relativa alta taxa de tratamento que sistemas sépticos que funcionam corretamente podem oferecer para muitos constituintes de água residual. Contudo, estudos documentaram impactos em cursos de águas superficiais em locais onde o sistema séptico está em uso (Iverson et al., 2018; Withers et al., 2011; Arnscheidt et al., 2007). Na maioria dos casos, os dados sugerem que os impactos na drenagem foram resultado de infiltração de água residual não tratada de sistemas sépticos 'com falha'. Falha do sistema séptico é o termo usado quando a água residual despejada em um campo de drenagem não percola na subsuperfície, mas em vez disso, irrompe na superfície e drena para um curso de água próximo da superfície. Isso pode resultar da permeabilidade inadequada dos sedimentos do campo de drenagem, de elevadas condições de nível freático, ou de falhas mecânicas que permitem conexão hidráulica direta com as valas de drenagem ou tubos de drenagem. Por exemplo, Withers e outros (2011) documentaram concentrações de N e P solúveis que eram de 3 a 12 vezes mais altas em cursos de nascentes no Reino Unido, em uma localidade imediatamente abaixo de uma vila onde sistemas sépticos estavam em uso. O local tinha solos ricos em argila onde níveis freáticos eram altos e valores elevados de nutrientes eram observados em valas e tubos de drenagem que serviam a vila. Em adição, N dissolvido ocorria primariamente como NH_4^+ , em vez de NO_3^- , como seria o caso de água residual não tratada vazando de um sistema séptico com falha.

10 Exercícios

Exercício 1

Você está pensando em comprar uma casa em uma área rural que tenha água fornecida por um poço que tem filtro no intervalo de 5 a 7 m abaixo do lençol freático. À montante da propriedade, há um complexo de hotel/restaurante à beira da estrada que é servido por um sistema séptico. Você está preocupado com o potencial de contaminação do poço, então acessou os registros de licença de construção e determinou que o campo de drenagem do sistema séptico tem uma área de 30 m x 30 m com a borda inferior localizada a 300 m do poço. O campo de drenagem é projetado para o carregamento de águas residuais de 1 cm/dia (365 cm/ano). O local é sustentado por um aquífero regional arenoso não confinado que tem uma velocidade linear média das águas subterrâneas de 100 m/ano. A precipitação, nesta área, é em média de 90 cm/ano. Os cálculos do balanço hídrico para uma bacia hidrográfica local estabeleceram que a evapotranspiração é em média 60 cm/ano. Supondo que o aquífero tenha uma porosidade saturada de 0,3 e tenha transmissividade suficientemente alta para que o bombeamento do poço não altere os caminhos do fluxo, devo me preocupar com o potencial de contaminação do sistema séptico de hotel/restaurante à montante?

[Clique aqui para ver a solução do exercício 1](#) ↴

Exercício 2

A pluma do sistema séptico Long Point (Figura 2) possui NO_3^- de cerca de 50 mg/L, mas este nitrato é completamente atenuado em uma frente de reação localizada a cerca de 20 m abaixo do campo de drenagem. O aquífero contém traços de *S* reduzido (0,02 por cento em peso) refletindo a presença de pirita biogênica (Aravena e Robertson, 1998), e este material contribui para a desnitrificação autotrófica (Equação 14).

A velocidade linear média das águas subterrâneas nesta zona da pluma foi estimada em 28 m/ano (Robertson, 2008). Supondo que toda a perda de NO_3^- seja atribuída à desnitrificação autotrófica utilizando os compostos de enxofre reduzidos, quão rápido a pluma de nitrato avançará, com base na taxa de consumo de *S*? O aquífero tem uma densidade aparente seca de 1,8 g/cm³ e porosidade saturada de 0,3.

[Clique aqui para ver a solução do exercício 2](#) ↴

11 Referências

- Aravena, R., M.L. Evans, e J.A. Cherry, 1993, Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Groundwater*, volume 31, número 2, páginas 180-186, [doi: 10.1111/j.1745-6584.1993.tb01809.x](https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1993.tb01809.x).
- Aravena, R., e W.D. Robertson, 1998, Use of multiple isotope tracers to evaluate denitrification in ground water: study of nitrate from a large-flux septic system plume. *Groundwater*, volume 36, páginas 975-982, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02104.x>.
- Arnscheidt, H., P. Jordan, S. Li, S. McCormick, R. McFaul, H.J. McGrogan, M. Neal, e J.T. Simms, 2007, Defining the sources of low-flow phosphorus transfers in complex catchments. *The Science of Total Environment*, volume 382, páginas 1-13, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.036>.
- Aukes, P.J.K., S.L. Schiff, e W.D. Robertson, 2019, Evaluation of dissolved organic matter along a septic system plume: evidence of sustained biochemical activity in the groundwater zone. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, volume 124, páginas 1389-1400, <https://doi.org/10.1029/2018JG004758>.
- Baer, S., W.D. Robertson, J. Spoelstra, e S.L. Schiff, 2019, Nutrient loading to Lake Huron from septic systems at Grand Bend, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, volume 45, páginas 642-650, <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.03.003>.
- Bales, R.C., S. Li, K.M. Maguire, M.T. Yahya, C.P. Gerba, e R.W. Harvey, 1995, Virus and bacteria transport in a sandy aquifer, Cape Cod, Massachusetts. *Groundwater*, volume 33, número 4, páginas 653-661, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00321.x>.
- Barbaro, J.R., D.A. Walter, e D.R. LeBlanc, 2013, Transport of nitrogen in a treated-wastewater plume to coastal discharge areas, Ashumet Valley, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5061, 37 páginas, <http://pubs.usgs.gov/sir/2013/5061/>, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- Bassett, R. L., P.M. Buszka, G.R. Davidson, e D. Chong-Diaz, 1995, Identification of groundwater solute sources using boron isotopic composition. *Environmental Science and Technology*, volume 29, páginas 2915-2922, <https://doi.org/10.1021/es00012a005>.
- Betancourt, W.Q., J. Schijven, J. Regener, A. Wing, C.M. Morrison, J.E. Drewes, e C.P. Gerba, 2019, Variable non-linear removal of viruses during transport through a saturated soil column. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 223, [doi:10.1016/j.jconhyd.2019.04.002](https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.04.002).
- Böhlke, J.K., R. Wanty, M. Tuttle, G. Delin, e M. Landon, 2002, Denitrification in the recharge area and discharge area of a transient agricultural nitrate plume in a glacial

- outwash sand aquifer, Minnesota. *Water Resources Research*, volume 38, número 7, páginas 10-1 to 10-26, <https://doi.org/10.1029/2001WR000663>.
- Buerge, I.J., H.R. Buser, M. Kahle, M.D. M ller, e T. Poiger, 2009, Ubiquitous occurrence of the artificial sweetener acesulfame in the aquatic environment: an ideal chemical marker of domestic wastewater in groundwater. *Environmental Science and Technology*, volume 43, páginas 4381-4385, <https://doi.org/10.1021/es900126x>.
- Bussey, K.W., e D.A. Walter, 1996, Spatial and temporal distribution of specific conductance, boron, and phosphorus in a sewage-contaminated aquifer, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Open-File Report, series 96-472, 44 páginas, <https://doi.org/10.3133/ofr96472>.
- Cape Cod Commission, 2015, Cape Cod area wide water quality management plan update. Barnstable, Massachusetts, Section 208, www.capecodcommission.org/our-work/208, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- Carrara, C., C.J. Ptacek, W.D. Robertson, D.W. Blowes, M.C. Moncur, E. Sverko, e S. Backus, 2007, Fate of acid pharmaceutical compounds in three septic system plumes, Ontario, Canada. *Environmental Science and Technology*, volume 42, número 8, páginas 2805-2811, [doi: 10.1021/es070344q](https://doi.org/10.1021/es070344q).
- Caschetto, M., W.D. Robertson, M. Petitta, R. Arevena, 2017, Partial nitrification enhances natural attenuation of nitrogen in a septic system plume. *Science of the Total Environment*, volume 625, páginas 801-808, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.329>.
- Castronovo, S., A. Wick, M. Scheurer, K. N dler, M. Schulz, e T.A. Ternes, 2017, Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sand filters. *Water Research*, volume 110, páginas 342-353, [doi: 10.1016/j.watres.2016.11.041](https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.041).
- Chen, M., 1988, Pollution of ground water by nutrients and fecal coliforms from lakeshore septic tank systems. *Water Air and Soil Pollution*, volume 37, páginas 407-417,
- Clara, M., B. Strenn, e N. Kreuzinger, 2004, Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research*, volume 38, páginas 947-954, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.058>.
- Clark, I.D., R. Timlin, A. Bourbonnais, K. Jones, D. Lafleur, e K. Wickens, 2008, Origin and fate of industrial ammonium in anoxic ground water – ¹⁵N evidence for anaerobic oxidation (anammox). *Ground Water Monitoring and Remediation*, volume 28, número 3, páginas 73-82, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2008.00206.x>.
- Colman, J.A., D.R. LeBlanc, J.K. Böhlke, T.D. McCobb, K.D. Kroeger, M. Belaval, T.C. Cambareri, G.F. Pirolli, T.W. Brooks, M.E. Garren, T.B. Stover, e A. Keeley, 2018, Geochemical conditions and nitrogen transport in nearshore groundwater and the subterranean estuary at a Cape Cod embayment, East Falmouth, Massachusetts, 2013–

14. United States Geological Survey, Scientific Investigations Report 2018-5095, 69 páginas, <https://doi.org/10.3133/sir20185095>.
- Conn, K.E., L.B. Barber, G.K. Brown, e R.L. Seigrist, 2006, Occurrence and fate of organic contaminants during on-site wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, volume 40, páginas 7358-7366, <https://doi.org/10.1021/es0605117>.
- Deborde, D.C., W.W. Woessner, B. Lauerma, e P. Ball, 1998a, Coliphage prevalence in high school septic effluent and associated ground water. *Water Research*, volume 32, número 12, páginas 3781-3785, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00171-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00171-7).
- Deborde, D.C., W.W. Woessner, B. Lauerma, e P. Ball, 1998b, Virus occurrence and transport in a school septic system and unconfined aquifer. *Groundwater*, volume 36, número 5, páginas 825-834, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02201.x>.
- Deborde, D.C., W.W. Woessner, Q.T. Kiley, e P. Ball, 1999, Rapid transport of viruses in a floodplain aquifer. *Water Research*, volume 33, número 10, páginas 2229-2238, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00450-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00450-3).
- Dillon, P.J., e F.H. Rigler, 1974, The phosphorus – chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, volume 19, número 5, páginas 767-773, <https://doi.org/10.4319/lo.1974.19.5.0767>.
- Einarson, M., e D. Mackay, 2001, Predicting impacts of groundwater contamination. *Environmental Science and Technology*, volume 44, número 3, páginas 66A-73A, <https://doi.org/10.1021/es0122647>.
- Eveborn, D., J.P. Gustafsson, E. Elmefors, L. Yu, A.K. Eriksson, E. Ljung, G. Renman, 2014, Phosphorus in soil treatment systems: accumulation and mobility. *Water Research*, volume 64, páginas 42-52, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.034>.
- Freeze, R.A., e J.A. Cherry, 1979, *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Garabedian, S.P., D.R. LeBlanc, L.W. Gelhar, e M.A. Celia, 1991, Large-scale natural-gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts: Section 2. Analysis of spatial moments for a nonreactive tracer. *Water Resources Research*, volume 27, número 5, páginas 911-924, <http://dx.doi.org/10.1029/91WR00242>.
- Garda, D., 2018, Persistence of artificial sweeteners, phosphorus, and nitrogen in three septic system plumes with differing redox conditions. Master of Science Thesis, Department of Earth and Environmental Sciences, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.
- Geary, P., e S. Lucas, 2019, Contamination of estuaries from failing septic tank systems: Difficulties in scaling up from monitored individual systems to cumulative impact. *Environmental Science and Pollution Research International*, volume 26, páginas 2132-2144, [doi: 10.1007/s11356-018-1364-0](https://doi.org/10.1007/s11356-018-1364-0).
- Goss, M.J., D.A.J. Barry, e D.L. Rudolph, 1998, Contamination of Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: Section 1. Results from drinking

- water wells. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 32, páginas 267-293, [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00054-0](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00054-0).
- Harman, J., W.D. Robertson, J.A. Cherry e L. Zanini, 1996, Impacts on a sand aquifer from an old septic system: Nitrate and phosphate. *Groundwater*, volume 34, páginas 1103-1114, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1996.tb02177.x>.
- Harris, P.J., 1995, Water quality impacts from on-site waste disposal systems to coastal areas through groundwater discharge. *Environmental Geology*, volume 26, páginas 262-268, [doi 10.1007/BF00770477](https://doi.org/10.1007/BF00770477).
- Heaton, T.H.E., 1986, Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: A review. *Chemical Geology, Isotope Section*, volume 59, páginas 87-102, [https://doi.org/10.1016/0168-9622\(86\)90059-X](https://doi.org/10.1016/0168-9622(86)90059-X).
- Heberer, T., A. Mechlinski, B. Fanck, A. Knappe, G. Massmann, A. Pekdeger, e B. Fritz, 2004, Field studies on the fate and transport of pharmaceutical residues in bank filtration. *Ground Water Monitoring and Remediation*, volume 24, número 2, páginas 70-77, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-6592.2004.tb00714.x>.
- Hinkle, S.R., J.K. Böhlke, e L.H. Fisher, 2008. Mass balance and isotope effects during nitrogen transport through septic tank systems with packed-bed (sand) filters. *Science of the Total Environment*, volume 407, páginas 324-332, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.036>.
- Iverson, G., C.P. Humphrey Jr., M.A. O'Driscoll, C. Sanderford, e J. Jernigan, 2018, Nutrient exports from watersheds with varying septic system densities in the North Carolina Piedmont. *Journal of Environmental Management*, volume 211, páginas 206-217, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.063>.
- Kahl, S., S. Kleinstuber, J. Nivala, M. van Afferden, e T. Reemtsma, 2018, Emerging biodegradation of the previously persistent artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, volume 52, páginas 2717-2725, <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05619>.
- K lle, W., O. Strebel, e J. B ettcher, 1985, Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer. *Water Supply*, volume 3, páginas 35-40.
- Komor, S.C., e H.W. Anderson, 1993, Nitrogen isotopes as indicators of nitrate sources in Minnesota sand plain aquifers. *Groundwater*, volume 31, páginas 260-270, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1993.tb01818.x>.
- Korom, S.F., 1992, Natural denitrification in the saturated zone: A review. *Water Resources Research*, volume 28, páginas 1657-1668, <https://doi.org/10.1029/92WR00252>.
- Kreitler, C.W., S.E. Rogone, e B.G. Katz, 1979, ¹⁵N/¹⁴N ratios of ground-water nitrate, Long Island, New York. *Groundwater*, volume 16, páginas 404-409.
- LeBlanc, D.R., 1984, Sewage plume in a sand and gravel aquifer, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Water-Supply paper 2218,

- https://pubs.usgs.gov/wsp/wsp2218/pdf/wsp_2218.pdf, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- McCobb, T.D., D.R. LeBlanc, D.A. Walter, K.M. Hess, D.B. Kent, e R.L. Smith, 2003, Phosphorus in a ground-water contaminant plume discharging to Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts, 1999. United States Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 02-4306, 69 páginas, <http://pubs.usgs.gov/wri/wri024306/pdfs/wrir024306.pdf>, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- McCray, J.E., S.L. Kirkland, R.L. Siegrist, e G.D. Thyne, 2005, Model parameters for simulating fate and transport of on-site wastewater nutrients. *Groundwater*, volume 43, número 4, páginas 628-639, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.0077.x>.
- Moltyaner, G.L., e R.W.D. Killey, 1988, Twin Lakes tracer tests: Transverse dispersion. *Water Resources Research*, volume 24, páginas 1628-1637, <https://doi.org/10.1029/WR024i010p01628>.
- Moore, T. A., P. Xing, B. Lazenby, S.L. Schiff, W.D. Robertson, R. Timlin, S. Lanza, M.C. Ryan, R. Aravena, D. Fortin, I.D. Clark, e J.D. Neufeld, 2011, Predominance of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in contaminated groundwater. *Environmental Science and Technology*, volume 45, número 17, páginas 7217-7225, <http://dx.doi.org/10.1021/es201243t>.
- Nakada, N., K. Kiri, H. Shinohara, A. Harada, K. Kuroda, S. Takizawa, e H. Takada, H., 2008, Evaluation of pharmaceuticals and personal care products as water-soluble markers of sewage. *Environmental Science and Technology*, volume 42, número 17, páginas 6347-6353, <https://doi.org/10.1021/es7030856>.
- OMAFRA (Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs), 2019, Septic Smart! Understanding your home's septic system. Ontario Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs, Guelph, Ontario, Canada.
- Oppenheimer, J., A. Eaton, M. Badruzzaman, A.W. Haghani, e J.G. Jacangelo, 2011, Occurrence and suitability of sucralose as an indicator compound of wastewater loading to surface waters in urbanized regions. *Water Research*, volume 45, número 13, páginas 4019-4027, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.014>.
- Parkhurst, D.L., 1995, User's guide to PHREEQC; A computer program for speciation, reaction-path advective transport and inverse geochemical calculations. United States Geological Survey, Water Resources Investigation 95 (4227), páginas 1-143, <https://doi.org/10.3133/wri954227>.
- Parkhurst, D.L., K.G. Stollenwerk, e J. Colman, 2003, Reactive-transport simulation of phosphorus in the sewage plume at the Massachusetts military reservation, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Water Resources Investigations report 03-4017, 32 páginas, <https://doi.org/10.3133/wri034017>.

- Persky, J.H., 1986, The relation of ground-water quality to housing density, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Water Resources Investigations Report 86-4093, 28 páginas, pubs.usgs.gov/wri/1986/4093/report.pdf, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- Postma, D., C. Boesen, H. Kristianson, F. Larsen, 1991, Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: Water chemistry, reduction processes and geochemical modeling. *Water Resources Research*, volume 27, páginas 2027-2045, <https://doi.org/10.1029/91WR00989>.
- Ptacek, C.J., 1998, Geochemistry of a septic-system plume in a coastal barrier bar, Point Pelee, Ontario, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 33, páginas 293-312, [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00076-X](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00076-X).
- Reneau, R.B., D.E. Pettry, 1975, Movement of coliform bacteria from septic tank effluent through selected coastal plains soils of Virginia. *Journal of Environmental Quality*, volume 4, edição 1, 41-44, <https://doi.org/10.2134/jeq1975.00472425000400010009x>.
- Rivett, M.O., S.R. Buss, P. Morgan, J.W.N. Smith, C.D. Bemment, 2008, Nitrate attenuation in groundwater: A review of biochemical controlling processes. *Water Research*, volume 42, páginas 4215-4232, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.020>.
- Robertson, W.D., 1994, Chemical fate and transport in a domestic septic system: Site description and attenuation of dichlorobenzene. *Environmental Toxicology and Chemistry*, volume 14, número 2, páginas 183-191, <https://doi.org/10.1002/etc.5620130202>.
- Robertson, W.D., 1995, Development of steady state phosphate in septic system plumes. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 19, número 4, páginas 289-315, [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(95\)00022-N](https://doi.org/10.1016/0169-7722(95)00022-N).
- Robertson, W.D., 2003, Enhanced attenuation of septic system phosphate in non-calcareous sediments. *Groundwater*, volume 41, número 1, páginas 48-56, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2003.tb02567.x>.
- Robertson, W.D. 2008, Irreversible phosphorous sorption in septic system plumes? *Groundwater*, volume 46, páginas 51-60, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00389.x>.
- Robertson, W.D., e J.A. Cherry, 1992, Hydrogeology of an unconfined sand aquifer and its effect on the behavior of nitrogen from a large-flux septic system. *Applied Hydrogeology*, volume 1, páginas 32-44.
- Robertson, W.D., J.A. Cherry, e E.A. Sudicky, 1991, Ground-water contamination from two small septic systems on sand aquifers. *Groundwater*, volume 29, número 1, páginas 82-92, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1991.tb00500.x>.
- Robertson, W.D., B.M. Russell, e J.A. Cherry, 1996, Attenuation of nitrate in aquitard sediments of southern Ontario. *Journal of Hydrology*, volume 180, páginas 267-281, [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02885-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02885-4).

- Robertson, W.D., S.L. Schiff, e C.J. Ptacek, 1998, Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes. *Groundwater*, volume 36, número 6, páginas 1000-1010, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02107.x>.
- Robertson, W.D., T. Moore, J. Spoelstra, R.J. Elgood, I.D. Clark, S.L. Schiff, R. Aravena, e J.D. Neufeld, 2012, Natural attenuation of septic system nitrogen by anammox. *Groundwater*, volume 50, páginas 541-553, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2011.00857.x>.
- Robertson, W. D., D.R. Van Stempvoort, D.K. Solomon, J. Homewood, S.J. Brown, J. Spoelstra, e S.L. Schiff, 2013, Persistence of artificial sweeteners in a 15-year-old septic system plume. *Journal of Hydrology*, volume 477, páginas 43-54, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.048>.
- Robertson, W.D., D.R. Van Stempvoort, e S.L. Schiff, 2019, Review of phosphorus attenuation in groundwater plumes from 24 septic systems. *Science of the Total Environment*, volume 692, páginas 640-652, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.198>.
- Robertson, W.D., D.R. Van Stempvoort, and S.L. Schiff, 2020, Nitrogen attenuation in septic system plumes. *Groundwater*, early view December 2020, doi.org/10.1111/gwat.13065.
- Roy, J.W., D.R. Van Stempvoort, e G. Bickerton, 2014, Artificial sweeteners as potential tracers of municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, volume 184, páginas 89-93, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.021>.
- Shadford, C.B., D.M. Joy, H. Lee, H.R. Whiteley, e S. Zelin, 1997, Evaluation and use of a biotracer to study ground water contamination from leaching bed systems. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 28, páginas 227-246, [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(96\)00084-8](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(96)00084-8).
- Smith, R.L., J.K. Böhlke, Bongkeun Song, e C.R. Tobias, 2015, Role of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in nitrogen removal from a freshwater aquifer. *Environmental Science and Technology*, volume 49, número 20, páginas 12169-12177, <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02488>.
- Smith, R.L., B.L. Howes, e J.H. Duff, 1991, Denitrification in nitrate-contaminated ground water: Occurrence in steep vertical geochemical gradients. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, volume 55, número 7, páginas 1815-1825, [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(91\)90026-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(91)90026-2).
- Snider, D.M., J.W. Roy, W.D. Robertson, D.I. Garda, e J. Spoelstra, 2017, Concentrations of artificial sweeteners and their ratios with nutrients in septic system wastewater. *Groundwater Monitoring and Remediation*, volume 37, número 3, páginas 94-102, <https://doi.org/10.1111/gwmr.12229>.

- Spalding, R.F., e M.E. Exner, 1993, Occurrence of nitrate in groundwater: A review. *Journal of Environmental Quality*, volume 22, número 3, páginas 392-402, <https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200030002x>.
- Spiteri, C., C.P. Slomp, P. Regnier, C. Meile, e P. Van Cappellen, 2007, Modeling the geochemical fate and transport of wastewater-derived phosphorus in contrasting groundwater systems. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 92, edi o 1-2, páginas 87-108, <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.01.002>.
- Spoelstra, J., S.L. Schiff, e S.J Brown, 2013, Artificial sweeteners in a large Canadian river reflect human consumption in the watershed. *PLoS ONE*, volume 8, número 12, e82706, [doi:10.1371/journal.pone.0082706](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082706).
- Spoelstra, J., N.D. Senger, e S.L. Schiff, 2017, Artificial sweeteners reveal septic system effluent in rural groundwater. *Journal of Environmental Quality*, volume 46, páginas 1434-1443, <https://doi.org/10.2134/jeq2017.06.0233>.
- Sudicky, E.A., 1986, A natural-gradient tracer experiment on solute transport in a sand aquifer: Spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process. *Water Resources Research*, volume 22, páginas 2069-2082, <https://doi.org/10.1029/WR022i013p02069>.
- Swartz, C.H., S. Reddy, M.I. Benotti, H. Yin, L.B. Barber, B.J. Brownawell, e R.A. Rudel, 2006, Steroid estrogens, nonylphenol ethoxylate metabolites and other wastewater contaminants in groundwater effected by a residential septic system on Cape Cod, MA. *Environmental Science and Technology*, volume 40, número 16, páginas 4894-4902, <https://doi.org/10.1021/es052595+>.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2000, Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Lakes and Reservoirs. United States Environmental Protection Agency, EPA-822-B00-001.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2002, Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. United States Environmental Protection Agency, EPA-625-R00-008.
- Van Delden, 2015, A short history of the septic system. Van Delden on-site Wastewater Systems, <https://www.vdwws.com/2015/01/a-short-history-of-the-septic-system/>, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- Van Stempvoort, D.R., W.D. Robertson, e S.J. Brown, 2011a, Artificial sweeteners in a large septic plume. *Ground Water Monitoring and Remediation*, volume 31, número 4, páginas 95-102, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2011.01353.x>.
- Vengosh, A., K.G. Heumann, S. Juraske, R. Kasher, 1994, Boron isotope application for tracing sources of contamination in groundwater. *Environmental Science and Technology*, volume 28, número 11, páginas 1968-1974, <https://doi.org/10.1021/es00060a030>.

- Viraraghavan, T., 1978, Travel of microorganisms from a septic tile. *Water, Air and Soil Pollution*, volume 9, páginas 355-362.
- Walter, D.A., B.A Rea, K.G. Stollenwerk, e J. Savoie, 1996, Geochemical and hydrologic controls on phosphorus transport in a sewage-contaminated sand and gravel aquifer near Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Denver, Colorado, Water-Supply Paper 2463, <https://doi.org/10.3133/ofr95381> ↗.
- Wassenaar, L.I., 1995, Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifer using the isotopes of ¹⁵N and ¹⁸O in NO₃⁻. *Applied Geochemistry*, volume 10, páginas 391-405, [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00013-A](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00013-A) ↗.
- Weiskel, P.K., e B.L. Howes, 1991, Quantifying dissolved nitrogen flux through a coastal watershed. *Water Resources Research*, volume 27, páginas 2929-2939, <https://doi.org/10.1029/91WR01910> ↗.
- Wilhelm, S.R., S.L. Schiff, e J.A. Cherry, 1994, Biochemical evolution of domestic waste water in domestic septic systems, section 1- Conceptual model. *Groundwater*, volume 32, páginas 905-916, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1994.tb00930.x> ↗.
- Wilhelm, S.R., S.L. Schiff, e W.D. Robertson, 1996, Biochemical evolution of domestic waste water in domestic septic systems, section 2 - Application of a conceptual model in sandy aquifers. *Groundwater*, volume 34, número 5, páginas 853-864, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1996.tb02080.x> ↗.
- Withers, P.J.A., H.P. Jarvie, e C. Stoate, 2011, Quantifying the impact of septic tank systems eutrophication risk in rural headwaters. *Environment International*, volume 37, páginas 644-653, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.01.002> ↗.
- Woessner, W.W., P.N. Ball, D.C. DeBorde, e T.L. Troy, 2001, Viral transport in a sand and gravel aquifer under field pumping conditions. *Groundwater*, volume 39, número 6, páginas 886-894, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2001.tb02476.x> ↗.
- Xue, D., J. Botte, B. De Baets, F. Accoe, A. Nestler, P. Taylor, O. Van Cleemput, M. Berglund, e P. Boeckx, 2009, Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater. *Water Research*, volume 43, páginas 1159-1170, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.048> ↗.
- Zanini, L., W.D. Robertson, C.J. Ptacek, S.L. Schiff, e T. Mayer, 1998, Phosphorous characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 33, páginas 405-429, [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00082-5](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00082-5) ↗.

12 Solu o dos Exercícios

Solu o do Exercício 1

Resposta: sim

Explic o:

Campo de drenagem:

$q = \text{carregamento de águas residuais} + \text{recarga líquida (i.e., precipita o - evapotranspira o)}$

$$q = 3,65 \frac{m}{ano} + \left(0,9 \frac{m}{ano} - 0,6 \frac{m}{ano}\right) = 3,95 \frac{m}{ano}$$

A  gua subterrânea residir  sob o campo de drenagem por:

$$\text{tempo de residência sob dreno} = \frac{\text{comprimento do campo}}{\text{velocidade linear média}} + \frac{30 m}{100 \frac{m}{ano}} = 0,3 \text{ ano}$$

A espessura da pluma na borda inferior do campo de drenagem será:

$$b = \frac{q * t}{\text{porosidade}}$$

$$b = \frac{3,95 \frac{m}{ano} * 0,3 \text{ ano}}{0,3} = 3,95 m \sim 4 m$$

Gradiente descendente do campo de drenagem, a velocidade vertical linear média derivar  da recarga por precipita o:

$$\text{velocidade vertical linear média} = \frac{\text{taxa de recarga líquida}}{\text{porosidade}} = \frac{0,9 \frac{m}{ano} - 0,6 \frac{m}{ano}}{0,3}$$

$$= 1 \frac{m}{ano}$$

Dada a velocidade lateral linear média de 100 m/ano, a pluma do sistema séptico levará 3 anos para chegar ao poço.

$$\text{tempo para atingir o poço} = \frac{300m}{100 \frac{m}{ano}} = 3 \text{ anos}$$

Ignorando a dispersão, durante esses três anos, a pluma seria impulsionada verticalmente para baixo pela recarga líquida. Com a velocidade vertical linear média de 1 m/ano, a pluma de 4 m de espessura do campo séptico ocorreria a uma profundidade de 3 a 7 m abaixo do lençol freático no local do poço, e poderia, assim, passar pela tela do poço que se estende de 5 a 7 m abaixo do lençol freático.

[Retorne ao Exercício 1](#) ↑

Solu o do Exercício 2

Assuma o fluxo unidimensional para fins de cáculo e considere a taxa de consumo de S em um cubo de 1 L de material do aquífero (10 cm x 10 cm x 10 cm).

Determine a quantidade de S no cubo de 1 L do aquífero. O peso do cubo  :

$$\text{peso de um cubo de 1 L} = 10\text{cm } 10\text{cm } 10\text{cm } 1,8 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} = 1800 \text{ g}$$

Nós sabemos que S   0,02 por cento do material seco por peso, então:

$$\text{gramas de S em um cubo de 1 L} = 1800 \text{ g } 0,0002 = 0,36 \text{ g S em um cubo de 1 L}$$

O fluxo de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ através do cubo   determinado da seguinte forma:

$$\begin{aligned} \text{Velocidade de Darcy} &= (\text{velocidade intersticial da água subterrânea}) \text{ Porosidade} \\ &= 2800 \frac{\text{cm}}{\text{ano}} 0,3 = 840 \frac{\text{cm}}{\text{ano}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Fluxo volumétrico através do cubo} &= (\text{Velocidade de Darcy}) (\text{área de Fluxo}) \\ &= 840 \frac{\text{cm}}{\text{ano}} 10\text{cm } 10\text{cm} = 84000 \frac{\text{cm}^3}{\text{ano}} \end{aligned}$$

Fluxo de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ através do cubo = (Fluxo volumétrico) (Concentra o)

$$\begin{aligned} &= 84000 \frac{\text{cm}^3}{\text{ano}} \frac{50 \text{ mg } \text{NO}_3^- \text{-N}}{1000 \text{ cm}^3} = 4200 \frac{\text{mg } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{ano}} = 4,2 \frac{\text{g } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{ano}} \\ \frac{\text{Moles } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{ano}} &= 4,2 \frac{\text{g}}{\text{ano}} \frac{1 \text{ M } \text{NO}_3^- \text{-N}}{14 \text{ g}} = 0,3 \frac{\text{M } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{ano}} \end{aligned}$$

Da Equa o 14, 1 M de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ consumir  10/14 M S:

$$\begin{aligned} \text{Moles de S consumidos} &= 0,3 \frac{\text{M } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{ano}} \frac{10 \text{ M S}}{14 \text{ M } \text{NO}_3^- \text{-N}} = 0,21 \frac{\text{M S}}{\text{ano}} \\ \frac{\text{g S consumidos}}{\text{ano}} &= 0,21 \frac{\text{M S } 32,06 \text{ g S}}{\text{ano } 1 \text{ M S}} = 6,87 \frac{\text{g S}}{\text{ano}} \end{aligned}$$

Dado que há 0,36 g de S em cada cubo de 1 L do aquífero, cada cubo tem suficiente S para suportar a desnitrifica o autotrófica de uma pluma por 0,052 anos, conforme mostrado abaixo.

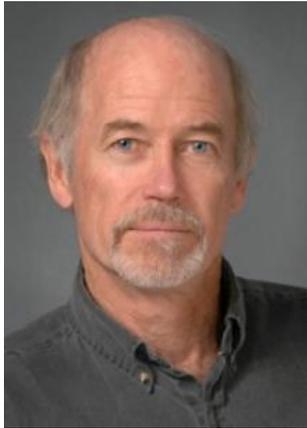
$$\text{Número de anos necessários para esgotar S do cubo} = \frac{0,36 \text{ g S}}{6,9 \frac{\text{g S}}{\text{ano}}} = 0,052 \text{ anos}$$

Assim, a pluma de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ avançará 10 cm a cada 0,052 anos, ou pode-se dizer que pode consumir todo o S de 19,2 cubos a cada ano ($1/0,052 = 19,2$), que   uma taxa de avanço da pluma de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ de 192 cm/ano. Outra forma de calcular a taxa de adiantamento   a seguintes:

$$\text{taxa de avanço da pluma de } \text{NO}_3^- \text{-N} = \frac{10 \text{ cm}}{0,052 \text{ anos}} = \frac{192 \text{ cm}}{\text{ano}}$$

[Retorne ao Exercício 2](#) ↑

13 Sobre o Autor



Dr. Will D. Robertson é Professor Emérito no Departamento de Ciências Ambientais e da Terra, Universidade de Waterloo em Ontario, Canada, onde ministrou cursos de hidrogeologia física e métodos de campo em hidrogeologia por um período de 20 anos. Durante esse tempo, ele orientou mais de 30 estudantes de graduação e pós-graduação e publicou mais de 50 manuscritos em periódicos relacionados a técnicas de datação de água subterrânea e questões de contaminação associadas a rejeitos de minas, eliminação de águas residuais in situ e agricultura. Ele também é coinventor de várias patentes relacionadas ao aumento da remoção de nitrogênio e fósforo em escoamento agrícola e em sistemas sépticos.

14 Sobre os Tradutores



MSc. Thaís de Paula Marteleto é geóloga formada pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Durante a graduação realizou projetos de iniciação científica com ênfase na área de Ensino de Geociências e de Geoquímica Ambiental com a determinação de nutrientes inorgânicos no sistema estuarino de Santos-Cubatão (São Paulo). Possui Mestrado em Geociências na mesma universidade com projeto envolvendo Gd antrópico como traçador de esgotos em águas superficiais. Atualmente é aluna de doutorado com ênfase em Geoquímica Ambiental e Analítica no Instituto de Geociências da UNICAMP onde desenvolve projeto de pesquisa com foco na análise dos controles hidrogeológicos, hidrogeoquímicos e isotópicos (Li) em águas subterrâneas provenientes de aquíferos distintos no leste do estado de São Paulo, Brasil.



Dr. Daniel Souza dos Santos é geógrafo formado pela Universidade Federal Fluminense, especialista em geologia do Quaternário pelo Museu Nacional – UFRJ, mestre em geologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro e Doutor em geologia pela mesma universidade, com período de Doutorado Sanduíche na Universidade de Lausanne, Suíça. Desde a graduação trabalha com geomorfologia e conservação da natureza, ressaltando a relevância dos elementos do meio físico (rochas, relevo, solos e águas, i.e geodiversidade) tanto para a biodiversidade quanto para as sociedades humanas. Atualmente trabalha como pesquisador no Laboratório Geodiversidade & Memória da Terra, baseado na Universidade Federal do Rio de Janeiro, no projeto “Análise do passado para pensar o futuro: As variações do nível do mar no território do Geoparque Costões e Lagunas do estado do Rio de Janeiro”.



MSc. Joana de Miranda Alencar é geóloga e pós-graduada na área de gestão ambiental pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Mestre em geociências pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) com atuação na qualidade da água subterrânea por contaminação por nitrato em área rural com ausência de saneamento ambiental. Durante a graduação realizou um intercâmbio acadêmico na Monash University em Melbourne – Austrália, participou de dois projetos de iniciação científica na área de Geologia Sedimentar e Estratigrafia. Atuou como Pesquisadora do Laboratório de Geologia Sedimentar (LAGESED – UFRJ). Desde novembro de 2018 participa como colaboradora do grupo de traduções para o Português dos resumos publicados online no *Hydrogeology Journal* pela Editora Springer. De 2019 a 2021 atuou como Geóloga na Prefeitura de Jacareí (SP) e atualmente faz parte da equipe técnica da empresa de consultoria Arcadis.



Paula Cristina Neuburger de Oliveira é geóloga formada pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Tem formação técnica em meio ambiente. Durante a graduação realizou intercâmbio acadêmico na University of Arkansas e na University of Arizona (EUA), onde trabalhou com isótopos de Sr em águas subterrâneas. Também realizou estudos geológicos e ambientais no setor privado, com ênfase em diagnósticos hidrogeológicos. Atualmente cursa mestrado na linha de pesquisa em Recursos Hídricos, pelo Laboratório de Pesquisas Hidrogeológicas (LPH) também na UFPR. Sua pesquisa analisa a circulação hidrogeoquímica do Sistema Aquífero Serra Geral no oeste do Paraná.

Inscreva-se na lista de e-mail do The Groundwater Project e mantenha-se informado sobre o lançamento de novos livros, eventos e formas de como participar do The Groundwater Project. Quando você se inscreve em nossa lista de e-mail, isso nos ajuda a construir uma comunidade global de águas subterrâneas. [Inscreva-se](#) [↗].



Modificações da versão original

página 3, Tabela 1, sétima linha da parte inferior $108 + 16$ foi alterada para 108 ± 16 .

página 19, última equação é 25 e não 24 (havia dois 24s e nenhum 25) .

página 19, última frase "Equações 22 a 24" deve ser "Equações 22 a 25"