

# تأثيرات سیستم سپتيك بر کیفیت آب زیر زمینی

William Robertson

مترجم : محمد حسین عارف

# تأثيرات سیستم سپتیک بر کیفیت آب زیرزمینی

## *The Groundwater Project*

i

پروژه آب های زیرزمینی - دانلود رایگان نویسنده از [gw-project.org](http://gw-project.org)

همه می‌تواند از لینک [gw-project.org](http://gw-project.org) استفاده کرده و به اشتراک بگذارد. توزیع مستقیم کتاب اکیدا ممنوع است.

## ویلیام رابرتسون

پروفسور ممتاز،

گروه علوم زمین و محیط زیست،

دانشگاه واترلو،

واترلو، انتاریو، کانادا

## مترجم: محمدحسین عارف

شرکت آب و فاضلاب استان یزد

یزد، ایران

# تأثيرات سیستم سپتیک بر کیفیت آب زیرزمینی

*The Groundwater Project*

*Guelph, Ontario, Canada*

تمامی حقوق محفوظ است. این نشریه بوسیله کپی رایت محافظت شده است. هیچ بخشی از این کتاب را نمی توان به هر شکل یا به هر وسیله ای بدون اجازه کتبی از نویسندگان تکثیر کرد ( برای درخواست مجوز با: [permissions@gw-project.org](mailto:permissions@gw-project.org) ). توزیع و تکثیر تجاری اکیدا ممنوع است.

آثار پروژه آب زیرزمینی را می توان به صورت رایگان از [gw-project.org](http://gw-project.org) دانلود کرد. همه می تواند از لینک [gw-project.org](http://gw-project.org) برای دانلود کارهای **GW Project** استفاده کرده و به اشتراک بگذارد. در دسترس قرار دادن اسناد پروژه آب زیرزمینی در وب سایت های دیگر و یا ارسال کپی اسناد به طور مستقیم برای دیگران مجاز نیست.

حق چاپ: 2021 ویلیام رابرتسون (نویسنده)

منتشر شده توسط پروژه آب زیرزمینی، گونلف، انتاریو، کانادا، 2020.

رابرتسون، ویلیام

تأثیرات سیستم سپتیک بر کیفیت آب زیرزمینی / ویلیام رابرتسون گونلف، انتاریو، کانادا، 2021.

مترجم: محمدحسین عارف، یزد، یزد، ایران، ۱۴۰۲، صفحه 4۸.

ISBN: 978-1-77470-095-2

دکتر محمدحسین عارف، ۱۴۰۲، صفحه 4۸.

لطفاً ثبت نام در لیست پستی پروژه آب زیرزمینی را در نظر بگیرید و از انتشار کتاب های جدید، رویدادها و راه های شرکت در پروژه آب زیرزمینی مطلع شوید. هنگامی که در لیست ایمیل ما ثبت نام می کنید، به ما کمک می کند تا یک جامعه جهانی آب های زیرزمینی بسازیم. [Sign up](#).

نقل قول: رابرتسون، ویلیام، 2021، تأثیرات سیستم سپتیک بر کیفیت آب های زیرزمینی.

پروژه آب زیرزمینی، گونلف، انتاریو، کانادا.



سر دبیران: جان چری و آیلین پوتر

هیئت مدیره: جان چری، پل هسیه، اینکه کالویج، استفن موران، اورتون دی اولیویرا و آیلین پوتر

کمیته راهبری: جان چری، آلن فریز، پل هسیه، اینکه کالویج، داگلاس مکی، استفن موران، اورتون دی اولیویرا، بت پارکر، آیلین پوتر، بینگ فن، وارن وود و یان ژنگ.

تصویر روی جلد: رابرتسون، 2021.

ترجمه به زبان فارسی: دکتر محمدحسین عارف

## فهرست مطالب

iv	فهرست مطالب
v	معرفی The GW-Project
vi	پیشگفتار
viii	تقدیر و تشکر
1	1 سیستم سپتیک چیست؟
7	3 وضعیت پاتوزن ها در هنگام دفع فاضلاب در محل
7	3.1 باکتری ها
9	3.2 ویروس ها
11	4 تصفیه شیمیایی پساب سپتیک
11	4.1 تصفیه در سپتیک تانک (بی هوازی)
12	4.2 تصفیه در منطقه غیر اشباع (هوازی)
15	5 تشکیل و پراکندگی هاله سیستم سپتیک
17	5.1 ردیابهای هاله سیستم سپتیک - یونهای اصلی (Na <sup>+</sup> , NO <sup>-3</sup> , EC, Cl)
19	5.2 ردیابهای هاله - مواد تشکیل دهنده جزئی و ردیابی - بور
20	5.3 ردیابهای هاله - شیرین کننده های مصنوعی (آس سولفام و سوکرالوز)
20	5.4 ردیاب ایزوتوپی - نیترات - N15
22	6 سرنوشت نیتروژن در هاله های سیستم سپتیک
25	7 سرنوشت فسفات در هاله های سیستم سپتیک
25	7.1 واکنش های بافر اسید
26	7.2 واکنش های مربوط به کاتی های فسفات
26	7.3 سرنوشت فسفات
31	8 سرنوشت ردیابی ترکیبات آلی در هاله های سیستم سپتیک
32	9 خرابی سیستم های سپتیک
33	10 تمرین
34	۱۱ مراجع
41	راه حل های تمرین
45	دریاره نویسنده
46	دریاره مترجم
A	تغییرات از نسخه اصلی

## معرفی The GW-Project

اعضا و شرکای آب سازمان ملل موضوع سالانه خود را چند سال پیشتر تعیین می کنند. موضوع روز جهانی آب در 22 مارس 2022، "آب های زیرزمینی: نادیدنی را قابل مشاهده کنیم" خواهد بود. این اولین کتابهای مناسب پروژه آب های زیرزمینی (GW-Project) در سال 2020 است، که هدف آن مورد توجه قرار گرفتن آب های زیرزمینی است.

The GW-Project، یک سازمان غیرانتفاعی است که در سال 2019 در کانادا ثبت شده و متعهد به کمک به پیشرفت در آموزش است و رویکرد جدیدی را برای ایجاد و انتشار دانش برای درک و حل مشکلات ارائه کرده است. پروژه آب زیرزمینی وب سایت <https://gw-project.org> را به عنوان یک پلت فرم جهانی برای دموکراتیک کردن دانش آب های زیرزمینی اداره می کند و بر این اصل بنا شده است که:

«دانش باید رایگان باشد و بهترین دانش، باید دانش رایگان باشد.»

ماموریت The GW-Project این است که مطالب آموزشی قابل دسترس، جذاب، با کیفیت بالا و رایگان به زبان های مختلف را برای همه کسانی که می خواهند در مورد آب های زیرزمینی بیاموزند و درک کنند که چگونه آب های زیرزمینی با سیستم های اکولوژیکی و انسانیت ارتباط دارد و آنها را حفظ می کند، ارائه می کند. این نوع جدیدی از تلاش های آموزشی جهانی است که مبتنی بر داوطلبی متخصصان رشته های مختلف است و شامل دانشگاهیان، مشاوران و بازنشستگان می شود. پروژه The GW-Project شامل صدها داوطلب مرتبط با بیش از 200 سازمان از بیش از 14 کشور و شش قاره، مشارکت دارند.

The GW-Project یک تلاش مداوم است که با انتشار صدها کتاب به صورت آنلاین در سال های آینده ادامه خواهد یافت، ابتدا به زبان انگلیسی و سپس به زبان های دیگر، برای دانلود از هر کجا که اینترنت در دسترس باشد. انتشارات The GW-Project همچنین شامل مواد تکمیلی مانند فیلم ها، سخنرانی ها، نمایش های آزمایشگاهی، و ابزارهای یادگیری علاوه بر ارائه، یا دسترسی دادن به نرم افزارهای عمومی برای برنامه های مختلف آب زیرزمینی است که از فرآیند آموزشی پشتیبانی می کند.

The GW-Project یک موجودیتی زنده و پویا است، بنابراین نسخه های بعدی کتاب ها نیز منتشر می شود. از کاربران دعوت می شود تا اصلاحات را پیشنهاد دهند.

ما از شما برای اینکه بخشی از جامعه The GW-Project هستید سپاسگزاریم. امیدواریم تجربیات شما در استفاده از کتاب ها و مطالب مرتبط را از شما بشنویم. ما از ایده ها و داوطلبان استقبال می کنیم.

کمیته راهبری The GW-Project  
آوریل 2021

## پیشگفتار

وضعیت منابع آب زیرزمینی به دلیل کمبود آب و همچنین آلودگی منابع آب، رو به وخامت است. آلودگی، زمانی اتفاق می‌افتد که افزایش جذب مواد شیمیایی انسانی بیش از ظرفیت زون سطح زیرین باشد، که این موضوع منجر به ایجاد هاله های آلودگی در مسافت خیلی دورتر نسبت به محل ورودی آلودگی می‌شود. ما فرض می‌کنیم که محیط آب زیرزمینی که عمل حذف و تضعیف را در فرآیندهای جذب آلاینده ها دارد، به عنوان محل جمع آوری پسماند مورد استفاده قرار می‌گیرد. لازم به ذکر است محیط آب زیرزمینی عمل تضعیف و حذف بیشتری را انجام می‌دهد، اما برای جلوگیری از نامطلوب تر شدن کیفیت آب های زیرزمینی در میلیون ها مکان در سراسر جهان که در آن نفوذ، ریختن یا دفع زباله ها بیش از ظرفیت جذب زیرسطحی می‌شود، کافی نیست.

یکی از بارزترین معایب این پیش‌فرض، استفاده گسترده از سیستم‌های سپتیک برای «حذف شدن» پساب خانگی است. موضوع این کتاب: تأثیرات سیستم سپتیک بر کیفیت آب زیرزمینی است. ایده سیستم سپتیک در حدود سال 1860 پس از اینکه داریسی "قانون" معروف خود را برای جریان آب زیرزمینی کشف کرد، در فرانسه ارائه کرد. سیستم های سپتیک در دهه 1970 با وضع قوانین قضایی در ایالات متحده و بعد از ارائه استاندارد طراحی و نصب سیستم سپتیک رسمیت یافت. در مهندسی تصفیه آب، هدف از سیستم سپتیک این است که تمام فاضلاب خانگی از طریق زون وادوز به زون آب زیرزمینی نفوذ کند، جایی که، طبق فرض اصلی، تمام ترکیبات بالقوه مضر، کاملاً تضعیف شده و بنابراین قسمت جلوی هاله سپتیک به آب های زیرزمینی نمی‌رسد. این فرضیه در دهه 1950 ارائه گردید در حالی که هزاران طرح مسکن در حومه شهر در سراسر ایالات متحده، کانادا و فراتر از آن آغاز شده بود.

در اوایل، سطح زیرین ظرفیت جذب کافی را جز در جذب نیترات و فسفات نشان داد زیرا فاضلاب خانگی معمولی حاوی ترکیبات خطرناک کمی بود. با این حال، در طول دهه‌ها ترکیب شیمیایی تغییر کرد و اکنون شامل بسیاری از ترکیبات انسانی است. علاوه بر این، تراکم سیستم های سپتیک به طور قابل توجهی افزایش یافته است. در نتیجه، مفهوم قبلی نه چندان مضر، به عامل آسیب مشترک تبدیل شد. هاله‌های سپتیک نه تنها به آب‌های زیرزمینی آسیب می‌رسانند، بلکه نیتروژن و فسفات را به دریاچه‌ها و ورودی اقیانوس‌ها می‌ریزند و با رشد جلبک باعث خفگی آنها می‌شوند. یک سیستم سپتیک که تمام فاضلاب را وارد زون آب زیرزمینی نمی‌کند، طبق تعریف یک سیستم سپتیک، «شکست خورده» است. در حالی که سیستم های دیگر موفق تلقی می‌شوند. در جامعه مهندسی و علمی، برای ارزیابی دقیق قابلیت دفع زباله ها در سطح زیرین، جهت کاهش ترکیبات شیمیایی می‌بایست از تأثیر سیستم سپتیک بر آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی استفاده نمود. این کتاب نشان می‌دهد که منابع کوچک آلودگی (نقطه‌ای)، می‌توانند هاله‌های آب زیرزمینی پایدار و دور را ایجاد کنند.

نویسنده این کتاب، دکتر ویلیام رابرتسون پروفیسور بازنشسته، دانشگاه واترلو، کانادا، مرجع علمی پیشرو در مورد تأثیرات سیستم سپتیک بر آب های زیرزمینی از دیدگاه بررسی های میدانی هاله های سپتیک است. او به طور گسترده در مورد مطالعات هاله و طرح های جایگزین برای تصفیه فاضلاب خانگی منتشر و ارائه کرده است.

جان چری، مدیر *The Groundwater Project*

گوئلف، انتاریو، کانادا، آوریل 2021

## پیشگفتار نسخه فارسی

به منظور جلوگیری از آلودگی های ناشی از فاضلاب خانگی از طریق سیستم سپتیک بر منابع آب زیرزمینی ، در این کتاب به مفاهیم و رفتار سیستم سپتیک ، بررسی انواع آلودگی ها و رديابها و فرآیند حذف و کاهش هاله های آلودگی در زون غیر اشباع ، با ارائه مثالها شکل ها و نمودارها توضیح و ارائه شده است. این کتاب به علت اهمیت کیفیت منابع آب زیرزمینی در آینده و گسترش روز افزون پساب های خانگی از طریق سیستم سپتیک ، می تواند مورد استفاده اساتید ، دانشجویان و عموم افرادی که به یادگیری علم آب زیرزمینی دارند ، قرار گیرد.



## تقدیر و تشکر

از افراد زیر به دلیل نقدها و بررسی های کامل و مفید این کتاب قدردانی می‌کنم:

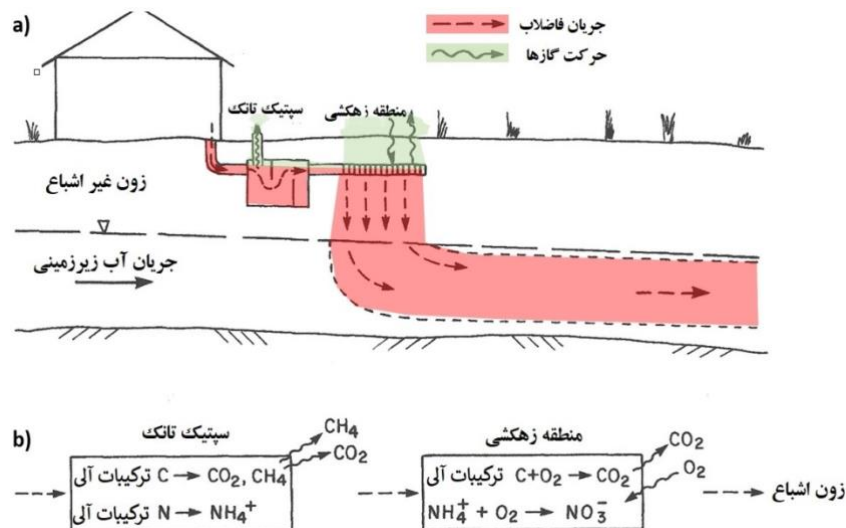
- ❖ دنیس لبلانک، هیدرولوژیست های پژوهشی، مرکز علوم آب نیوانگلند، سازمان زمین شناسی ایالات متحده، نورثبورو، ماساچوست، ایالات متحده؛
- ❖ جان چری، استاد کمکی، دانشگاه گونلف؛ پروفیسور ممتاز، دانشگاه واترلو، انتاریو، کانادا؛
- ❖ داگ مکی، پروفیسور ممتاز، منابع هوا و آب زمین، دانشگاه کالیفرنیا دیویس، کالیفرنیا، ایالات متحده؛ و
- ❖ سابینا راخیمبکوا، کاندیدای دکترا، دانشگاه وسترن انتاریو، لندن، انتاریو.

من از آماندا سیلز، الهانا دایک و جولیاننا آپولونیو از پروژه آب های زیرزمینی برای نظارت و ویراستاری این کتاب سپاسگزارم. از آیلین پوتر (مدرسه معادن کلرادو، گلدن، کلرادو، ایالات متحده آمریکا) برای بررسی، ویرایش و تولید این کتاب تشکر می‌کنم.

ویلیام رابرتسون

## 1 سیستم سپتیک چیست؟

فاضلاب خانگی در مناطق روستایی و بسیاری از مناطق حومه شهر، در محل توسط سیستم های دفع مانند سیستم های سپتیک<sup>1</sup> تصفیه می شود. اگرچه نمونه های توالی فلاش با اتصال به سیستم های فاضلاب<sup>2</sup>، از زمان رومیان و قبل از آن در مراکز شهری مورد استفاده قرار می گرفتند، اما در مناطق روستایی چاله های بیرونی، روش رایج برای دفع فاضلاب تا همین اواخر مورد استفاده قرار گرفته است. در این مناطق، محلی را با سوراخ هایی با ساختمان کوچک خصوصی احاطه می کردند که فرد از طریق آن ادرار یا مدفوع کند. «سیستم سپتیک» مدرن در حدود سال 1860 توسط ژان - لوئیس موراس در فرانسه اختراع شد. این سیستم شامل لوله کشی داخلی با لوله جمع آوری فاضلاب به مخزن می باشد، که مایعات شناور و جامدات ته نشین می شوند و مایعات به یک گودال زهکشی<sup>3</sup> جریان می یابد. پس از 10 سال بررسی، او با شگفتی متوجه شد که مخزن عمدتاً حاوی مایعات است و نسبتاً فاقد از مواد جامد است. در سال 1881 این سیستم به عنوان اختراع ثبت شد و این سیستم ها اندکی پس از آن در ایالات متحده ظاهر شدند. استفاده از آنها در طول دهه 1940 گسترش یافت و در دهه 1970 قوانینی جهت طراحی و نصب استاندارد آنها معرفی گردید (ون دلدن، 2015). در ایالات متحده آمریکا، بیش از 22 میلیون سیستم سپتیک در حال بهره برداری می باشد که به 25 درصد از جمعیت فعلی خدمات رسانی می کنند و تخمین زده می شود که بیش از 500000000 سیستم تصفیه فاضلاب در محل در سراسر جهان در حال استفاده است (مک کری و همکاران، 2005؛ کان و همکاران، 2006). سیستم های سپتیک معمولاً از یک مخزن سپتیک تشکیل شده اند که فاضلاب را جمع آوری می کند و یک زهکشی (همچنین به عنوان یک میدان شستشو نامیده می شود)، که در آن فاضلاب، به زیر سطح تخلیه می شود.



شکل 1 - سیستم سپتیک خانگی معمولی که مراحل تصفیه فاضلاب را در سپتیک تانک و زهکشی در سوبات غیر اشباع را نشان می دهد (ویلهم و همکاران، 1994).

<sup>1</sup> septic system

<sup>2</sup> wastewater

<sup>3</sup> drainage

تصفیه فاضلاب در سیستم های سپتیک را می توان مشابه آنچه که توسط سیستم های تصفیه مشترک معمولی ارائه می شود در نظر گرفت. جامدات در مخزن ته نشین و به صورت دوره ای پمپ می شوند و عملکرد فیلتراسیون<sup>4</sup> اولیه را فراهم می کنند، در حالی که زهکش ها ، فرصت می دهد تا مایعات فیلتر شده به سطح زیرین جایی که واکنش های اکسیداسیون رخ می دهد ، مشابه اکسیداسیون<sup>5</sup> ایجاد شده توسط هوادهی مکانیکی در طی تصفیه ثانویه فاضلاب معمولی ، نفوذ کند.

به طور کلی، اندازه سپتیک تانک ها به گونه ای تعیین می شوند که چندین روز نگهداری فاضلاب ، که میانگین مدت زمانی است که فاضلاب در مخزن سپری می کند را فراهم می کند . بنابراین حجم مخزن به اندازه ای است که بتواند چندین روز فاضلاب را در خود نگه دارد. اندازه زهکش ها بر اساس نرخ بارگیری فاضلاب (یعنی حجم فاضلاب در روز) و نفوذپذیری<sup>6</sup> رسوبات میدان زهکشی است. "آزمون نفوذ<sup>7</sup>" یک تخمین ساده از نفوذپذیری است (اومافرا ، 2019) . نرخ نفوذ ، نرخ کاهش سطح آب در یک حفره کم عمق در خاک است که حاوی زهکش است.

میدان زهکشی باید به اندازه کافی بزرگ باشد ، که امکان نفوذ روزانه فاضلاب با توجه به حجم تولیدی روزانه فاضلاب را فراهم کند. یک سیستم سپتیک خانگی که بر روی رسوبات نسبتاً نفوذپذیر واقع شده است، معمولاً دارای حجم مخزن سپتیک در حدود 3000 لیتر (L) و یک میدان زهکشی که دارای مساحت حدود 100 متر مربع می باشد.

فاضلاب از مخزن سپتیک توسط جریان ثقلی (یا با پمپاژ) به لوله های نفوذی که معمولاً در عمق حدود 0.7 متر در رسوبات زهکشی قرار دارند ، تخلیه می شود. این به فاضلاب اجازه می دهد تا قبل از ورود به سیستم جریان آب زیرزمینی، در سطح ایستابی از طریق زون غیراشباع<sup>8</sup> انتقال یابد (شکل 1). معمولاً، یک زهکش شامل مقداری طول لوله ی سوراخ شده می باشد که در ترانشه هایی نصب شده و با سنگریزه به اندازه نخود ، دارای نفوذپذیر مناسب پر شده است. با این حال، طرح های زهکشی متعددی وجود دارد، از جمله وارد کردن رسوب با نفوذپذیری بالاتر (معمولاً ماسه درشت)، در مکان هایی که رسوبات با نفوذپذیری کم وجود دارد. اسنادی که اطلاعات بیشتری در مورد طرح های زهکشی ارائه می دهند به صورت آنلاین در دسترس هستند (به عنوان مثال، سپتیک کوچک، اومافرا ، 2019). معمولاً قوانین و مقررات ایالتی و استانی معمولاً حداقل فاصله جداسازی بین لوله های نفوذ و سطح آب یا سازندهای غیرقابل نفوذ زیرین را الزامی می دانند. در استان انتاریو، کانادا، لوله های نفوذ باید حداقل 1.9 متر بالاتر از سطح ایستابی یا سنگ بستر قرار گیرند (اومافرا ، 2019). مقررات اضافی جهت قرارگیری زهکش ها وجود دارد که حداقل فاصله های جداسازی را الزامی می کند: به عنوان مثال، 15 متر از چاه های حفر شده؛ 30 متر از چاه های در حال حفاری؛ 15 متر از مسیرهای آب های سطحی؛ و 5 متر از سازه های دائمی در انتاریو (اومافرا ، 2019).

<sup>4</sup>filtration

<sup>5</sup> oxidation

<sup>6</sup>permeability

<sup>7</sup>percolation test

<sup>8</sup>unsaturated zone

## 2 احتمال آلودگی از پساب سپتیک تانک

مجموعه ای از ترکیبات پساب سپتیک تانک در سایت های تصفیه فاضلاب خانگی در جدول 1 ارائه شده است. نیتروژن<sup>9</sup> در فاضلاب خانگی عمدتاً به صورت آمونیوم - نیتروژن (نیتروژن موجود در آمونیوم محلول) و مقادیر آن در پساب سپتیک تانک بین 18-108 میلی گرم در لیتر است. اگرچه نیترات به طور کلی در پساب وجود ندارد، اما زمانی که آمونیوم<sup>10</sup> در زون غیر اشباع نیترا ته می شود، غلظت نیترات می تواند از حد مجاز آب آشامیدنی برای نیترات - نیتروژن (نیتروژن موجود در نیترات<sup>11</sup> محلول) 10 میلی گرم در لیتر افزایش یابد. اثرات زیست محیطی آب های زیرزمینی با سطوح بالای ناشی از تخلیه نیترات حاصل از فاضلاب به دریاچه های آب شیرین و آب های ساحلی یک نگرانی فزاینده است (پرسکی، 1986؛ هریس، 1995؛ کمیسیون کیپ کد، 2015).

علاوه بر این، غلظت فسفات<sup>12</sup> پساب (P) (3-15 میلی گرم در لیتر، جدول 1)، بالاتر از دستورالعمل های پیشنهادی برای حفظ کیفیت آب سطحی، دریاچه ها و رودخانه ها، حساس است (به عنوان مثال، 0.01 میلی گرم در لیتر فسفات در ایالات متحده آمریکا؛ آژانس حفاظت محیط زیست ایالت متحده آمریکا، 2000). همچنین پساب سیستم سپتیک، یکی از معیارهای افزایش عوامل بیماری زا و ترکیبات کمیاب در آب آشامیدنی می باشد. در نتیجه، با توجه به حجم فاضلاب تولید شده توسط سیستم های سپتیک (مثلاً 260 لیتر در روز برای هر نفر در ایالات متحده آمریکا، مک کری و همکاران، 2005)، سیستم های سپتیک ممکن است یکی از بزرگترین منابع بالقوه آلودگی آب های زیرزمینی در سراسر جهان در باشد. به هر حال، در صورت تصفیه در محل مانند سیستم سپتیک به منظور کاهش خطرات آلودگی ناشی از فاضلاب، باید مراحل مختلف تصفیه در سطح زیرین زمین مورد بررسی قرار گیرد. تصفیه به ویژه در زون غیر اشباع در زیر زهکش بسیار حائز اهمیت است.

تعدادی از واکنش های مهم در شکل 1 نشان داده شده اند و در بخش های زیر مورد بحث قرار گرفته اند.

<sup>9</sup>Nitrogen

<sup>10</sup>ammonium

<sup>11</sup>nitrate

<sup>12</sup>phosphorus

جدول 1 - ترکیب پساب سپتیک تانک در محل های تصفیه فاضلاب خانگی، شامل: هدایت الکتریکی (EC)، کربن آلی محلول (DOC)، قلیابیت (Alk)، فسفات یا فسفات واکنشی محلول (SRP)، شیرین کننده های مصنوعی آسه سولفام و سوکرالوز، و باکتری ها و واحدهای تشکیل دهنده کلونی ویروس (CFU).

پارامتر	میانگین (std dev ±) یا دامنه	مرجع n=مقادیر و تعداد نمونه ها
هدایت الکتریکی (μS/cm)	1000	Robertson et al., 1991 (n=2)
	2481	Harman et al., 1996 (n = 8)
	1456 ± 314	Robertson, 2012 (n ≥ 7)
	1480 ± 131	Geary and Lucas, 2019 (n = 17)
کربن آلی محلول (mg/L)	46 ± 27	Robertson et al., 1998 (n = 8)
	11 ± 5.0	Withers et al., 2011 (n = 37)
	56 ± 26	Robertson et al., 2012 (n = 3)
آلکان (mg/L) مانند کربنات ها	316 ± 40	Wilhelm et al., 1996 (n = 6)
	311 ± 102	Robertson et al. 1998 (n = 8)
	310 ± 105	Withers et al., 2011 (n = 37)
pH	7.1 ± 0.4	Robertson et al. 1998 (n = 8)
	7.3 ± 0.2	Withers et al., 2011 (n = 37)
	7.4 ± 0.2	Geary and Lucas, 2019 (n = 17)
آمونیم - نیتروژن (mg/L)	66 ± 41	Robertson et al. 1998 (n = 9)
	4-13	USEPA, 2002
	34 ± 10	Hinkle et al., 2008 (n = 10)
	18 ± 16	Withers et al., 2011 (n = 37)
	58	McCray et al., 2005 (n = 37)
	72 ± 37	Robertson et al., 2019 (n = 111)
	108 ± 16	Geary and Lucas, 2019 (n = 14)
نترات - نیتروژن (mg/L)	0.2 ± 0.3	Robertson et al. 1998 (n = 9)
	<1	USEPA, 2002
	0.2	McCray et al., 2005 (n = 33)
	0.03 ± 0.03	Hinkle et al., 2008 (n = 10)
	4.2 ± 3.2	Withers et al., 2011 (n = 37)
	0.2 ± 0.2	Geary and Lucas, 2019 (n = 10)
	26-75	USEPA, 2002

نيٽروژن كل ، (TKN (mg/L)	53 ± 14	Hinkle et al., 2008 (n = 10)
فسفات كل (mg/L)	6-12	USEPA, 2002
	4.6 ± 4.2	Withers et al., 2011 (n = 37)

ادامه جدول 1

پارامتر	میانگین (std dev ±) یا دامنه	مرجع n=مقادير و تعداد نمونه ها
فسفات واكنشي محلول (mg/L)	8.4 ± 3.5	Robertson et al. 1998 (n = 9)
	9.0	McCray et al., 2005 (n = 35)
	3.2 ± 2.6	Withers et al., 2011 (n = 37)
	8.2 ± 4.9	Robertson et al., 2019 (n = 123)
	15 ± 1.8	Geary and Lucas, 2019 (n = 16)
كلريد (mg/L)	67 ± 64	Robertson et al. 1998 (n = 9)
	32 ± 16	Hinkle et al., 2008 (n = 10)
	54 ± 16	Withers et al., 2011 (n = 37)
	64	Robertson et al., 2019 (n = 106)
سدیم (mg/L)	54 ± 27	Robertson et al. 1998 (n = 9)
	49 ± 29	Withers et al., 2011 (n = 37)
پتاسیم (mg/L)	22 ± 15	Robertson et al. 1998 (n = 9)
	26 ± 8	Withers et al., 2011 (n = 37)
كلسيم (mg/L)	38 ± 36	Robertson et al. 1998 (n = 9)
	96 ± 22	Withers et al., 2011 (n = 37)
بور (mg/L)	0.51 ± 0.05	LeBlanc, 1984 (n = 3)
	0.11 ± 0.03	Withers et al., 2011 (n = 37)
	0.28 ± 0.02	Bassett et al., 1995 (n = 3)
	0.49	Vengosh et al., 1994 (n = 21)
آهن (mg/L)	0.45 ± 0.41	Robertson et al. 1998 (n = 8)
	0.12 ± 0.06	Withers et al., 2011 (n = 37)
آلومینیم (mg/L)	0.1 ± 0.1	Robertson et al. 1998 (n = 6)
آس سولفات (µg/L)	57	Snider et al., 2017 (single family, n = 14)
	32	Snider et al., 2017 (communal, n = 36)

	44 ± 32	Robertson et al., 2019 (n = 56)
سوکرالوز (µg/L)	40 ± 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 ± 34	Robertson et al., 2019 (n = 56)
باکتری های مدفوع (CFU/100 mL)	10 <sup>5</sup>	Viraraghavan, 1978
	10 <sup>6</sup>	Shadford et al., 1997
	10 <sup>6</sup> -10 <sup>8</sup>	USEPA, 2002
	10 <sup>5</sup>	Geary and Lucas, 2019
ویروس کولیفاز (CFU/100 mL)	10 <sup>8</sup>	Deborde et al., 1998a

### 3 وضعیت پاتوژن ها در هنگام دفع فاضلاب در محل

باکتری‌ها و ویروس‌ها در پساب سپتیک تانک در غلظت‌هایی معمولاً در محدوده  $10^5$  تا  $10^8$  تشکیل کلنی در واحد  $CFU / mL100$  می‌دهند (جدول 1). اینها ذرات کلونیدی هستند که می‌توانند با فیلتراسیون و اتصال (جذب) ، در طول جریان زیرسطحی بی حرکت شوند. اندازه کوچکتر ویروس‌ها (حدود 0.1 میکرومتر)، در مقایسه با باکتری‌ها (حدود 1 میکرومتر) ، آنها را کمتر در برابر فیلتراسیون فیزیکی آسیب پذیر می‌کند، اما حساسیت آنها را به جذب افزایش می‌دهد (بیلز و همکاران، 1995).

#### 3.1 باکتری‌ها

نمونه‌هایی از توسعه هاله<sup>13</sup> جریان های آب زیرزمینی در زیر زهکش در یک سایت خانگی (سایت کمبریج<sup>14</sup>) و در یک اردوگاه (سایت لانگ پوینت<sup>15</sup>) به ترتیب در شکل 2 و 3 نشان داده شده‌اند.

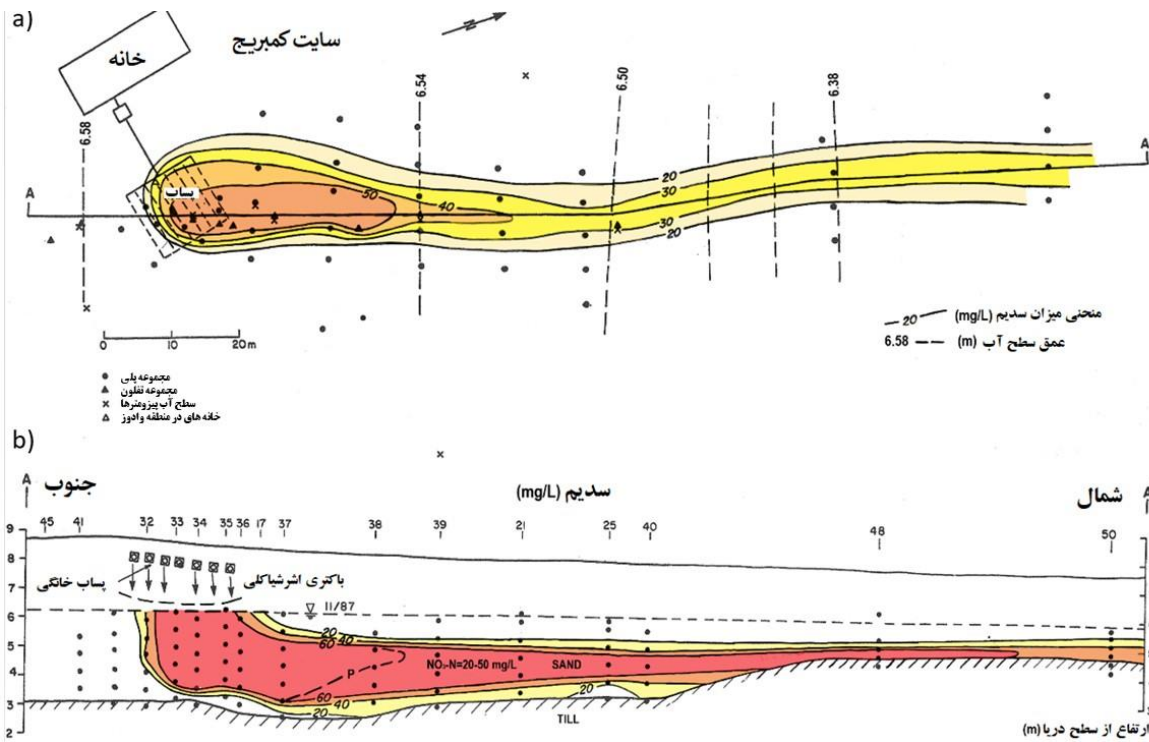
---

<sup>13</sup> plumes

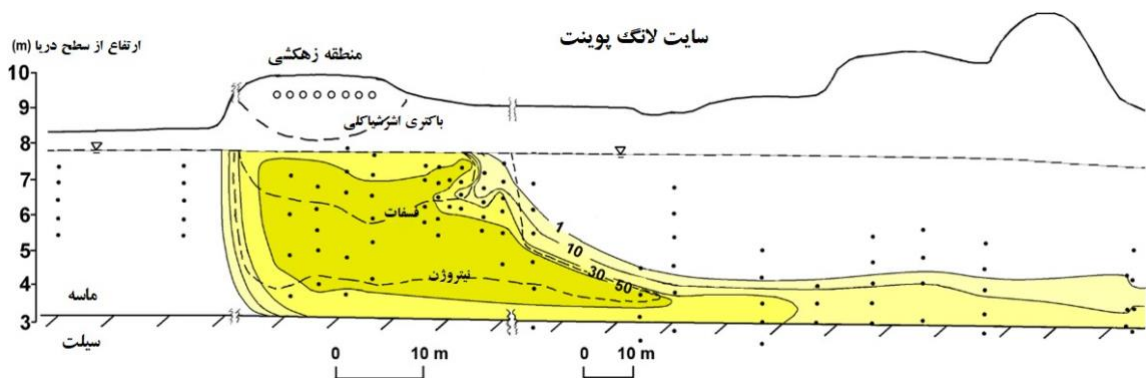
<sup>14</sup> Cambridge site

<sup>15</sup> Long Point site





شکل 2 - نمای پلان (a) و نمای مقطعی (b) از یک هاله آب زیرزمینی از یک سیستم سپتیک خانگی: در سایت کمبریج در انتاریو، کانادا، غلظت یون سدیم (میلی گرم در لیتر)، وسعت اشرشیاکلی ( $cfu < 1 / 100$  میلی لیتر) و زون های فسفات (P) با غلظت بیشتر از 1 میلی گرم در لیتر، خط چین و محدوده غلظت نیترات (میلی گرم در لیتر) در هسته هاله را نشان می دهد. پساب سپتیک تانک دارای میانگین غلظت یون سدیم 98 میلی گرم در لیتر، آمونیوم 30 میلی گرم در لیتر و فسفات واکنشی محلول 8 میلی گرم در لیتر است (رابرتسون و همکاران، 1991؛ شادفورد و همکاران، 1997؛ و رابرتسون، 2003).



شکل 3 - هاله سیستم سپتیک از یک اردوگاه بزرگ در سایت لانگ پوینت در انتاریو، کانادا، نشان دهنده غلظت مواد افزودنی آسه سولفام (میکرو گرم در لیتر) و وسعت زون نیترات (خطوط چین) ( $< 1$  میلی گرم در لیتر)، فسفات ( $< 1$  میلی گرم در لیتر) و اشرشیاکلی ( $< 100$  cfu / میلی لیتر)، در امتداد خط مرکزی هاله. نقاط دایره ای تیره اطلاعات چندسطحی را نشان می دهند. پساب سپتیک تانک دارای میانگین غلظت آسه سولفام 50 میکروگرم در لیتر، نیترات 100 میلی گرم در لیتر و فسفات واکنشی محلول 6.3 میلی گرم در لیتر است (رابرتسون و همکاران، 2013).

باکتری های مدفوع تا حدود زیادی در زون غیر اشباع در هر دو محل حذف می شوند. در آزمایش تحرک باکتری ها در سایت کمبریج، باکتری های ردیابی (*E. coli* NAR) به مدت سه هفته در سپتیک تانک باقی ماندند و سپس در زون غیر اشباع زیر زهکشی و در هاله آب زیرزمینی، بیش از یک دوره 84 روزه مورد نظارت و بررسی قرار گرفته اند (شادفورد و همکاران، 1997). باکتری های ردیابی در لایسیمترهای زون غیر اشباع ظرف مدت 30 روز از شروع تزریق در غلظتهایی که بسیار پایین تر از سپتیک تانک بودند،

شناسایی شدند (حدود 1000 برابر کمتر). با تشخیص تنها در یکی از 255 نمونه در هاله آب های زیرزمینی، تقریباً باکتری های ردياب وجود نداشتند (شادفورد و همکاران، 1997). زون غیراشباع در منطقه کمبریج 1.5 متر ضخامت و از ماسه ریز تا متوسط تشکیل شده است و مدت زمان نگهداری فاضلاب حدود 15 روز است (رابرتسون، 1994). در آزمایش های مشابه در دو سایت دیگر، اما با سطوح آب کم عمق (عمق کمتر از 1 متر)، شادفورد و همکاران، باکتری های ردياب را در آب های زیرزمینی زیر زهکش ها شناسایی کردند، اما در چاه های نظارتی دیگر که فقط چند متر دورتر در سطح پایین تر قرار داشتند، به استثنای چند غلظت بسیار کم، مواردی شناسایی نشده است، همچنین استرنو و پتری (1975)، ویراگ هاوان (1978) و چن (1988)، غلظت کلیفرم مدفوع را در تعدادی از سیستم سپتیک خانگی و کلبه (به ترتیب در سه، یک و هفده سایت) ارائه کردند. بنابراین عمق سطح آب زیرزمینی و نفوذپذیری رسوبات یا سنگ بستر در بیشتر این سایت ها کم می باشد. در نتیجه، نظارت در مناطق با ضخامت کم خاک که در آن جریان آب زیرزمینی احتمالاً از طریق حفره های بزرگ رخ می دهد، متمرکز شد. در همه این مکان ها، کلیفرم های مدفوعی در هاله های آب زیرزمینی شناسایی نشدند و یا با حداقل 2 تا 3 مرتبه بزرگی، در فاصله چند متری، پایین تر از زهکش ها تخلیه شدند.

در مقابل، شواهدی برای انتقال سریع باکتری ها در مکان هایی با شرایط هیدرولوژیکی مناسب تر نشان داده شده است. در یک آزمایش ردياب انجام شده در توده فاضلاب شهری کیپ کاد، که در آن سرعت آب زیرزمینی نسبتاً سریع حدود بین 0.2-0.7 متر در روز در سفره شنی متوسط تا درشت رخ می دهد، تنها کاهش 10 برابری یک ردياب باکتریایی در طی مسافت 6 متری رخ داد و ورود ردياب باکتریایی با ورود ردياب Br همزمان بود (بالس و همکاران، 1995).

## 3.2 ویروس ها

ویروس ها در مقایسه با باکتری ها از نظر اندازه کوچکتر هستند (0.1 در مقابل 1 میکرومتر) و در نتیجه، فیلتراسیون فیزیکی در طول جریان زیرسطحی کمتر مانع می شوند. با این حال، آنها به شدت تحت تأثیر واکنش های جذب به عنوان یک نتیجه از بار منفی خالص سطحی خود در محدوده pH نرمال باقی می مانند (بالس و همکاران، 1995). جذب ویروس (اتصال) تحت تأثیر عواملی مانند اندازه ذرات رسوب، محتوای کربن آلی، محتوای آب، pH محلول و قدرت یونی است. جذب به عنوان مهمترین فرآیند تخلیه برای ویروس ها در نظر گرفته می شود زیرا منجر به غیرفعال شدن (از بین رفتن) می شود و در برخی موارد برگشت ناپذیر است (بتانکورت و همکاران، 2019).

در هاله های شنی آزمایشگاهی در مقیاس بزرگ، بتانکورت و دیگران (2019) انتقال متفاوت ویروس های مدفوعی را با دامنه مرگ از 3000 برابر بیش از 4 متر تا 1000 برابر بیش از 0.3 متر، با نرخ های غیرخطی (مرتب اول) با میزان دامنه های ثابت 200 تا 1000 مشاهده کردند. چنین تخلیه سریع دلالت بر حذف با اتصال (جذب) دارد. دبورد و همکاران (1998 a) درجه بالایی از تضعیف ویروس کلیفاژ مدفوعی را، در هاله آب زیرزمینی از یک سیستم سپتیک مدرسه در مکانی که دارای سرعت آب زیرزمینی سریع بود، گزارش کردند. زون غیراشباع 1.5 متر ضخامت داشت و آبخوان نفوذپذیر با شن و ماسه دارای سرعت آب زیرزمینی 1 تا 3 متر در روز بود. ویروس کلیفاژ 100000 برابر، در 7 متر از زهکشی کاهش یافت و بیش از 38 متر از زهکش کاهش و به زیر تشخیص ( $1 > \text{CFU} / 100 \text{ میلی لیتر}$ ) رسید. در آزمایش بعدی، ویروس های ردياب و  $\text{Br}^-$  به هسته هاله تزریق شد، بخشی از ویروس ردياب تقریباً همزمان با  $\text{Br}^-$ ، در مکان های نظارت و پایش، 7 تا 17 متر و تنها بعد از 2 تا 6 روز کاهش یافت (دبورد و همکاران، 1998b). بنابراین، غلظت ها در این فاصله، 100000 برابر کمتر بوده و در اطراف هاله محیط به حالت انقراض و نابودی مشاهده شده است. همچنین مشخص شد که ویروس باقی مانده در رسوبات

آبخوان نزدیک چاه تزریق، بیش از 9 ماه پس از تزریق، زنده ماندند. در آزمایش دیگری در همان آبخوان، یک ویروس ردیاب در مکانی 22 متری از یک چاه پمپاژ تزریق شد و بخش بزرگی از جرم ویروس تزریق شده (تا 55٪) که ظرف 47 ساعت توسط چاه، خارج شد (دبورد و همکاران، 1999؛ ووسنر و همکاران، 2001)، که نشان دهنده پتانسیل بالای انتقال ویروس در شرایط خاص می باشد.

انتقال سریع ویروسی نیز در آزمایش ردیاب کیپ کاد که در بالا مورد بحث قرار گرفت، مشاهده شد. در طول آزمایش، یک ویروس ردیاب باکتریوفاژ به محل نظارت و پایش در فاصله 6 متری از محل تزریق شد و حدود 12 روز بعد از تزریق، ویروس ردیاب همزمان با Br و باکتری ردیاب به محل نظارت و پایش رسید. با این حال، ویروس ردیاب در مقایسه با باکتری ردیاب (100000 برابر در مقابل کاهش 10 برابر) به دلیل حساسیت بیشتر آن به حذف توسط عامل جذب، بسیار ضعیف تر شد. در مرحله دوم آزمایش ردیاب، زمانی که آب با pH بالاتر تزریق شد، مقدار قابل توجهی از جرم ویروس جذب شده و مجدداً جابجا شد (بیلز و همکاران، 1995).

به طور کلی، مشاهدات میدانی نشان می دهد که پاتوژن ها، از جمله باکتری ها و ویروس ها در هاله های سیستم سپتیک نسبتاً بی حرکت هستند. به هر حال آنها می توانند تحت شرایط خاص، تحرک بیشتری پیدا کنند، به خصوص زمانی که سرعت آب زیرزمینی به دلیل وجود شن و ماسه با نفوذپذیری بالا، شکستگی یا حفره های درشت یا نزدیک چاه های در حال بهره برداری با آبدهی بالا افزایش یابد، اتفاق می افتد.

## 4 تصفیه شیمیایی پساب سپتیک

با طراحی مناسب سیستم های سپتیک ، فاضلاب را می توان قبل از رسیدن به سطح آب تصفیه کرد. تصفیه فاضلاب در سپتیک تانک و زهکشی ها رخ می دهد، زیرا آب در منطقه غیر اشباع نفوذ می کند.

### 4.1 تصفیه در سپتیک تانک (بی هوازی)

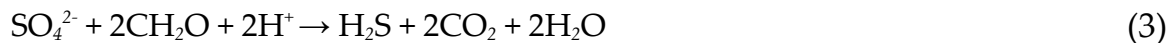
سیستم های سپتیک معمولاً تمام فاضلاب خانگی را در یک مخزن جمع آوری می کنند که به دو بخش تقسیم می شود (شکل 1)، به طوری که مواد جامد در محفظه اول ته نشین می شوند. فاضلاب خانگی منبعی غنی از کربن آلی حساس است و در نتیجه، پساب به طور معمول در طول ذخیره سازی در سپتیک تانک بی هوازی می شود. شرایط بی هوازی می تواند منجر به تعدادی واکنش در مخزن شود، از جمله کانی سازی نیتروژن آلی به  $NH_4^+$  همانطور که در معادله 1 نشان داده شده است (ویلهم و همکاران، 1994).



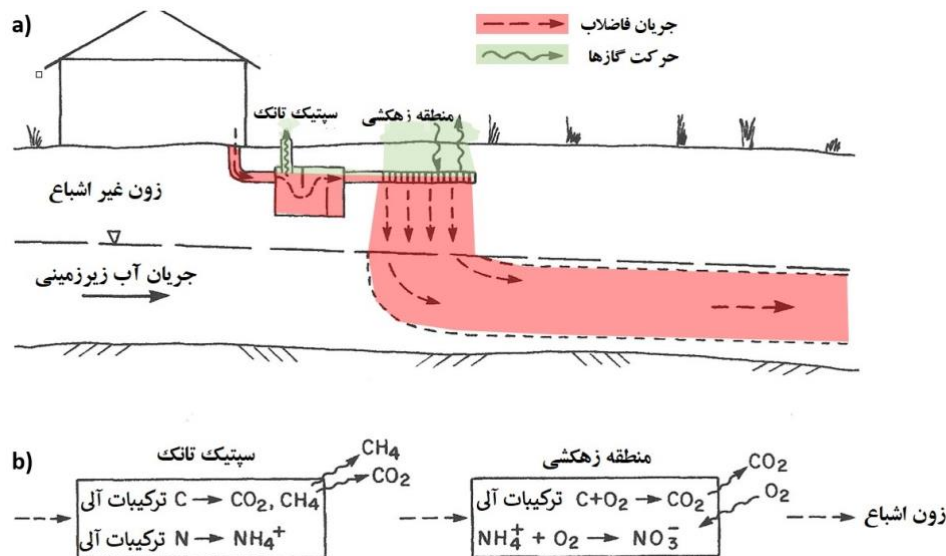
شرایط بی هوازی همچنین منجر به آمونیوم،  $NH_4^+$  ، تبدیل به گاز  $NH_3$  همانطور که در معادله 2 نشان داده شده است (ویلهم و همکاران، 1994).



علاوه بر این، شرایط بی هوازی منجر به کاهش سولفات و تولید متان می شود که در معادله 4 نشان داده شده است (ویلهم و همکاران، 1994).



گازهای تولید شده در نتیجه این واکنش ها ( $CO_2$ ,  $NH_3$ ,  $H_2S$ ,  $CH_4$ ) در شکل 1 نشان داده شده است ، که با استفاده از محل های تهویه خارج می شوند، که برای راحتی خواننده در اینجا این نکته ، مجدداً تکرار شد. فرض بر این است که این گازها به سرعت در جو اکسید می شوند و در برخی موارد، گازها در مناطق زهکشی، تخلیه نمی شود و گازها به میدان شستشو منتقل می شوند و از طریق لوله های سوراخ دار زهکشی به سمت بالا خارج می شوند.



تکرار شکل 1 - سیستم سپتیک خانگی معمولی که مراحل تصفیه فاضلاب را در سپتیک تانک و زهکشی در سوبات غیر اشباع را نشان می دهد (ویلهم و همکاران، 1994). تکرار شکل 1، برای توجه به این موضوع که گازها از طریق لوله هواکش یا خاک بالای میدان زهکشی به اتمسفر رها می شوند.

## 4.2 تصفیه در منطقه غیر اشباع (هوازی)

به طور معمول، زهکش ها برای تخلیه پساب به زون غیر اشباع، که در آن اکسیداسیون فاضلاب می تواند رخ دهد، طراحی می شود. واکنش های مهم اکسیداسیون شامل تبدیل کربن آلی به  $CO_2$  (معادله 5 و 6) و نیتریفیکاسیون آمونیوم که در معادله 7 نشان داده شده است (ویلهم و همکاران، 1994).



جدول 2 غلظت کربن آلی محلول ( $DOC$ ) را در پساب تانک سپتیک و هاله های آب زیرزمینی مرتبط در تعدادی از سایت ها مقایسه می کند. حذف  $DOC$  در زهکشی ها در این سایت ها از 22 تا 97 درصد متغیر است. همچنین تبدیل نسبتاً کامل  $NH_4^+$  به  $NO_3^-$  و حذف بیشتر کربن آلی محلول در مکان هایی که فاضلاب به خوبی اکسید شده را نشان می دهد.

جدول 2 - مقایسه غلظت کربن آلی محلول (*DOC*) در پساب تانک سپتیک و هاله های آب زیرزمینی مرتبط، که تخریب کربن آلی در زون غیراشباع زیر زهکش ها را نشان می دهد. هاله ها به ترتیب افزایش سطوح اکسیداسیون فاضلاب فهرست شده اند، که با کاهش غلظت  $NH_4^+$  در هاله ها نشان داده می شود. مقادیر هاله، مقادیر میانگین (یا معرف) از نواحی هاله ابتدایی زیر زهکشی هستند، مگر اینکه خلاف آن مشخص شده باشد.

سایت	فاضلاب		هاله آب زیرزمینی			
	DOC (mg/L)	DOC (mg/L)	DOC removal (%)	$NH_4^+-N$ (mg/L)	$NO_3^- - N$ (mg/L)	
JL کلبه	83	44	47	73	0.1	Robertson et al., 1998
LP2، اردوگاه	56	11	80	48	50-80	Robertson et al., 2012
LP2، اردوگاه	561	6.3 (5-8)	89			Aukes et al., 2019
SM، اردوگاه	~50 <sup>2</sup>	13	~75	37	0.1	Garda, 2018
فاضلاب شهری Otis	19	73	63	14	0.1	LeBlanc, 1984
کاهشی، پناه گاه DEL	9	7	22	3	0.1	Robertson et al., 1998
LP1، اردوگاه	21	5 ± 0.8 (n=8)	76	1	51	Robertson & Cherry, 1992
PP، اردوگاه	32	13	78	0.4	18	Robertson et al., 1998
اکسیداسیون، پناه گاه DEL	9	5	45	0.2	13	Robertson et al., 1998
خانه، LA	28	0.7	97	0.1	131	Robertson et al., 1998
خانه، CA	40	4	90	0.1	14	Robertson et al., 1998
خانه، MU	81	3	96	0.1	37	Robertson et al., 1998

<sup>1</sup> مقدار *DOC* پساب از رابرتسون و همکاران، 2012 است.

<sup>2</sup> مقدار *DOC* پساب برای سایت کمپ *SM* در دسترس نیست، اما فرض می شود که مشابه مقدار در محل کمپ *LP2* است، زیرا این دو سایت دارای کلر پساب و غلظت  $NH_4^+$  مشابه هستند.

<sup>3</sup> مقادیر هاله از یک چاه نظارتی واقع در 1000 متر از میدان زهکشی است.

واکنش های اکسیداسیون ایجاد اسیدیته می کنند، اما این معمولاً از طریق یک سری فعل و انفعالات سنگ و آب تثبیت و خنثی می شود. در زمین های آهکی، انحلال کانی های کربناته معمولاً شرایط pH تقریباً خنثی را بازیابی

می کند و در بیشتر موارد منجر به افزایش غلظت  $Ca^{2+}$  در هاله می شود.



در زمین های گرانیتی، در غیاب کانی های کربناته، خنثی سازی را می توان توسط کانیهای اکسی هیدروکسید آلومینیم و آهن (به عنوان مثال، گیبسیت و فری هیدریت) که معمولاً به عنوان اجزای جزئی در بیشتر رسوبات وجود دارند، فراهم می کنند. با این حال، این مواد معدنی در مقادیر pH خنثی، نسبتاً نامحلول هستند. انحلال آنها، همانطور که در معادلات 9 و 10 نشان داده شده است، تنها در شرایط pH پایین اهمیت دارد.

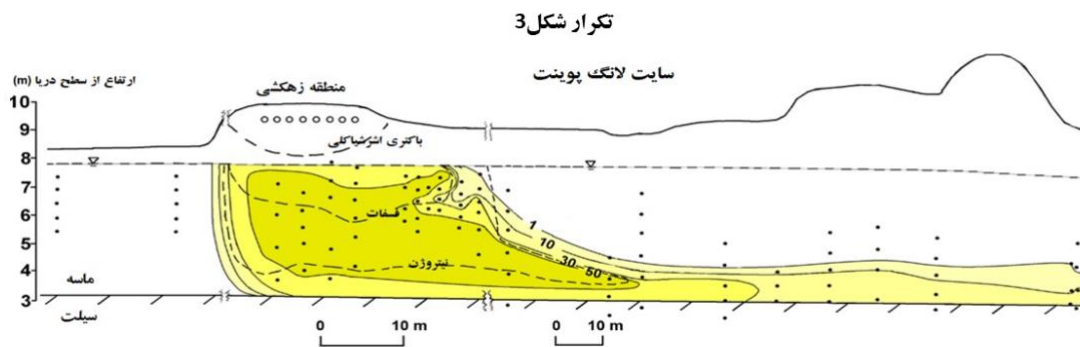
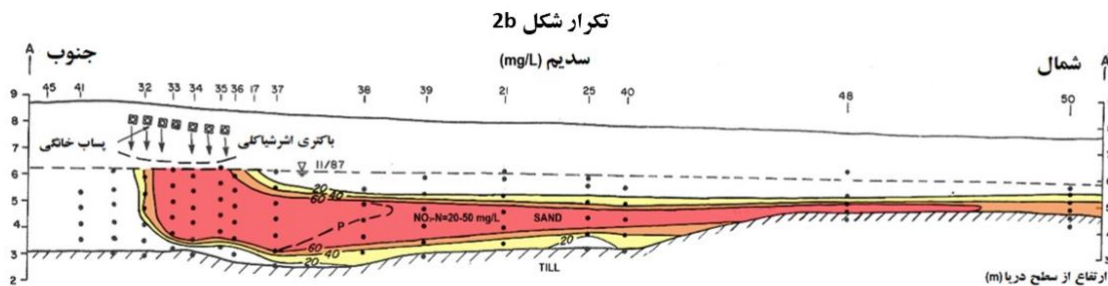


هاله های سیستم سپتیک در زمین های گرانیتی، زمانی که به خوبی اکسید می شوند، اغلب اسیدی هستند و مقادیر pH معمولاً در محدوده 4 تا 6 است.



## 5 تشکیل و پراکندگی هاله سیستم سپتیک

هنگامی که فاضلاب نفوذی با سطح آب برخورد می کند، وارد سیستم جریان آب زیرزمینی محلی می شود و هاله ای را تشکیل می دهد که از آب های زیرزمینی قبلی متمایز است. نمونه هایی از دو هاله با مشخصات مناسب از سیستم های سپتیک در سفره های شنی نامحدود انتاریو، کانادا در شکل های 2 و 3 نشان داده شده است. شکل 2b و شکل 3 در اینجا مجدداً برای خوانندگان تکرار شده است.

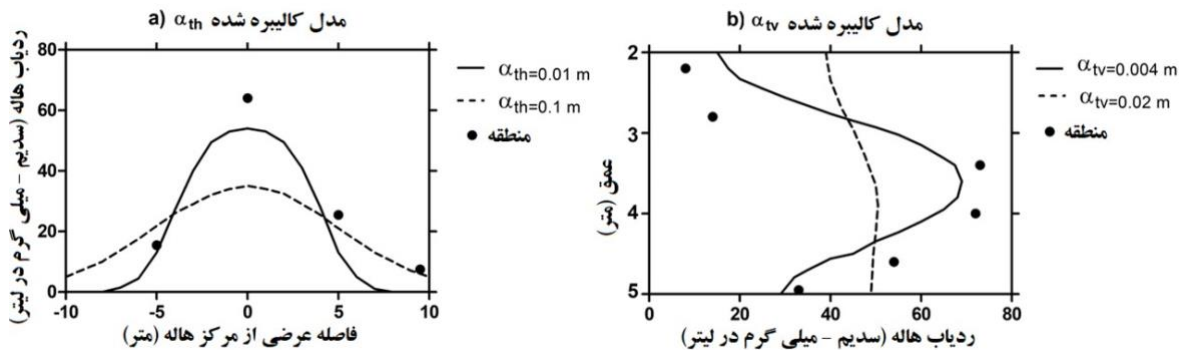


تکرار شکل 2b و شکل 3 - برای راحتی خواننده تکرار می شود. شکل 2b یک هاله سیستم سپتیک خانگی را در کمبریج، انتاریو، کانادا نشان می دهد (رابرتسون و همکاران، ۱۹۹۴). شکل 3 یک هاله سیستم سپتیک محل کمپ را در لانگ پوینت، انتاریو، کانادا نشان می دهد (رابرتسون و همکاران، 2013).

شکل 2 هاله ای از یک سیستم سپتیک خانگی را نشان می دهد که با استفاده از  $Na^+$  به عنوان ردیاب هاله نقشه برداری شده است. مرزهای تیز از زبانه های غلظت سدیم در طول 200 متر نقشه برداری شده است و غلظت سدیم باقی مانده، اساساً در مرکز جریان، رقیق نشده است. با توجه به تجزیه و تحلیل بروی مدل حساسیت کالیبره شده در شکل 4، تدوام مرزهای زبانه های تیز غلظت سدیم، با عدم رقیق شدگی در ناحیه مرکزی را نشان می



دهد، که به منظور پراکندگی عرضی افقی و عمودی ( $> 1$  سانتی متر) نیازمند مقادیر کم می باشد. در دیگر سفره‌های ماسه ای با آزمایش‌های ردیاب گرادیان طبیعی، مقادیر مدل‌سازی شده با مقادیر پراکندگی کم تعیین شده، ثابت است (سودیکی و همکاران، 1986؛ مولتیانر و کیلی، 1988؛ گارابدیان و همکاران، 1991).



شکل 4 - هاله سیستم سپتیک کمبریج کالیبراسیون مدل را برای الف) پراکندگی عرضی افقی و ب) پراکندگی عرضی عمودی نشان می دهد. نقطه‌ها غلظت  $Na^+$  اندازه‌گیری شده را نشان می‌دهند: الف) در محدوده نظارتی واقع در 95 متری زهکشی و در راستای عرضی جهت جریان آب زیرزمینی و ب) در یک بسته نمونه‌برداری چند سطحی واقع در 30 متری زهکش. خطوط چین دار و توپر نشان دهنده غلظت  $Na^+$  پیش بینی شده با استفاده از مدل سه بعدی رفت-پراکندگی تحلیلی با مقادیر متفاوت برای پراکندگی عرضی افقی ( $\alpha_{th}$ ) و عمودی ( $\alpha_{tv}$ ) است (از رابرتسون و همکاران، 1991).

نمونه هاله دوم همانطور که در شکل 3 نشان داده شده است از یک سیستم سپتیک در یک کمپ بزرگ (محل لانگ پوینت) است و یک مسیر جریان آب زیرزمینی را نشان می دهد که دوباره دارای مرزهای تیز است و عدم رقیق شدگی در مرکز زبانه جریان در طول 200 متر نقشه برداری شده، را نشان می دهد. در این مورد، هاله زبانه های جریان با استفاده از یک شیرین کننده مصنوعی ردیابی شد، که در حال حاضر در طیف گسترده ای از محصولات غذایی و نوشیدنی کم کالری استفاده می شود. غلظت در سراسر مرکز هاله زبانه های جریان  $< 18$  میکروگرم در لیتر است که حدود 10000 برابر، بیشتر از حداقل مقدار مشخص شده در این مکان ( $> 0.01$  میکروگرم در لیتر) است. چنین اختلاف بالا و غیرمعمول بین غلظت قبلی و پساب، باعث شناسایی ورودی‌های بسیار کوچک از فاضلاب سیستم سپتیک می شود که در ادامه بیشتر بحث خواهد شد.

عامل مهمی که باید در هنگام نظارت بر رفتار سیستم سپتیک در نظر گرفته شود، ضخامت هاله زبانه های جریان سیستم سپتیک است. ضخامت هاله زبانه بر اساس میزان نرخ بارگذاری فاضلاب، اندازه زهکشی و متوسط سرعت خطی آب زیرزمینی محیط کنترل می شود. ضخامت هاله را می توان با استفاده از روابط نشان داده شده در معادله 11 و 12 تخمین زد.

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

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

$b$  = ضخامت هاله در لبه نزولی میدان زهکشی (L)

$q =$  نرخ بارگیری فاضلاب در واحد سطح زهکشی (L/T)

porosity = تخلخل آبخوان اشباع

$T =$  زمان ماندن آب زیرزمینی در زیر زهکش (T)

$w =$  عرض میدان زهکشی در جهت جریان آب زیرزمینی (L)

$vel =$  میانگین سرعت خطی آب زیرزمینی محیطی (L/T)

به عنوان مثال، یک سیستم سپتیک خانگی معمولی دارای ورودی 1 متر مکعب در روز فاضلاب به یک زهکشی که در نمای پلان 10 متر در 10 متر است تخلیه می کند، که نرخ بارگیری فاضلاب 0.01 متر در روز خواهد داشت. برای سرعت متوسط خطی آب زیرزمینی 0.2 متر در روز، آب زیرزمینی به مدت 50 روز در زیر زهکش باقی می ماند، زیرا یک قطره آب با سرعت 0.2 متر در روز به 50 روز نیاز دارد تا طول مسیر 10 متری زهکش را طی کند. برای تخلخل آبخوان 0.33، هاله 1.5 متر ضخامت خواهد داشت (بدون توجه به پراکندگی). این مستلزم قرار دادن دقیق عمودی مکان های نمونه برداری برای نظارت موثر است. هر دو سایت کمبریج و لانگ پوینت که در شکل های 2 و 3 نشان داده شده اند، نزدیک به شکاف های جریان آب زیرزمینی قرار دارند، جایی که سرعت آب زیرزمینی نسبتاً کم است (حدود 0.07 تا 0.08 متر در روز، رابرتسون و همکاران، 2019). این سرعت های کم، همراه با نرخ بارگذاری فاضلاب بالاتر در لانگ پوینت (0.06 متر در روز، رابرتسون و همکاران، 2019)، منجر به تشکیل هاله هایی با ضخامت نسبتاً زیاد (3 تا 5 متر) در مقایسه با هاله های بسیاری از سایت های دیگر شده است. ظرفیت پایین پراکندگی، در سفره های کمبریج و لانگ پوینت و همچنین در بسیاری از سفره های زیرزمینی دیگر (به عنوان مثال، ویسکل و هاوز، 1991)، منجر به افزایش غلظت باقی مانده ترکیبات فاضلاب در مناطق مرکزی هاله می شود. بنابراین، اگر واکنش های ضعیف اتفاق بیفتد، ممکن است آلاینده ها، قبل از اینکه از طریق رقیق شدن توسط آب های زیرزمینی قبلی کاهش یابد، ضرورت دارد که مسافت طولانی تری را طی کند.

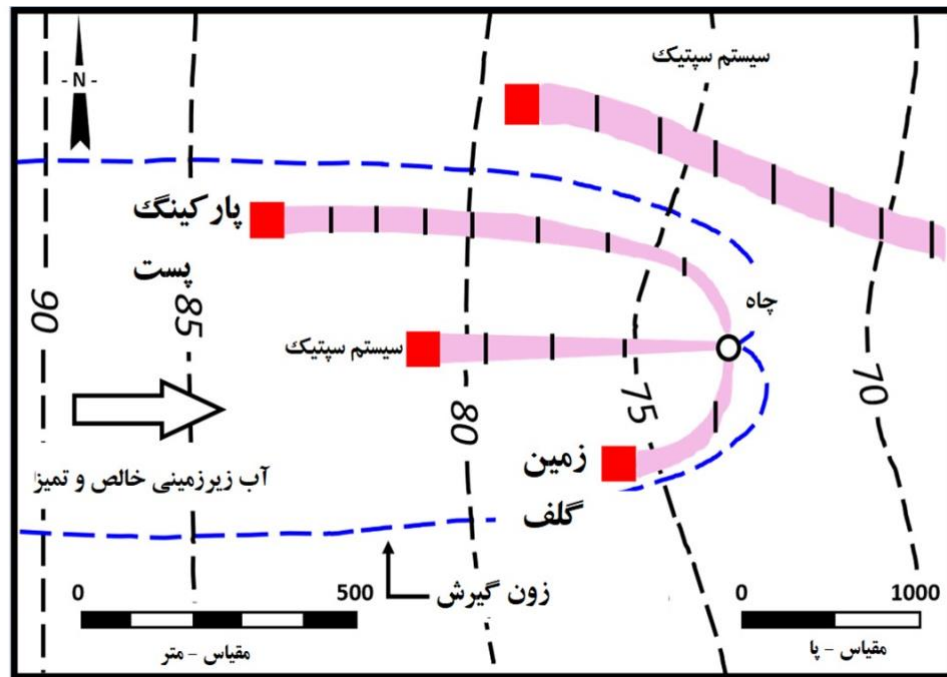
## 5.1 ردیابهای هاله سیستم سپتیک – یونهای اصلی ( $EC^+$ , $Cl^-$ , $NO_3^-$ , Na)

هاله های سیستم سپتیک معمولاً دارای غلظت بالایی از یون های اصلی مانند کلر، سدیم، نیترات و گاهی آمونیاک هستند که از فاضلاب به دست می آیند، همچنین افزایش قلیایی (معادله 6) و سایر ترکیبات در زهکش، حاصل از فعل و انفعالات سنگ و آب می باشند (به عنوان مثال، کلسیم، معادله 8). همه این ترکیبات به طور بالقوه به عنوان ردیاب هاله، مهم هستند. شکل 2 نشان می دهد که مقادیر سدیم در مرکز هاله سیستم سپتیک در محل کمبریج ( $< 50$  میلی گرم در لیتر) حدود پنج برابر بیشتر از مقادیر قبلی ( $> 10$  میلی گرم در لیتر) است. علاوه بر این، غلظت های بالا از ترکیبات محلول در آب، باعث افزایش هدایت الکتریکی (EC) هاله

می‌شود و در نتیجه، هاله‌های سیستم سپتیک معمولاً با استفاده از یک رساناسنج خاص در منطقه شناسایی می‌شوند. جدول 1 خلاصه‌ای از غلظت‌های اصلی یون معمولی موجود در پساب سپتیک تانک در مکان‌هایی که فاضلاب خانگی در حال تصفیه است، ارائه گردیده است.

محدودیت اصلی برای استفاده از یون‌های اصلی به عنوان ردیاب هاله سیستم سپتیک این است که همه این ترکیبات منحصر به فاضلاب خانگی نیستند. کودهای مورد استفاده در عملیات کشاورزی مدرن حاوی ترکیبات پتاس و نیترژن هستند که در هاله‌های سیستم سپتیک یافت می‌شود و می‌تواند منجر به افزایش پتاسیم، کلر و نیترات سطوح در آب‌های زیرزمینی شوند، (اسپالدینگ و اکسندر، 1993؛ گاس و همکاران، 1998) در آب و هوای شمالی، نمک‌های یخ‌زدایی که در زمستان به جاده‌ها و پارکینگ‌ها اعمال می‌شود، می‌تواند منجر به شبیه‌غلظت‌های کلر و سدیم موجود در سیستم سپتیک شود (بائر و همکاران، 2019). به عنوان مثال، در سیستم سپتیک کمبریج (شکل 2)، نه کلر و نه نیترات نمی‌توانند مستقیماً به عنوان ردیاب هاله سیستم سپتیک استفاده شوند، زیرا غلظت‌های مشابه در آب‌های زیرزمینی قبلی، در نتیجه استفاده از کود در مزارع کشاورزی مجاور رخ داده است.

در هاله سیستم سپتیک لانگ پوینت (شکل 3)، استفاده از کلر به عنوان ردیاب محدود بود، زیرا مقادیر قبلی در نتیجه استفاده از کلرید کلسیم در جاده‌های کمپ برای جلوگیری از گلد و غبار زیاد استفاده شده است. بنابراین، در هر دو سایت کمبریج و لانگ پوینت، سدیم و هدایت الکتریکی به عنوان ردیاب موثر در هاله سیستم سپتیک باقی ماندند. در حالی که یون‌های اصلی ممکن است به عنوان ردیاب‌های مفید در نواحی مبدا عمل کنند، در نواحی دورتر، مزایای استفاده از آنها اغلب به دلیل وجود آلاینده‌های مشابه از منابع مختلف دیگر کاهش می‌یابد. این شرایط می‌تواند مزیت یون‌های اصلی را به عنوان شاخص‌های موثر بر سیستم سپتیک در موقعیت‌هایی محدود کند و تأثیرات ناشی از چندین منبع آلاینده همزمان اتفاق بیافتد، مانند آب خارج شده توسط چاه از مناطق وسیع تأثیرگذار مختلف دیگر (به عنوان مثال، شکل 5).



شکل 5 - نمای مفهومی منطقه جذب یک چاه تامین آب در مواجهه با هاله سیستم سپتیک و سایر منابع احتمالی آلودگی مشابه، از جمله پارکینگ مرکز خرید که سدیم و کلرید را از نمک های یخ زدایی تامین می کند، و نیترات از کود زمین گلف که به آن کمک می کند. آبنرسون و مکی (2001).

## 5.2 ردیابهای هاله - مواد تشکیل دهنده جزئی و ردیابی - بور

بور (B) در شوینده های لباسشویی وجود دارد، در سیستم های جریان آب زیرزمینی متحرک است و به عنوان یک ردیاب برای شناسایی اثرات سیستم سپتیک و فاضلاب شهری در آب های زیرزمینی استفاده شده است (لیبلانس و همکاران، 1984؛ ونگوش و همکاران، 1994؛ باست و همکاران، 1995). بنابراین، غلظت بور در فاضلاب خانگی (از 0.1 تا 1 میلی گرم در لیتر، جدول 1) با یک فاکتور نسبتاً کوچک در مقایسه با مقادیر قبلی افزایش می یابد (باست و همکاران، 1995) همچنین مقادیر بور در برخی از آب های طبیعی، مانند آب های زیرزمینی لب شور و تحت تأثیر آبیاری، می توانند به میزان فاضلاب باشد. در نتیجه، بور تنها به عنوان یک ردیاب فاضلاب نسبتاً قوی است، اما در برخی از سایت ها مهم است. در یک هاله فاضلاب شهری در کیپ کاد، ماساچوست، بور به عنوان یکی از ردیاب های اصلی مورد استفاده قرار گرفت، زیرا در طول 3 کیلومتری هاله در غلظت های ثابت 0.2-0.4 میلی گرم در لیتر، میزان غلظت بور حدود پنج برابر بیشتر از مقادیر قبلی اتفاق افتاده است (لیبلانس و همکاران، 1984؛ باربارو و همکاران، 2013).

### 5.3 ردیابهای هاله - شیرین کننده های مصنوعی (آس سولفام و سوکرالوز)

شیرین کننده مصنوعی پتاسیم آسه سولفام در طیف گسترده ای از محصولات غذایی و آشامیدنی با کالری کم استفاده می شود و اکنون در اکثر فاضلاب های خانگی در سراسر جهان یافت می شود (بورگ و همکاران، 2009). این ترکیب برای فاضلاب خانگی نسبتاً منحصر به فرد است و در پساب سپتیک تانک در غلظت های معمولاً در محدوده 10-100 میکروگرم در لیتر (جدول 1) وجود دارد. آسه سولفام در طول تصفیه در هر دو کارخانه فاضلاب شهری (بورگ و همکاران، 2009) و در سیستم های سپتیک (ون استمپورت و همکاران، 2011a) و همچنین در سیستم های جریان آب های سطحی و زیرزمینی نسبتاً پایدار است (بورگ و همکاران، 2009؛ اسپولسترا و همکاران، 2013؛ اسپولسترا و همکاران، 2017). معمولاً با توجه به غلظت بالای بور در فاضلاب، در مقایسه با مقادیر بسیار کم قبلی در آب های زیرزمینی (مثلاً 10000 برابر بیشتر در هاله لاگ پوینت ، شکل 3)، آن را ناشی از تأثیر سیستم سپتیک ارائه کردند. سوکرالوز ( $C_{12}H_{19}Cl_3O_8$ ) یکی دیگر از شیرین کننده های مصنوعی پرمصرف است که در برابر تخریب نیز مقاوم است و در فاضلاب خانگی در غلظت هایی مشابه آسه سولفام وجود دارد (جدول 1). همچنین پتانسیل استفاده به عنوان ردیاب را دارد (اپنهاایمر و همکاران، 2011). در هاله لاگ پوینت که در شکل 3 نشان داده شده است، از آسه سولفام به عنوان ردیاب اصلی استفاده شد، زیرا سایر ردیاب های بالقوه مانند کلر در آب های زیرزمینی قبلی در این مکان به علت استفاده از  $CaCl_2$  به عنوان یک مهارکننده گرد و غبار در جاده های کمپ افزایش یافته است. تداخل منابع دیگر یک مشکل رایج مرتبط با ردیاب های فاضلاب است (به عنوان مثال، شکل 5) و مزیت شیرین کننده های مصنوعی را برجسته می کند زیرا آنها عمدتاً فقط در فاضلاب خانگی وجود دارند.

استفاده از شیرین کننده های مصنوعی خاص نیز در چند دهه گذشته تغییر کرده است و وجود یا عدم وجود شیرین کننده های خاص در آب های زیرزمینی می تواند به عنوان یک ابزار ابتدایی در سن سنجی استفاده شود. پتاسیم آسه سولفام از سال 1988 و سوکرالوز از سال 2000 مورد استفاده گسترده قرار گرفته است.

در مطالعه ای بر روی در 15 محل دفن زباله هاله های آلاینده و شیرابه ، روی و دیگران (2014) دریافتند که آسه سولفام در غلظت های بالا وجود دارد و شیرین کننده های غالب در هفت مکان از هشت مکان فعال است ، اما در هفت مکان که قبل از سال 1990 متروکه بودند، ساکارین ( $C_7H_5NO_3S$ ) شیرین کننده غالب بود و آسه سولفام تنها در غلظت های پایین تشخیص داده شد.

مطالعات اخیر نشان داده است که در برخی موارد، آسه سولفام می تواند در طی تصفیه فاضلاب تجزیه شود (کاسترونوو و همکاران، 2017؛ کاهل و همکاران، 2018). بنابراین این احتمال وجود دارد که آسه سولفام، ممکن است در محیط های زیر سطحی نیز در معرض تخریب قرار گیرد. اگرچه تعدادی از مطالعات پایداری، آن را در غلظت های نسبتاً بالا نشان داده اند. اما این مطالعات امکان تخریب آهسته در محیط های خاص را منع نمی کند و مطالعات بیشتری باید انجام شود.

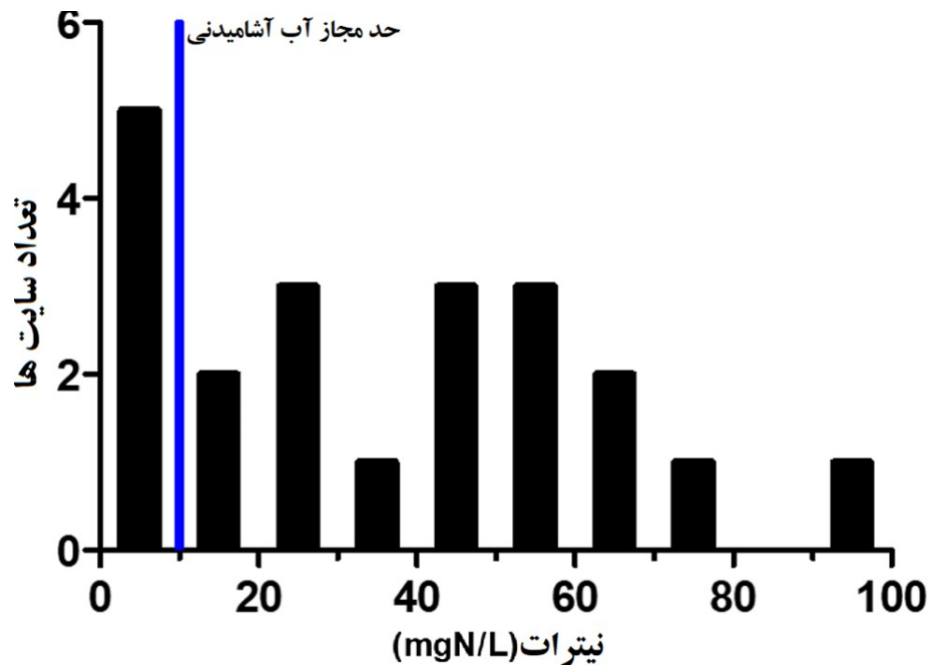
### 5.4 ردیاب ایزوتوپی - نیترا - 15N

چندین عنصر در هاله های سیستم سپتیک (به عنوان مثال کلر ، بور نیترا ) می توانند از نظر ایزوتوپی

متمایز از سایر منابع باشند، بنابراین خصوصیات ایزوتوپی می تواند در شناسایی آب های زیرزمینی تحت تاثیر سیستم های سپتیک کمک کند. مقادیر نیترات -  $^{15}\text{N}$  ( $\text{NO}_3^-$ - $^{15}\text{N}$ ) برای تمایز بین آلودگی نیترات آب های زیرزمینی ناشی از سیستم های سپتیک و آلودگی ناشی از کودهای مورد استفاده در عملیات کشاورزی استفاده شده است. نیترات حاصل از کودهای شیمیایی دارای مقادیر  $^{15}\text{N}$  کمتر و معمولاً در محدوده 3+ تا 5+ پرمیل (قسمت در هزار) می باشد، در حالی که نیترات در هاله های سیستم سپتیک معمولاً دارای مقادیر  $^{15}\text{N}$  بالاتر در محدوده 7+ تا 14+ پرمیل است (کریتلر و همکاران، 1979؛ هیتون، 1986؛ آرونا و همکاران، 1993؛ واسنار، 1995). با این حال، در برخی از ترکیبات ایزوتوپی این منابع، تداخل وجود دارد و فرآیندهایی مانند تبخیر آمونیوم، تبادل زون خاک، و نیترات زدایی، می تواند اثر ایزوتوپی ماده اصلی را تغییر دهد. علاوه بر این، هنگامی که کود در عملیات کشاورزی استفاده می شود، اثر ایزوتوپی آمونیوم می تواند، مشابه فاضلاب خانگی باشد. در برخی از سایت ها اشاره شده است که مقادیر  $\text{NO}_3^-$ - $^{15}\text{N}$  آب زیرزمینی در نزدیکی محدوده ای قرار می گیرند که مقادیر کود و فاضلاب  $\text{NO}_3^-$ - $^{15}\text{N}$  با هم تداخل دارند (5+ تا 8+ پرمیل)، که شناسایی منبع با استفاده از علائم ایزوتوپی را دشوار می کند (کومور و اندرسون، 1993؛ ژو و همکاران، 2009). ایزوتوپ های سبکتر نیترات ( $^{14}\text{N}$  و  $^{16}\text{O}$ ) ترجیحاً در طی فرآیندهای تجزیه نیترات مانند نیترات زدایی و فرایند اکسیداسیون بی هوازی آمونیوم همانطور که در بخش 6 مورد بحث قرار گرفت مصرف می شوند و در نتیجه آنالیزهای ایزوتوپی می توانند در ایجاد چنین فرآیندهایی فعال و ارزش قابل توجهی داشته باشند.

## 6 سرنوشت نیتروژن در هاله های سیستم سپتیک

در مکان هایی که فاضلاب به خوبی اکسید شده باشد، هاله های سیستم سپتیک اغلب، دارای غلظت نیترات بیشتری از حد مجاز آب آشامیدنی 10 میلی گرم در لیتر، تحت عنوان نیترات - نیتروژن هستند. به عنوان مثال، در هاله کمبریج، پساب آمونیوم - نیتروژن با میانگین 30 میلی گرم در لیتر، در ناحیه غیراشباع کاملاً اکسید می شود و در نتیجه آمونیوم در هاله سیستم سپتیک وجود ندارد، اما نیترات - نیتروژن افزایش یافته است و بین 16-38 میلی گرم نیتروژن در لیتر متغیر است (شکل 2). شکل 6 هیستوگرام غلظت نیترات اندازه گیری شده در 21 هاله سیستم سپتیک در انتاریو را نشان می دهد، که در 16 هاله از حد مجاز آب آشامیدنی فراتر رفته است.

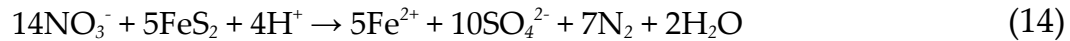
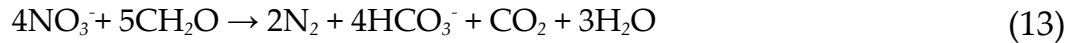


شکل 6 - هیستوگرام میانگین غلظت نیترات در هاله ابتدایی در مناطق زیر زهکشی در 21 سایت سیستم سپتیک (رابرتسون و همکاران، 2020). حد مجاز آب آشامیدنی نیترات 10 (DWL) میلی گرم نیترات در یک لیتر به عنوان معرف نشان داده شده است.

آب های زیرزمینی در مناطق ساحلی بسیار توسعه یافته کیپ کد، ماساچوست، ایالات متحده دارای غلظت نیترات - نیتروژن بالای 24 میلی گرم در لیتر است و این تا حد زیادی به استفاده گسترده از سیستم های سپتیک نسبت داده می شود (کلمن و همکاران، 2018).

نیترات به طور ذاتی واکنش پذیر است و می تواند به گاز نیتروژن دوگاهش یابد، بنابراین در صورتی که نیترات با شرایط کاهشی و همچنین ترکیبات الکترون آن به صورت ذاتی، دهنده و دسترس باشند، می توانند به عنوان

منابع انرژی، برای حمایت از واکنش های تبدیلی عمل کنند. دو واکنش متداول تبدیل نیترات عبارتند از نیترات زدایی هتروتروفیک با استفاده از کربن آلی حساس به عنوان منبع انرژی (معادله 13) و نیترات زدایی اتوتروفیک با استفاده از ترکیبات گوگرد کاهش یافته (مثلاً سولفید آهن) به عنوان منبع انرژی می باشند (معادله 14).



این واکنش ها تمایل دارند به طور ناگهانی و غیر یکنواخت، در امتداد هاله سیستم سپتیک در ابتدای واکنش رخ دهند (اسمیت و همکاران، 1991). واکنش ها معمولاً ممکن است در مکان هایی که هاله ها با افزایش غلظت ترکیبات دهنده الکترون مواجه می شوند، مانند رسوبات مناطق ساحلی غنی شده با کربن آلی یا در عمق های عمیق تر رخ دهد (رابرتسون و همکاران، 1991؛ بولکه و همکاران، 2002). در مناطقی که آبخوان عمیق تر باشد، ممکن است سولفید آهن در شرایط بی هوازی وجود داشته باشد (پستما و همکاران، 1991؛ کوله و همکاران، 1985). هاله کمبریج نشان داده شده در شکل 2، سواکسید است (یعنی اکسیژن محلول کمتر از 1 میلی گرم در لیتر) و به طور بالقوه می تواند تحت تأثیر، نیترات شدن قرار گیرد.

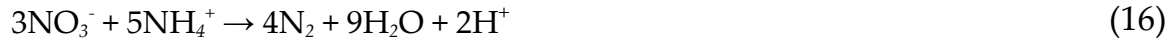
به هر حال، غلظت بالای نیترات باقی می ماند و هیچ نشانه ای از غنی سازی ایزوتوپی را نشان نمی دهد، که نشان دهنده آن است که نیترات زدایی، غیر فعال است (آراونا و همکاران، 1993). که احتمالاً به این دلیل است که هیچ گونه ترکیبات الکترون دهنده مناسب (مثلاً کربن آلی حساس یا پیریت بدون هوا) در رسوبات آبخوان در این مکان وجود ندارد.

در مقابل، در زون ابتدایی هاله سایت لانگ پوینت (شکل 3)، نیترات - نیترژن از 32 به 79 میلی گرم در لیتر افزایش یافته است (آراونا و رابرتسون، 1998) و نیترات در فاصله 40 متری، پایین تر از منطقه زهکشی تا کمتر از 1 میلی گرم در لیتر به طور کامل در داخل مصرف می شود. تغییرات در امتداد یک جبهه واکنشی رخ می دهد، که در آن افزایش همزمان در قلبایی و سولفات وجود دارد، که نشان دهنده نقش نیترات زدایی هتروتروفیک (معادله 13) و همچنین نیترات زدایی اتوتروفیک (معادله 14) در کاهش نیترات است.

در این سایت، نیترات زدایی با حضور مقادیر کمی کربن آلی و پیریت در رسوبات آبخوان عمیق تر (بی هوازی) افزایش می یابد (آراونا و رابرتسون، 1998). آبخوان لانگ پوینت یک نهشته ساحلی عهد حاضر است که کمتر از چند هزار سال قدمت دارد، در حالی که آبخوان کمبریج در پایان آخرین دوره یخبندان، حدود 10 تا 15 هزار سال قبل از زمان حاضر نهشته شده است. سن جوان تر آبخوان لانگ پوینت و همچنین وجود مجموعه های تالاب در نزدیکی آن، ممکن است به ذخیره غنی تر ترکیبات الکترون دهنده در آن مکان کمک کند. معمولاً زمانی نیترات زدایی اتوتروفیک در سفره های زیرزمینی و آکویتاردها در سرتاسر جهان رخ می دهد که مقادیر کمی از پیریت (یا سایر ترکیبات گوگرد کاهش یافته) در رسوبات بی هوازی وجود داشته باشد (کول و همکاران، 1985؛ پستما و همکاران، 1991؛ کروم، 1992؛ رابرتسون و همکاران، 1996). در بیشتر موارد، این واکنش با افزایش غلظت سولفات آب زیرزمینی در همان منطقه ای که مقادیر نیترات کاهش می یابد، تعیین می شود. سومین واکنش بالقوه مهم

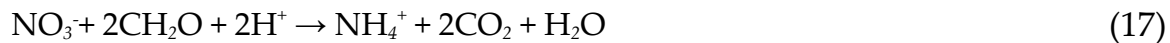


در تبدیل نیترات که اخیراً شناخته شده است، کاهش نیترات توسط آمونیوم می باشد (آناموکس معادله ۱۵ و ۱۶).



این واکنش‌ها می‌توانند در مکان‌هایی که فاضلاب کمتر با اکسیژن ترکیب شده و همزمان نیترات و آمونیوم با هم در هاله سیستم سپتیک باشند، فعال می‌شوند. این واکنش با غنی شدن ایزوتوپی نیترات و آمونیوم باقی مانده (کلارک و همکاران، ۲۰۰۸؛ کاسکتو و همکاران، ۲۰۱۷) و با حضور باکتری‌های خاص آناموکس (اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیوم) مشخص می‌شود (مور و همکاران، ۲۰۱۱؛ اسمیت و همکاران، ۲۰۱۵). خصوصیات ایزوتوپی و باکتریولوژیکی نشان داده است که آناموکس نقش مهمی در تبدیل نیترات در تعدادی از هاله‌های سیستم سپتیک، از جمله هاله لانگ پوینت (رابرتسون و همکاران، ۲۰۱۲)، هاله کمپ سایت کیلارنی (اسمیت و همکاران، ۲۰۱۷) و هاله بزرگ فاضلاب شهری در کیپ کاد دارد (اسمیت و همکاران، ۲۰۱۵). در هاله کیپ کاد که باکتری آناموکس در سرتاسر یک منطقه به طول ۳ کیلومتر که حاوی آمونیوم بود، آزمایش‌های تزریق ردیاب انجام شد، که نشان داد که مصرف نیترات از طریق اکسیداسیون بی‌هوازی (آناموکس) و نیترات‌زدایی به مقدار یکسان بوده و با نرخ‌های مشابه، موقعی که کربن آلی محلول (DOC) ناپایدار است، در دسترس می‌باشد. بر هر حال، زمانی که کربن آلی محلول (DOC) محدود شود، نیترات تحت تأثیر اکسیداسیون بی‌هوازی قرار خواهد گرفت، که حدود ۹۰٪ از میزان نیترات کاهش خواهد یافت. علاوه بر این، در بررسی ماندگاری کل نیتروژن معدنی (TIN)، در ۲۱ سیستم سپتیک انتاریو (رابرتسون و همکاران، ۲۰۲۰)، مشخص شد، مصرف نیتروژن معدنی در ۱۰ مکان که هم‌نیترات و هم‌آمونیم در آن‌ها وجود دارد، به طور قابل‌توجه در زون هاله سپتیک در نزدیکی زهکش‌ها (۶۲ درصد از دست دادن نیتروژن معدنی)، در مقایسه با سایر سایت‌هایی که فقط نیترات وجود داشت، بیشتر است (۳ درصد از دست دادن نیتروژن معدنی). به طور کلی، این شواهد نشان می‌دهد که واکنش اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیوم، به طور گسترده در هاله‌های سیستم سپتیک رخ می‌دهد و از نظر اهمیت برای تامین مصرف نیترات در این هاله‌ها، با نیترات‌زدایی رقابت می‌کند.

چهارمین واکنش تبدیل نیترات بالقوه، احیای نیترات ناهمگن به آمونیوم است (معادله ۱۷)، که در محیط‌های آب زیرزمینی اهمیت کمتری دارد (ریوت، و همکاران، ۲۰۰۸) و در هاله‌های سیستم سپتیک گزارش نشده است.



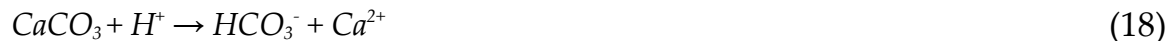
## 7 سرنوشت فسفات در هاله های سیستم سپتیک

سرنوشت فسفات در هاله های سیستم سپتیک به PH آب در زون غیراشباع و واکنش های مربوط به مواد معدنی فسفات بستگی دارد. دو بخش اول به صورت کوتاه ، در مورد رایج ترین واکنش های شیمیایی مربوط به اسیدیته آب در زون غیراشباع و رسوب مواد معدنی در زون غیراشباع و حذف فسفات از آب توضیحاتی ارائه خواهد شد. بخش 7.1 نحوه خنثی شدن اسید در زون غیراشباع و بخش 7.2 واکنش های رسوبی رایج شامل فسفات را توضیح می دهد. سرنوشت فسفات در بخش 7.3 مورد بحث قرار گرفته است.

### 7.1 واکنش های بافر اسید

چهار واکنش متداول بافر اسیدی برای کنترل pH در ناحیه غیراشباع بسیار حائز اهمیت هستند که هر یک از واکنشها بر سرنوشت فسفات در هاله های سیستم سپتیک تأثیر می گذارد. این واکنش های بافر اسیدی شامل انحلال کانی های کربناته و گیبسیت و همچنین دو نوع انحلال فری هیدریت است. این واکنش ها به شرح زیر است:

• انحلال کانی کربناته همانطور که در معادله 18 نشان داده شده است.



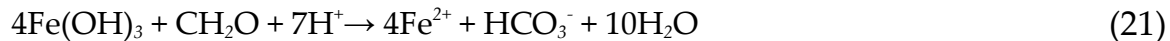
• انحلال گیبسیت همانطور که در معادله 19 نشان داده شده است.



• انحلال فری هیدریت همانطور که در معادله 20 نشان داده شده است.



• و انحلال کاهنده فری هیدریت همانطور که در رابطه 21 نشان داده شده است .

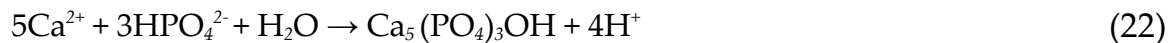


کاهش اسیدیته (یا قلیایی) باعث افزایش بالقوه واکنش های ارائه شده در بخش 7.2 که منجر به رسوب فسفات و حذف از فاضلاب می شود. در نتیجه، در مکان هایی که احتمال وقوع واکنش های نشان داده شده در معادلات 18 تا 21 بیشتر باشد، ظرفیت جذب فسفات بیشتری در زون غیر اشباع زیر یک سیستم سپتیک وجود دارد.

## 7.2 واکنش های مربوط به کانی های فسفات

چهار واکنش کانی های فسفات شامل رسوب هیدروکسی آپاتیت، واریسیت، استرنژیت و وی وینیت که مربوط به سرنوشت فسفات در هاله های سیستم سپتیک است. این واکنش ها به شرح زیر است:

- رسوب هیدروکسی آپاتیت همانطور که در معادله 22 نشان داده شده است.



- رسوب واریسیت همانطور که در رابطه 23 نشان داده شده است.



- رسوب استرنژیت همانطور که در معادله 24 نشان داده شده است.



- و رسوب وی وینیت همانطور که در معادله 25 نشان داده شده است.



در مکان هایی که ظرفیت جذب بیشتری برای فسفات در زون غیر اشباع زیر یک سیستم سپتیک وجود دارد، باعث افزایش واکنش های رسوب گذاری ارائه شده در معادلات 22 تا 24، می باشد.

## 7.3 سرنوشت فسفات

میزان غلظت فسفات در پساب سپتیک تانک (به عنوان مثال، 5 تا 15 میلی گرم در لیتر فسفات کل، جدول 1) نسبت به مقادیری که قادر به تحریک رشد جلبک و اتروفیکاسیون در محیط های آبی هستند، بسیار بالاتر است (حدود 0.03 میلی گرم در لیتر، دیلون و ریگلر، 1974). فسفات کل در پساب سپتیک تانک شامل ترکیبی از فسفات محلول است که اغلب به عنوان فسفات واکنشی محلول (SRP) نامیده می شود، فسفات آلی به عنوان جزئی

از ترکیبات آلی موجود در فاضلاب و فسفات جذب شده بر روی ذرات معلق در پساب وجود دارد. در پساب سپتیک تانک، SRP معمولاً 70 تا 85 درصد فسفات کل را شامل می‌شود (مک کری و همکاران، 2005). در هنگام نفوذ از طریق رسوبات زهکشی، ذرات معلق با فیلتراسیون حذف می‌شوند و ترکیبات آلی تجزیه می‌شوند و در نتیجه فسفات کل در هاله‌های سیستم سپتیک عمدتاً SRP است (هارمن و همکاران، 1996). غلظت SRP در هاله‌های سیستم سپتیک متفاوت است، اما برخی از سایت‌ها دارای مناطق غنی از فسفات (P) هستند که در آن غلظت SRP به مقادیر موجود در پساب سپتیک تانک نزدیک می‌شود، از جمله مناطق زیر زهکشی در سایت‌های کمبریج و لانگ پوینت، که در آن مقادیر SRP از 1 تا 6 میلی‌گرم در لیتر متغیر است (شکل 2 و 3). یکی از بزرگترین هاله‌های فسفات گزارش شده، در هاله فاضلاب شهری کیپ کد رخ داده است، جایی که یک منطقه غنی از فسفات (P) با مقادیر SRP از 1 تا 3 میلی‌گرم در لیتر، در فاصله 600 متری از بسترهای نفوذ فاضلاب، قبل از تخلیه به یک دریاچه کوچک گسترش می‌یابد (لبلانز و همکاران، 1984؛ مک کاب و همکاران، 2003).

فسفات یک آنیون سه ظرفیتی است که می‌تواند تحت تأثیر تعدادی از واکنش‌ها قرار گیرد و سرنوشت آن را در مجموعه‌های زیرسطحی تعیین می‌کند. در بیشتر سیستم‌های جریان آب زیرزمینی، فسفات به شدت تحت تأثیر واکنش‌های جذب لایه سطحی قرار می‌گیرد، زیرا در اکثر انواع رسوبات، مواد معدنی با بارهای سطحی مثبت خالص وجود دارد. (مانند کلسیت، گیبسیت، فری‌هیدریت در محدوده‌های pH نرمال) اکثر رسوبات، تحت تأثیر واکنش‌های جذب لایه سطحی قرار می‌گیرند. جذب سطحی باعث کاهش سرعت انتقال فسفات می‌شود، اما فسفات را به طور دائم بی حرکت نمی‌کند. عامل رسوب برای جذب فسفات معمولاً با یک ضریب توزیع ( $K_d$ ) مشخص می‌شود که نسبت جرم فسفات جذب شده روی جامدات رسوب را، به جرم فسفات در محلول تعیین می‌کند. مقادیر  $K_d$  برای فسفات را می‌توان از طریق آزمایش‌های آزمایشگاهی بروی نمونه‌های رسوب تعیین کرد و معمولاً در محدوده 3 تا 40 سانتی‌متر مکعب بر گرم است (والتر و همکاران، 1996؛ مک کری و همکاران، 2005). معادله تأخیر (معادله 26، از فریز و چری، 1979)، مقادیر  $K_d$  را با یک پارامتر تأخیر برای انتقال فسفات در آب‌های زیرزمینی شرح می‌دهد.

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

جایی که:

$R$  = ضریب تأخیر فسفات (میانگین سرعت خطی آب زیرزمینی) / (سرعت انتقال فسفات)

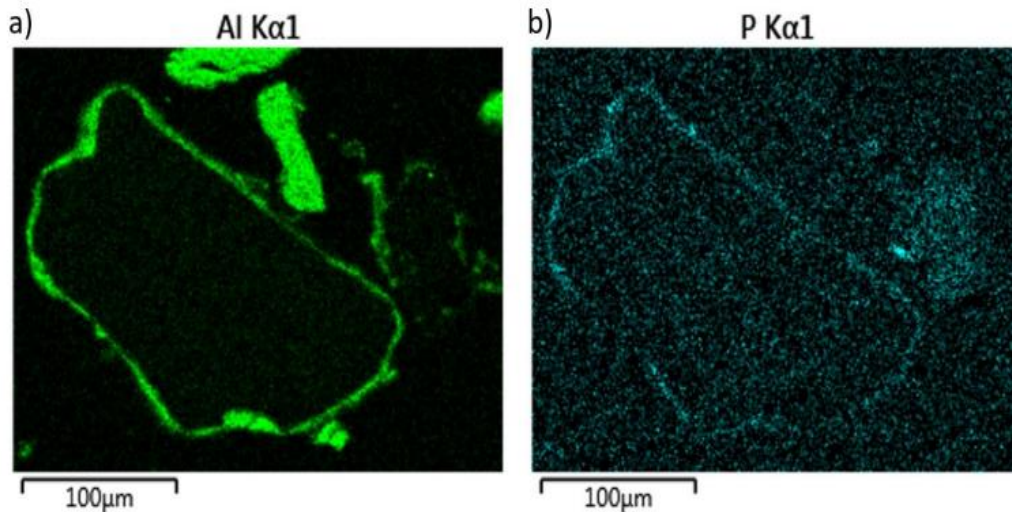
$\rho_b$  = چگالی ظاهری خشک رسوب ( $\text{g/cm}^3$ )

$\theta$  = تخلخل (-)

$K_d$  = ضریب توزیع؛ جرم فسفات جذب شده / جرم فسفات در محلول ( $\text{cm}^3/\text{g}$ )

دامنه مقادیر Kd ذکر شده در بالا، منجر به فاکتور تاخیری فسفات در محدوده 15 تا 400 برای سفره های آب با ویژگی های ته نشینی تعیین می شود (به عنوان مثال، چگالی رسوب 2.65 گرم در سانتی مترمکعب و تخلخل 0.3). در بررسی انجام شده بروی جنبش و تحرک فسفات در 24 هاله سیستم سپتیک انتاریو (شامل 21 محل ذکر شده در بالا)، هفت سایت با هاله های فسفات، با توسعه مناسب و دارای فاکتورهای تاخیر فسفات از 11 تا 67 متغیر بوده (رابرتسون و همکاران، 2019) که به طور کلی با دامنه مورد پیش بینی شده بر اساس مقادیر Kd گزارش شده در مقالات دیگر، تایید شده است.

علاوه بر جذب لایه سطحی، مدل های تعادل شیمیایی مربوط به واکنش های فعال رسوب معدنی شامل فسفات، در هاله های سیستم سپتیک را، پیش بینی می کند (یتاسک، 1998؛ پارکورست و همکاران، 2003؛ اسپیتتری و همکاران، 2007). در بررسی 24 سایت (رابرتسون و همکاران، 2019) مشاهده شد که در مناطق خاص جمع آوری رسوب، فسفات تقریباً در همه زهکش ها وجود دارد و این زون غنی از فسفات به طور مداوم در 1 تا 2 متر زیر لوله های نفوذ رخ می دهند، حتی در سیستم هایی که از نظر سنی بسیار متفاوت است. تجمع مداوم فسفات در نزدیکی لوله های نفوذ، که حاصل واکنش های ته نشینی موادمعدنی به جای جذب می باشد را، نشان می دهد. علاوه بر این، دانه های ماسه در زون تجمع فسفات، پوشش های معدنی ثانویه که حاوی فسفات بودند را به صورت متمایز نشان می دهد (شکل 7).

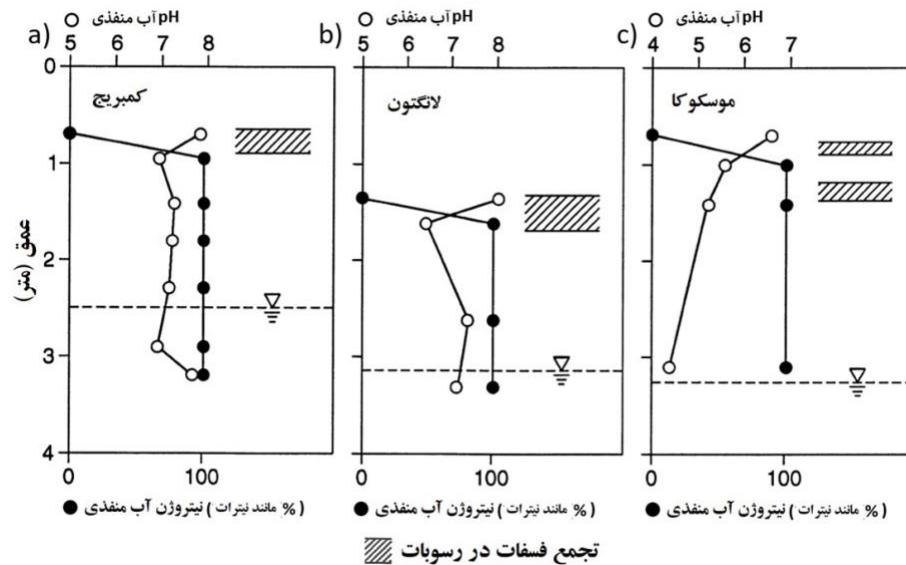


شکل 7 - پوشش معدنی فسفات ثانویه بر روی یک دانه کوارتز زهکشی از بستر فیلتر در یک اردوگاه در انتاریو، کانادا: الف) تصویر میکروسکوپ الکترونی اسکن شده و ب) آنالیز عنصری اشعه ایکس (رابرتسون و همکاران، 2019). ترکیب پوشش عبارت است از: آلومینیوم 19.4، آهن 6.6، فسفات 2.0 و کلسیم 1.8 درصد وزنی. (تصویر از علوم سطح غربی، لندن، انتاریو، کانادا).

ترکیب پوشش ها متغیر بوده، اما آهن، آلومینیوم و گاهی اوقات کلسیم، کاتیون های غالب بودند که نشان دهنده ارتباط با واکنش های رسوب است که در بالا ذکر شد (معادلات 22 تا 25).

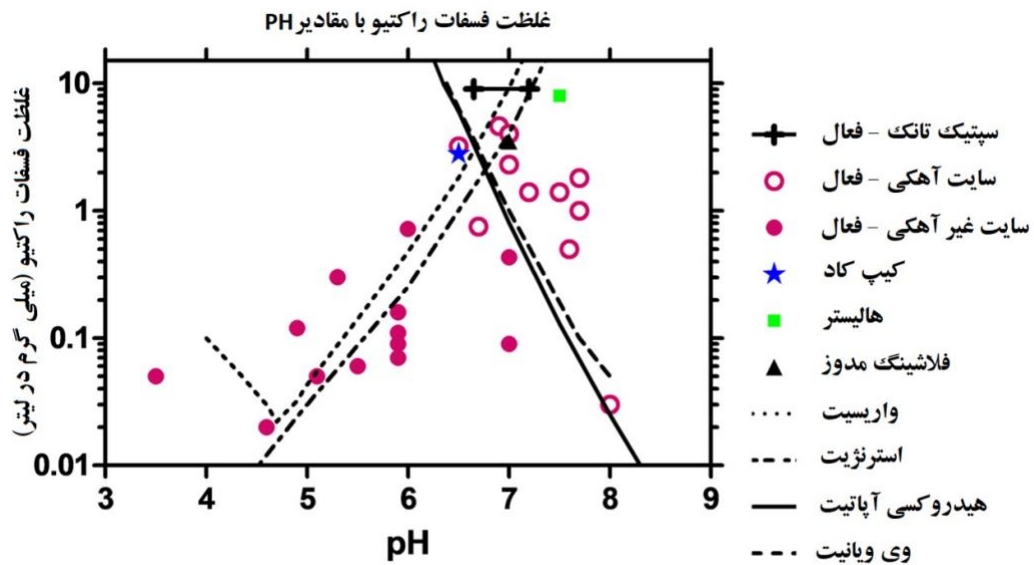
اسیدیته تولید شده توسط اکسیداسیون فاضلاب، به ویژه اکسیداسیون آمونیوم (معادله 7)، می تواند تأثیر مهمی

بر سرنوشت فسفات داشته باشد. کاهش pH می تواند، منجر به افزایش انحلال گیسیست (معادله 19) و فری هیدریت (معادله 20) و همچنین افزایش غلظت آلومینیم و آهن سه ظرفیتی و رسوب واریسیت (معادله 23) و استرژیت (معادله 24) شود. این رابطه، از طریق تجزیه و تحلیل آب منفذی زهکش ها در چندین سایت، از جمله سایت کمبریج تایید می کند که در زون های تجمع رسوب فسفات دقیقاً با زون هایی که فاضلاب آمونیوم وجود دارد، نیتروژنیک شدن همزمان اتفاق افتاده است (شکل 8).



شکل 8 - pH آب منفذی و روند نیترات در رسوبات زهکشی در سه سایت سیستم سپتیک در انتاریو، کانادا که سفره های شنی وجود دارد: الف) کمبریج و ب) هر دو سیستم خانگی موسکوکا، و ج) سیستم سپتیک مدرسه دولتی لنگتون. مقادیر آب منفذی نیترات - نیتروژن نشان می دهد که درصد نیتروژن معدنی کل (آمونیم، نیترات - نیتروژن) به صورت نیترات رخ می دهد. نمونه های بدون نیترات پس از 100 درصد آمونیوم - نیتروژن هستند و موقعیت عمق لوله های نفوذ زهکش را نشان می دهند. مقادیر نیترات و pH در زون غیراشباع که از آب منفذی تحت فشار با هسته های رسوبی دست نخورده تشکیل شده است (از زینی و همکاران، 1998). همچنین عمق های علامت گذاری (هاشور زده) مناطق هستند که فسفات در رسوبات زهکشی انباشته شده است.

در زمین های گرانیته، شرایط اسیدی می تواند در هاله های سیستم سپتیک باقی بماند و مقادیر pH معمولاً بین 4 تا 6 است. در بررسی مطالعه ذکر شده در بالا (رابرتسون و همکاران، 2019)، حذف فسفات در سایت های روی زمین های گرانیته که در آن هاله های اسیدی وجود داشت، بسیار بیشتر بوده (90 درصد حذف فسفات) و مقادیر SRP یک روند کاهشی با مقدار پایین pH در هاله را نشان داد (شکل 9).



شکل 9 - میانگین یا معرف غلظت فسفات راکتیو محلول (SRP) در ناحیه ابتدایی 27 هاله سیستم سپتیک با مقادیر pH متفاوت، در مقایسه با مقادیر حلالیت کانی های فسفات، هیدروکسی آپاتیت، واریسیت، استرنژیت و وی ویانیت پیش بینی شده است. نقاط توپر و خالی (24 سایت انتاریو، کانادا) از رابرتسون و همکاران (2019)؛ کیپ کاد، سایت ایالات متحده از باسی و والتر (1996)؛ سایت های هالیستر و فلاشینگ میدوز، ایالات متحده از رابرتسون (1995). منحنی حلالیت با استفاده از مدل تعادل شیمیایی PHREEQC (پارکورست، 1995) تهیه شد و تعادل با گیبسیت و فری هیدریت، غلظت کلسیم 90 میلی گرم در لیتر و برای منحنی حلالیت وی ویانیت، غلظت آهن 1 میلی گرم در لیتر (رابرتسون و همکاران، 1998) تعیین گردید. همچنین خط سیاه افقی (سپتیک تانک در راهنمای نقشه نیست) به عنوان میانگین مقدار SRP پساب سپتیک تانک (8.4 میلی گرم در لیتر) و دامنه مقادیر pH پساب در 22 سایت انتاریو نشان داده شده است (از رابرتسون و همکاران، 2019).

تجمع فسفات در رسوبات زهکشی در مکان های دیگر، از جمله سایت نفوذ فاضلاب شهری کیپ کاد (والتر و همکاران، 1996) و در سایت هایی در سوئد (اوبورن و همکاران، 2014) نیز مشاهده شده است. وجود غلظت نسبتاً بالای فسفات در پساب سپتیک تانک به وجود آمده است (یعنی 5 تا 15 میلی گرم در لیتر، جدول 1)، در مقایسه با اکثر محیط های آبی دیگر، می تواند به دلیل افزایش واکنش های رسوب معدنی باشد.



## 8 سرنوشت ردیابی ترکیبات آلی در هاله های سیستم سپتیک

تعدادی از ترکیبات آلی کمیاب، می‌توانند در پساب سپتیک تانک در غلظت‌های مختلفی وجود داشته باشند که نگرانی‌های زیست‌محیطی و بهداشتی دارند و در نتیجه، تصفیه آنها در سیستم‌های سپتیک بسیار حائز اهمیت است. به عنوان مثال، پساب سایت کمبریج که در شکل 2 نشان داده شده است، حاوی بیش از 30 ترکیبات آلی فرار (VOCs)، که عمدتاً بنزن‌های جایگزین، مربوط به باقیمانده‌های روغن و گریس وارد شده در هنگام شستشوی ظروف، شستشوی لباس، و سایر کارهای نظافتی می‌باشد. با این حال، هیچ یک از این ترکیبات (به عنوان مثال، در هیچ کدام غلظت بیش از 1 میکروگرم در لیتر وجود نداشت) در هاله آب زیرزمینی عمیق مشاهده نشد، که نشان‌دهنده تبدیل نسبتاً کامل ترکیبات آلی فرار (VOC) در زون ماسه ای و غیراشباع در عمق 2 متری این سایت باشد. رابرتسون، (1994). در یک آزمایش تزریق ردیاب که در همان مکان مطالعه انجام گرفت، دی کلروبنزن موجود در پاک کننده های مسیر لوله کشی، به داخل مخزن سپتیک تزریق شد و مشخص شد که تقریباً به طور کامل در زون غیراشباع تخریب شده است. زون غیراشباع زهکشی در سایت کمبریج، درجه بالایی از حذف کربن آلی محلول (3 میلی گرم در لیتر در هاله در مقابل 38 میلی گرم در لیتر در پساب، جدول 2) و اکسیداسیون کامل فاضلاب نیترا را فراهم می‌کند (رابرتسون، 1994). سوارتز و دیگران (2006) مجموعه ای از ترکیبات دارویی و مواد استروژنی را در هاله از یک سیستم سپتیک خانگی در کیپ کاد، ماساچوست، ایالات متحده اندازه گیری کردند و دریافتند که چندین ترکیب دارویی، از جمله کافئین و پاراکسانتین، در زون غیر اشباع با ضخامت 3 متری و شنی در آن سایت حذف شده است. اما چندین ماده استروژنی، از جمله  $17\beta$  - استرادیول و استرون، در توده آب زیرزمینی در غلظت هایی که نزدیک به مقادیر پساب تانک سپتیک بود، باقی مانده است.

کارارا و دیگران (2007) مجموعه ای از 12 ترکیب آلی و دارویی را در هاله های سه سیستم سپتیک بزرگ در انتاریو، کانادا از جمله سایت لاگ پوینت که در شکل 3 نشان داده شده و ماندگاری چندین ترکیب از جمله ایوپروفن، جیم فیبروزیل و ناپروکسن را اندازه گیری کردند. داروی شناخته شده ضد تشنج کاربامازپین که به طور گسترده تجویز می‌شود، در طول تصفیه فاضلاب و در توده های فاضلاب زیرسطحی باقی می‌ماند (کلارا و همکاران، 2004؛ هبرر و همکاران، 2004؛ ناکادا و همکاران، 2008)، و در نتیجه، به عنوان یک ردیاب بالقوه فاضلاب پیشنهاد شده است. بنابراین، این ترکیب در همه منابع فاضلاب خانگی وجود ندارد (اپنهايمر و همکاران، 2011)، که باعث کاهش مقاومت و پایداری آن به عنوان یک ردیاب می‌شود. برخی موارد دیگر از ردیاب، مانند شیرین کننده های مصنوعی، آسه سولفام و سوکروز، بیشتر در همه جا وجود دارند به طور کلی، سیستم‌های سپتیک که به درستی کار می‌کنند، درجه بالایی از حذف ترکیبات آلی کمیاب را، به‌ویژه در زون غیراشباع زهکش ها، فراهم می‌کنند، اگرچه برخی از ترکیبات مقاوم می‌توانند باقی بمانند. با این حال، همین ترکیبات در طول تصفیه فاضلاب معمولی نیز باقی می‌مانند.



## 9 خرابی سیستم های سپتیک

در بخش‌های قبلی درجه نسبتاً بالایی از تصفیه را که سیستم سپتیک با عملکرد مناسب می‌تواند برای بسیاری از اجزای فاضلاب فراهم کند، توضیح داده شد. با بررسی و مطالعات انجام گرفته بروی جریان‌ها و مسیرهای آب سطحی، تأثیر مکان‌هایی که سیستم‌های سپتیک در آنها استفاده می‌شود، را تایید کرده‌اند (آیورسون و همکاران، 2018؛ ویترز و همکاران، 2011؛ آرنشایدت و همکاران، 2007). در بیشتر موارد، داده‌ها نشان می‌دهند که تأثیرات جریان در نتیجه نشت فاضلاب تصفیه‌نشده از سیستم‌های سپتیک «شکست» است. خرابی سیستم سپتیک اصطلاحی است که در مواقعی که فاضلاب تخلیه شده به یک زهکش به زیرسطح نفوذ نمی‌کند، بلکه بر روی سطح نفوذ می‌کند و به جریان آب سطحی مجاور تخلیه می‌شود، استفاده می‌گردد. خرابی سیستم سپتیک، می‌تواند ناشی از نفوذپذیری پایین رسوبات زهکشی، شرایط بالا بودن سطح آب و یا از خرابی‌های مکانیکی باشد که اتصال مستقیم هیدرولیکی به گودال‌های زهکشی سطحی یا لوله‌های زهکشی را فراهم کرده‌اند. به عنوان مثال، ویترز و همکاران (2011) در بالادست رودخانه ای در بریتانیا، که در پایین دست روستایی واقع شده است و از سیستم‌های سپتیک استفاده می‌کردند، غلظت نیترژن و فسفات محلول بیشتر از 3 تا 12 برابر، اندازه‌گیری و ثبت کردند. این سایت روی خاک‌های غنی از رس در شرایط بالا بودن سطح آب قرار گرفته و مقادیر بالایی از مواد مغذی در خندق‌ها و لوله‌های زهکشی که به روستا خدمات می‌دادند، مشاهده شد. علاوه بر این، در یک سیستم سپتیک خراب که نشت فاضلاب تصفیه نشده رخ داده است، نیترژن محلول در مرحله اول به جای نیتراژ شده به صورت آمونیوم صورت پذیرفته است.

## 10 تمرین

### تمرین 1

شما به خرید خانه ای در یک منطقه روستایی فکر می کنید که آب آن از چاهی که اسکرین های آن در عمق 5 تا 7 متری زیر سطح آب قرار دارد، تامین می شود. در بالادست خانه، یک مجتمع هتل/رستوران کنار جاده ای وجود دارد که توسط سیستم سپتیک سرویس دهی می شود. شما نگران احتمال آلودگی چاه هستید، بنابراین به سوابق مجوز ساختمان دسترسی پیدا کرده اید و تشخیص داده اید که زهکشی سیستم سپتیک 30 متر در 30 متر مساحت دارد و لبه نزولی آن در 300 متری چاه قرار دارد. زهکش برای بارگیری فاضلاب 1 سانتی متر در روز (365 سانتی متر در سال) طراحی شده است. این سایت توسط یک سفره آزاد ماسه ای منطقه ای که دارای سرعت متوسط خطی آب زیرزمینی 100 متر در سال است، تحت پوشش قرار گرفته است. میزان بارندگی در این منطقه به طور متوسط 90 سانتی متر در سال است. محاسبات بیلان آب برای یک حوضه رودخانه محلی نشان داده است که تبخیر و تعرق به طور متوسط 60 سانتی متر در سال است. با فرض اینکه آبخوان دارای تخلخل اشباع 0.3 است و قابلیت انتقال به اندازه کافی بالا دارد که پمپاژ از چاه به طور اساسی مسیرهای جریان را تغییر نمی دهد، آیا باید نگران احتمال آلودگی سیستم سپتیک هتل/رستوران بالادست باشیم؟

### تمرین 2

هاله سیستم سپتیک لاگ پوینت (شکل 2) دارای نیترات - نیترژن حدود 50 میلی گرم در لیتر است، اما این نیترات به طور کامل در یک جبهه واکنش واقع در حدود 20 متر پایین تر از میدان زهکشی، ضعیف می شود. آبخوان حاوی مقادیر کمی از  $S$  مصرف شده (0.02 درصد وزنی) است که منعکس کننده حضور پیریت بیوژنیک است (آراونا و رابرتسون، 1998)، و این ماده به نیترات زدایی اتوتروفیک کمک می کند (معادله 14). میانگین سرعت خطی آب زیرزمینی در این ناحیه توده ای 28 متر در سال برآورد شده است (رابرتسون، 2008). با فرض اینکه مصرف کامل نیترات ناشی از نیترات زدایی اتوتروف با استفاده از ترکیبات گوگرد کاهش یافته باشد، هاله نیترات بر اساس میزان مصرف  $S$  چقدر سریع پیش می رود؟ آبخوان دارای چگالی ظاهری خشک 1.8 گرم بر سانتی متر مکعب و تخلخل اشباع 0.3 است.

## ۱۱ مراجع

- Aravena, R., M.L. Evans, and J.A. Cherry, 1993, Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Groundwater*, volume 31, number 2, pages 180-186.
- Aravena, R., and 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, pages 975-982.
- Arnscheidt, H., P. Jordan, S. Li, S. McCormick, R. McFaul, H.J. McGrogan, M. Neal, and J.T. Simms, 2007, Defining the sources of low-flow phosphorus transfers in complex catchments. *The Science of Total Environment*, volume 382, pages 1-13.
- Aukes, P.J.K., S.L. Schiff, and 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, pages 1389-1400.
- Baer, S., W.D. Robertson, J. Spoelstra, and S.L. Schiff, 2019, Nutrient loading to Lake Huron from septic systems at Grand Bend, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, volume 45, pages 642-650.
- Bales, R.C., S. Li, K.M. Maguire, M.T. Yahya, C.P. Gerba, and R.W. Harvey, 1995, Virus and bacteria transport in a sandy aquifer, Cape Cod, Massachusetts. *Groundwater*, volume 33, number 4, pages 653-661.
- Barbaro, J.R., D.A. Walter, and 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 pages, <http://pubs.usgs.gov/sir/2013/5061/>.
- Bassett, R. L., P.M. Buszka, G.R. Davidson, and D. Chong-Diaz, 1995, Identification of groundwater solute sources using boron isotopic composition. *Environmental Science and Technology*, volume 29, pages 2915-2922.
- Betancourt, W.Q., J. Schijven, J. Regeney, A. Wing, C.M. Morrison, J.E. Drewes, and 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, and 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, number 7, pages 10-1 to 10-26, <https://doi.org/10.1029/2001WR000663>.
- Buerge, I.J., H.R. Buser, M. Kahle, M.D. Müller, and 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, pages 4381-4385.

- Bussey, K.W., and 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 pages.
- Cape Cod Commission, 2015, Cape Cod area wide water quality management plan update. Barnstable, Massachusetts, Section 208, [www.capecodcommission.org/our-work/208](http://www.capecodcommission.org/our-work/208).
- Carrara, C., C.J. Ptacek, W.D. Robertson, D.W. Blowes, M.C. Moncur, E. Sverko, and S. Backus, 2007, Fate of acid pharmaceutical compounds in three septic system plumes, Ontario, Canada. Environmental Science and Technology, volume 42, number 8, pages 2805-2811.
- 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, pages 801-808.
- Castronovo, S., A. Wick, M. Scheurer, K. Nödler, M. Schulz, and T.A. Ternes, 2017, Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sand filters. Water Research, volume 110, pages 342-353.
- Chen, M., 1988, Pollution of ground water by nutrients and fecal coliforms from lakeshore septic tank systems. Water Air and Soil Pollution, volume 37, pages 407-417.
- Clara, M., B. Strenn, and 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, pages 947-954.
- Clark, I.D., R. Timlin, A. Bourbonnais, K. Jones, D. Lafleur, and K. Wickens, 2008, Origin and fate of industrial ammonium in anoxic ground water – <sup>15</sup>N evidence for anaerobic oxidation (anammox). Ground Water Monitoring and Remediation, volume 28, number 3, pages 73-82.
- 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, and 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 pages, <https://doi.org/10.3133/sir20185095>.
- Conn, K.E., L.B. Barber, G.K. Brown, and R.L. Seigris, 2006, Occurrence and fate of organic contaminants during on-site wastewater treatment. Environmental Science and Technology, volume 40, pages 7358-7366.
- Deborde, D.C., W.W. Woessner, B. Lauerma, and P. Ball, 1998a, Coliphage prevalence in high school septic effluent and associated ground water. Water Research, volume 32, number 12, pages 3781-3785.
- Deborde, D.C., W.W. Woessner, B. Lauerma, and P. Ball, 1998b, Virus occurrence and transport in a school septic system and unconfined aquifer. Groundwater, volume 36, number 5, pages 825-834.
- Deborde, D.C., W.W. Woessner, Q.T. Kiley, and P. Ball, 1999, Rapid transport of viruses in a floodplain aquifer. Water Research, volume 33, number 10, pages 2229-2238.

- Dillon, P.J., and F.H. Rigler, 1974, The phosphorus – chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, volume 19, number 5, pages 767-773.
- Einarson, M., and D. Mackay, 2001, Predicting impacts of groundwater contamination. *Environmental Science and Technology*, volume 44, number 3, pages 66A-73A.
- Eveborn, D., J.P. Gustafsson, E. Elmfors, L. Yu, A.K. Eriksson, E. Ljung, G. Renman, 2014, Phosphorus in soil treatment systems: accumulation and mobility. *Water Research*, volume 64, pages 42-52.
- Freeze, R.A., and J.A. Cherry, 1979, *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Garabedian, S.P., D.R. LeBlanc, L.W. Gelhar, and 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, number 5, pages 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., and 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, pages 2132-2144.
- Goss, M.J., D.A.J. Barry, and 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, pages 267-293.
- Harman, J., W.D. Robertson, and J.A. Cherry, 1996, Impacts on a sand aquifer from an old septic system: Nitrate and phosphate. *Groundwater*, volume 34, pages 1103-1114.
- Harris, P.J., 1995, Water quality impacts from on-site waste disposal systems to coastal areas through groundwater discharge. *Environmental Geology*, volume 26, pages 262-268.
- Heaton, T.H.E., 1986, Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: A review. *Chemical Geology, Isotope Section*, volume 59, pages 87-102.
- Heberer, T., A. Mechlinski, B. Fanck, A. Knappe, G. Massmann, A. Pekdeger, and B. Fritz, 2004, Field studies on the fate and transport of pharmaceutical residues in bank filtration. *Ground Water Monitoring and Remediation*, volume 24, number 2, pages 70-77.
- Hinkle, S.R., J.K. Böhlke, and 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, pages 324-332.
- Iverson, G., C.P. Humphrey Jr., M.A. O'Driscoll, C. Sanderford, and J. Jernigan, 2018, Nutrient exports from watersheds with varying septic system densities in the North Carolina Piedmont. *Journal of Environmental Management*, volume 211, pages 206-217.
- Kahl, S., S. Kleinstaub, J. Nivala, M. van Afferden, and T. Reemtsma, 2018, Emerging biodegradation of the previously persistent artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, volume 52, pages 2717-2725.

- Kölle, W., O. Strebler, and J. Böettcher, 1985, Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer. *Water Supply*, volume 3, pages 35-40.
- Komor, S.C., and H.W. Anderson, 1993, Nitrogen isotopes as indicators of nitrate sources in Minnesota sand plain aquifers. *Groundwater*, volume 31, pages 260-270.
- Korom, S.F., 1992, Natural denitrification in the saturated zone: A review. *Water Resources Research*, volume 28, pages 1657-1668.
- Kreitler, C.W., S.E. Rogone, and B.G. Katz, 1979,  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  ratios of ground-water nitrate, Long Island, New York. *Groundwater*, volume 16, pages 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.
- McCobb, T.D., D.R. LeBlanc, D.A. Walter, K.M. Hess, D.B. Kent, and 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 pages, <http://pubs.usgs.gov/wri/wri024306/pdfs/wrir024306.pdf>.
- McCray, J.E., S.L. Kirkland, R.L. Siegrist, and G.D. Thyne, 2005, Model parameters for simulating fate and transport of on-site wastewater nutrients. *Groundwater*, volume 43, number 4, pages 628-639.
- Moltyaner, G.L., and R.W.D. Killey, 1988, Twin Lakes tracer tests: Transverse dispersion. *Water Resources Research*, volume 24, pages 1628-1637.
- 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, and J.D. Neufeld, 2011, Predominance of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in contaminated groundwater. *Environmental Science and Technology*, volume 45, number 17, pages 7217-7225.
- Nakada, N., K. Kiri, H. Shinohara, A. Harada, K. Kuroda, S. Takizawa, and H. Takada, H., 2008, Evaluation of pharmaceuticals and personal care products as water-soluble markers of sewage. *Environmental Science and Technology*, volume 42, number 17, pages 6347-6353.
- 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, and 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, number 13, pages 4019-4027.
- 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), pages 1-143.
- Parkhurst, D.L., K.G. Stollenwerk, and 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 pages.



- 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 pages, [pubs.usgs.gov/wri/1986/4093/report.pdf](https://pubs.usgs.gov/wri/1986/4093/report.pdf).
- 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, pages 2027-2045.
- 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, pages 293-312.
- 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, issue 1, 41-44.
- 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, pages 4215-4232.
- 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, number 2, pages 183-191.
- Robertson, W.D., 1995, Development of steady state phosphate in septic system plumes. Journal of Contaminant Hydrology, volume 19, number 4, pages 289-315.
- Robertson, W.D., 2003, Enhanced attenuation of septic system phosphate in non-calcareous sediments. Groundwater, volume 41, number 1, pages 48-56.
- Robertson, W.D. 2008, Irreversible phosphorous sorption in septic system plumes? Groundwater, volume 46, pages 51-60.
- Robertson, W.D., and 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, pages 32-44.
- Robertson, W.D., J.A. Cherry, and E.A. Sudicky, 1991, Ground-water contamination from two small septic systems on sand aquifers. Groundwater, volume 29, number 1, pages 82-92.
- Robertson, W.D., B.M. Russell, and J.A. Cherry, 1996, Attenuation of nitrate in aquitard sediments of southern Ontario. Journal of Hydrology, volume 180, pages 267-281.
- Robertson, W.D., S.L. Schiff, and C.J. Ptacek, 1998, Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes. Groundwater, volume 36, number 6, pages 1000-1010.
- Robertson, W.D., T. Moore, J. Spoelstra, R.J. Elgood, I.D. Clark, S.L. Schiff, R. Aravena, and J.D. Neufeld, 2012, Natural attenuation of septic system nitrogen by anammox. Groundwater, volume 50, pages 541-553.
- Robertson, W. D., D.R. Van Stempvoort, D.K. Solomon, J. Homewood, S.J. Brown, J. Spoelstra, and S.L. Schiff, 2013, Persistence of artificial sweeteners in a 15-year-old septic system plume. Journal of Hydrology, volume 477, pages 43-54.

- Robertson, W.D., D.R. Van Stempvoort, and S.L. Schiff, 2019, Review of phosphorus attenuation in groundwater plumes from 24 septic systems. *Science of the Total Environment*, volume 692, pages 640-652.
- 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](https://doi.org/10.1111/gwat.13065).
- Roy, J.W., D.R. Van Stempvoort, and G. Bickerton, 2014, Artificial sweeteners as potential tracers of municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, volume 184, pages 89-93.
- Shadford, C.B., D.M. Joy, H. Lee, H.R. Whiteley, and S. Zelin, 1997, Evaluation and use of a biotracer to study ground water contamination from leaching bed systems. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 28, pages 227-246.
- Smith, R.L., J.K. Böhlke, Bongkeun Song, and C.R. Tobias, 2015, Role of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in nitrogen removal from a freshwater aquifer. *Environmental Science and Technology*, volume 49, number 20, pages 12169-12177.
- Smith, R.L., B.L. Howes, and J.H. Duff, 1991, Denitrification in nitrate-contaminated ground water: Occurrence in steep vertical geochemical gradients. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, volume 55, number 7, pages 1815-1825.
- Snider, D.M., J.W. Roy, W.D. Robertson, D.I. Garda, and J. Spoelstra, 2017, Concentrations of artificial sweeteners and their ratios with nutrients in septic system wastewater. *Groundwater Monitoring and Remediation*, volume 37, number 3, pages 94-102.
- Spalding, R.F., and M.E. Exner, 1993, Occurrence of nitrate in groundwater: A review. *Journal of Environmental Quality*, volume 22, number 3, pages 392-402.
- Spiteri, C., C.P. Slomp, P. Regnier, C. Meile, and P. Van Cappellen, 2007, Modeling the geochemical fate and transport of wastewater-derived phosphorus in contrasting groundwater systems. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 92, issue 1-2, pages 87-108.
- Spoelstra, J., S.L. Schiff, and S.J. Brown, 2013, Artificial sweeteners in a large Canadian river reflect human consumption in the watershed. *PLoS ONE*, volume 8, number 12, e82706, [doi:10.1371/journal.pone.0082706](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082706).
- Spoelstra, J., N.D. Senger, and S.L. Schiff, 2017, Artificial sweeteners reveal septic system effluent in rural groundwater. *Journal of Environmental Quality*, volume 46, pages 1434-1443.
- 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, pages 2069-2082.
- Swartz, C.H., S. Reddy, M.I. Benotti, H. Yin, L.B. Barber, B.J. Brownawell, and 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, number 16, pages 4894-4902.
- 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.vdwsws.com/2015/01/a-short-history-of-the-septic-system/>.
- Van Stempvoort, D.R., W.D. Robertson, and S.J. Brown, 2011a, Artificial sweeteners in a large septic plume. Ground Water Monitoring and Remediation, volume 31, number 4, pages 95-102.
- 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, number 11, pages 1968-1974.
- Viraraghavan, T., 1978, Travel of microorganisms from a septic tile. Water, Air and Soil Pollution, volume 9, pages 355-362.
- Walter, D.A., B.A. Rea, K.G. Stollenwerk, and 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.
- Wassenaar, L.I., 1995, Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifer using the isotopes of  $^{15}\text{N}$  and  $^{18}\text{O}$  in  $\text{NO}_3^-$ . Applied Geochemistry, volume 10, pages 391-405.
- Weiskel, P.K., and B.L. Howes, 1991, Quantifying dissolved nitrogen flux through a coastal watershed. Water Resources Research, volume 27, pages 2929-2939.
- Wilhelm, S.R., S.L. Schiff, and J.A. Cherry, 1994, Biochemical evolution of domestic waste water in domestic septic systems, section 1- Conceptual model. Groundwater, volume 32, pages 905-916.
- Wilhelm, S.R., S.L. Schiff, and 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, number 5, pages 853-864.
- Withers, P.J.A., H.P. Jarvie, and C. Stodate, 2011, Quantifying the impact of septic tank systems eutrophication risk in rural headwaters. Environment International, volume 37, pages 644-653.
- Woessner, W.W., P.N. Ball, D.C. DeBorde, and T.L. Troy, 2001, Viral transport in a sand and gravel aquifer under field pumping conditions. Groundwater, volume 39, number 6, pages 886-894.
- Xue, D., J. Botte, B. De Baets, F. Accoe, A. Nestler, P. Taylor, O. Van Cleemput, M. Berglund, and P. Boeckx, 2009, Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater. Water Research, volume 43, pages 1159-1170.
- Zanini, L., W.D. Robertson, C.J. Ptacek, S.L. Schiff, and T. Mayer, 1998, Phosphorous characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central Canada. Journal of Contaminant Hydrology, volume 33, pages 405-429.

## راه حل های تمرین

### حل تمرین 1

پاسخ: بله

توضیح:

بارگیری زهکش:

$$q = 3.65 \frac{m}{yr} + \left( 0.9 \frac{m}{yr} - 0.6 \frac{m}{yr} \right) = 3.95 \frac{m}{yr}$$

آب های زیرزمینی در زیر زهکشی قرار می گیرند:

$$\text{residence time under drainfield} = \frac{\text{width field}}{\text{average linear velocity}} = \frac{30 \text{ m}}{100 \frac{m}{yr}} = 0.3 \text{ yr}$$

ضخامت هاله در لبه و مرز پایین دست زهکش خواهد بود:

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

$$b = \frac{3.95 \frac{m}{yr} * 0.3 \text{ yr}}{0.3} = 3.95 \text{ m} \sim 4 \text{ m}$$

میانگین سرعت عمودی خطی، نسبت نرخ تغذیه حاصل از بارش در پایین دست زهکش به تخلخل بدست می آید:

$$\text{average linear vertical velocity} = \frac{\text{net recharge rate}}{\text{porosity}} = \frac{0.9 \frac{m}{yr} - 0.6 \frac{m}{yr}}{0.3} = 1 \frac{m}{yr}$$

با توجه به میانگین سرعت جانبی خطی 100 متر در سال، هاله سیستم سپتیک 3 سال طول می کشد تا به چاه برسد.

$$\text{time to reach well} = \frac{300m}{100 \frac{m}{yr}} = 3 \text{ yr}$$

با نادیده گرفتن پراکندگی، در طی این سه سال، هاله به صورت عمودی توسط تغذیه به سمت پایین هدایت می شود. با متوسط سرعت خطی عمودی 1 متر در سال، هاله 4 متری از میدان سپتیک در عمق 3 تا 7 متری زیر سطح آب در محل چاه اتفاق بیفتد و همچنین می تواند از اسکرین های چاه از عمق 5 تا 7 متر زیر سطح آب عبور کند.

## حل تمرین 2

برای محاسبات جریان یک بعدی را فرض کنید و مقدار S را در یک لیتر مکعب از مواد آبخوان (10 سانتی متر در 10 سانتی متر در 10 سانتی متر) در نظر بگیرید.  
وزن S در یک لیتر مکعب آبخوان که را محاسبه کنید:

$$\text{weight of 1 L cube} = 10\text{cm } 10\text{cm } 10\text{cm } 1.8 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} = 1800 \text{ g}$$

مقدار S برابر با 0.02 درصد وزن ماده خشک است، بنابراین:

$$\text{grams of S in 1 L cube} = 1800 \text{ g } 0.0002 = 0.36 \text{ g S in 1 L cube}$$

مقدار نیترات - نیترژن از طریق مکعب به شرح زیر محاسبه می شود.

$$\begin{aligned} \text{Darcy Velocity} &= (\text{Interstitial Groundwater Velocity}) \text{ Porosity} = 2800 \frac{\text{cm}}{\text{yr}} 0.3 \\ &= 840 \frac{\text{cm}}{\text{yr}} \end{aligned}$$

$$\text{Volumetric Flow through cube} = (\text{Darcy Velocity}) (\text{Flow Area})$$

$$= 840 \frac{\text{cm}}{\text{yr}} 10\text{cm } 10\text{cm} = 84000 \frac{\text{cm}^3}{\text{yr}}$$

$$\text{NO}_3^- \text{-N flux through cube} = (\text{Volumetric Flow}) (\text{Concentration})$$

$$= 84000 \frac{\text{cm}^3}{\text{yr}} \frac{50 \text{ mg NO}_3^- \text{-N}}{1000 \text{ cm}^3} = 4200 \frac{\text{mg NO}_3^- \text{-N}}{\text{yr}} = 4.2 \frac{\text{g NO}_3^- \text{-N}}{\text{yr}}$$

$$\frac{\text{Moles NO}_3^- \text{-N}}{\text{yr}} = 4.2 \frac{\text{g}}{\text{yr}} \frac{1 \text{ M NO}_3^- \text{-N}}{14 \text{ g}} = 0.3 \frac{\text{M NO}_3^- \text{-N}}{\text{yr}}$$

از معادله 14، میزان مصرف 1 مول از نیترات - نیترژن در 10/14 M S:

$$\text{Moles } S \text{ consumed} = 0.3 \frac{M \text{ NO}_3^- - N}{\text{yr}} \frac{10 M S}{14 M \text{ NO}_3^- - N} = 0.21 \frac{M S}{\text{yr}}$$

$$\frac{g S \text{ consumed}}{\text{yr}} = 0.21 \frac{M S}{\text{yr}} \frac{32.06 g S}{1 M S} = 6.87 \frac{g S}{\text{yr}}$$

با توجه به اینکه در هر 1 لیتر مکعب آبخوان 0.36 گرم S وجود دارد، هر مکعب S کافی برای پشتیبانی از نیترات زدایی اتوتروفیک هاله به مدت 0.052 سال دارد که در زیر نشان داده شده است.

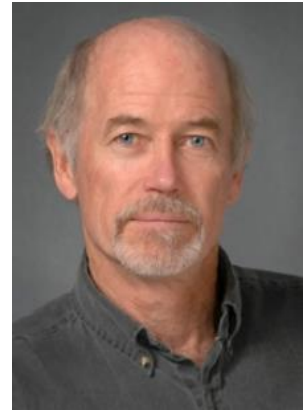
$$\text{Number of years required to deplete } S \text{ from cube} = \frac{0.36 g S}{6.9 \frac{g S}{\text{yr}}} = 0.052 \text{ yr}$$

بنابراین، هاله نیترات - نیتروژن هر 0.052 سال، 10 سانتی متر پیش می رود و یا می توان گفت، که می تواند تمام S را از 19.2 مکعب در هر سال مصرف کند (19.2=0.052/1)، که نرخ پیشروی هاله نیترات - نیتروژن 192 سانتی متر در سال است. روش دیگر محاسبه نرخ پیشروی به شرح زیر است.

$$\text{NO}_3^- - N \text{ plume advance rate} = \frac{10 \text{ cm}}{0.052 \text{ yr}} = \frac{192 \text{ cm}}{\text{yr}}$$

## درباره نویسنده

**دکتر ویل دی. رابرتسون** پروفیسور ممتاز در دانشکده علوم زمین و محیط زیست، دانشگاه واترلو در انتاریو، کانادا است که در مدت زمان 20 ساله دوره هایی را در مورد هیدروژئولوژی فیزیکی و روش های میدانی در هیدروژئولوژی تدریس می کند. در این مدت زمان، او به بیش از 30 دانشجوی کارشناسی ارشد و کارشناسی مشاوره داد و بیش از 50 مقاله در مجلات مربوط به تکنیک های در مورد سن آب زیرزمینی و مسائل آلودگی مرتبط با باطله معدن، دفع فاضلاب در محل، و کشاورزی منتشر کرد. او همچنین مخترع چندین اختراع مربوط به افزایش حذف نیتروژن و فسفات در رواناب کشاورزی و سیستم های سپتیک است.



## درباره مترجم

**دکتر محمدحسین عارف** دانش آموخته در رشته هیدروژئولوژی در دانشکده علوم زمین ، دانشگاه صنعتی شاهرود ، ایران بوده است . وی در مدت زمان 6 سال با شرکت های مهندسی مشاور مختلف در زمینه های مطالعات فیزیوگرافی و زمین شناسی ، هواشناسی ، هیدرولوژی ، هیدروژئولوژی ، هیدروژئوشیمی و ایزوتوپی ، مدل آبهای زیرزمینی ، بررسی بیلان و مدیریت منابع آب و همچنین به مدت 10 سال به عنوان کارشناس فنی آب در شرکت آب و فاضلاب یزد (ایران) در پروژه های مختلف مطالعاتی و اجرایی ساخت مخازن ، ایستگاه پمپاژ ، خطوط انتقال ، شبکه توزیع و مطالعات ژئوفیزیک ، نظارت بر حفاری چاههای دستی و دستگاهی و آزمایش پمپاژ چاه فعالیت داشته است.



لطفاً ثبت نام در لیست پستی پروژه GW را در نظر بگیرید و از انتشار کتاب های جدید، رویدادها و راه های شرکت در پروژه GW مطلع شوید. هنگامی که در لیست ایمیل ما ثبت نام می کنید، به ما کمک می کند تا یک جامعه جهانی آب های زیرزمینی بسازیم. [Sign up](#) .





## تغييرات از نسخه اصلي

صفحه 3، جدول 1، رديف هفتم از پايين  $108 + 16$  به  $108 \pm 16$  تغيير يافت.

صفحه 19، آخرين معادله 25 است نه 24 (دو عدد 24 و هيچ 25 وجود دارد).

صفحه 19، آخرين جمله "معادلات 22 تا 24" بايد "معادلات 22 تا 25" باشد.

A

پروژه آب های زیرزمینی - دانلود رایگان نویسنده از [gw-project.org](http://gw-project.org)

همه می‌تواند از لینک [gw-project.org](http://gw-project.org) استفاده کرده و به اشتراک بگذارد. توزیع مستقیم کتاب اکیدا ممنوع است.