

## مدل سازی آلودگی نیترات در آبخوان آبرفتی اسداباد و ارزیابی آسیب پذیری

بلال اروجی<sup>۱\*</sup>، ثمر مرتضوی<sup>۲</sup>، زینب فلاح کریمی<sup>۳</sup> و عباس اروجی<sup>۴</sup>

### چکیده

آلودگی آب، یکی از بزرگ‌ترین مشکلات زیست‌محیطی در عصر حاضر بوده و نیترات در میان آلاینده‌ها، رایج‌ترین و گسترده‌ترین نوع آلودگی است. در این پژوهش، مقدار نیترات ورودی به آب‌های زیرزمینی دشت اسداباد در نواحی استقرار چاه‌های جذب، با در نظر گرفتن ویژگی‌های خاک منطقه در واحد زمانی برآورد شد. برای این کار، فاصله سطح آب زیرزمینی تا کف چاه‌های جذبی به‌طور میانگین ۴۰ متر محاسبه شد. برای پوشش بهتر نتایج تحقیق نیمه‌عمر نیترات بین ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ روز در نظر گرفته شد. نتایج حاصل، از بالای بودن احتمال آلودگی نیترات در سطح آب زیرزمینی نسبت به استاندارد بهداشت جهانی برای آشامیدن در اطراف چاه‌ها در دوره ۵۰ ساله با نیمه‌عمر متوسط تا طولانی حکایت دارد. با در نظر گرفتن نرخ تغذیه آب زیرزمینی ۰/۰۱۵ مترمکعب بر مترمربع بر روز، شیب هیدرولیکی ۰/۰۱۵ و نیمه‌عمر نیترات ۵۰۰، ۱۰۰۰ و ۱۵۰۰ روز، بعد از گذشت کمتر از ۵۰ سال مقدار نیترات به‌ترتیب عمق ۱۸ متری به ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر و در فاصله نزدیک به ۴۰ متری از سطح آب زیرزمینی مقدار غلظت نیترات به ۱۱۵ میلی‌گرم در لیتر خواهد رسید. در حالیکه در همین زمان با نیمه‌عمر ۱۵۰۰ روز، این مقدار به حدود ۳۹۸ میلی‌گرم در لیتر رسیده و تنها در ۵ سال مقدار نیترات در این عمق از حد استاندارد جهانی خواهد گذشت.

**واژه‌های کلیدی:** آب زیرزمینی، آبخوان اسداباد، چاه‌های جذبی، مدل‌سازی، نیترات.

ارجاع: اروجی ب. مرتضوی ث. فلاح کریمی ز. و اروجی ع. ۱۳۹۸. مدل‌سازی آلودگی نیترات در آبخوان آبرفتی اسداباد و ارزیابی آسیب‌پذیری. مجله پژوهش آب ایران. ۳۲: ۱۰۵-۱۱۳.

۱- گروه علوم زیستی، دانشکده مهندسی مواد و فناوری‌های نوین، دانشگاه تربیت دبیر شهید رجایی.

۲- استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه ملایر.

۳- کارشناس ارشد زمین‌شناسی، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه ارومیه.

۴- کارشناس ارشد زمین‌شناسی، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه ارومیه.

\* نویسنده مسئول: [Balaloroji@sru.ac.ir](mailto:Balaloroji@sru.ac.ir)

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۱۲/۱۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۱/۱۲

## مقدمه

فاضلاب ناشی از سرویس‌های بهداشتی، یکی از شایع‌ترین انواع آلودگی‌های نقطه‌ای در کشورهای در حال توسعه است (تیه و همکاران، ۲۰۱۱). در این کشورها، سیستم دفع فضولات انسانی توسط چاه با فرآیند جذب صورت می‌گیرد. در مناطقی که سطح آب زیرزمینی کم باشد، احتمال آلودگی این آلاینده‌ها را نمی‌توان نادیده گرفت. چاه‌های فاضلاب انسانی معمولاً از ۳/۵ تا چندین متر عمق، ۱ تا ۲ مترمربع مساحت و با دیوارهای گلی، آجر یا بلوکی هستند که برای جلوگیری از ریزش دارای سقف پوشیده‌شده‌ی اصولی می‌باشند (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶). معمولاً دیواره و کف گلی چاه با قابلیت نفوذپذیری بالا سبب نشت و ورود محتویات مایع و سیال چاه به اطراف شده و مواد جامد در داخل گودال به دام افتاده و انباشت می‌شوند. محتویات چاه، اعم از مایع و جامد از فضولات نیتروژن‌دار و نیتروژن آلی و همچنین اوره است که در چاه دچار تجزیه بیولوژیکی شده و این مواد نیتروژن‌دار در نهایت تبدیل به نیترات می‌شوند (هارمن و همکاران، ۱۹۹۶؛ بی‌نام، ۲۰۰۵). نیترات سیال در زیر سطح زمین به‌سختی می‌تواند حذف شود؛ از این رو، این موضوع می‌تواند نگرانی‌های ناشی از ورود آن را به آب‌های زیرزمینی ایجاد کند. سازمان بهداشت جهانی حد مجاز نیترات موجود در آب آشامیدنی را ۵۰ میلی‌گرم در لیتر تعیین کرده است (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶)؛ بنابراین، چاه‌های فاضلاب انسانی خطر جدی را برای آلودگی آب‌های زیرزمینی که منبع تأمین‌کننده آب شرب هستند، به وجود می‌آوردند و این حساسیت در محیط‌هایی که سطح آب زیرزمینی به کف چاه‌های تخلیه نزدیک است، بیشتر از پیش خواهد بود (داونو، ۲۰۱۲؛ کوپامه، ۲۰۰۷). بسیاری از کشورهای کم‌درآمد در تلاش برای رسیدن به سطح بالایی از بهداشت و توسعه در کیفیت و همچنین کمیت سازه‌ها و شبکه‌های انتقال فاضلاب‌های کارآمد در سطح جوامع خود هستند و یکی از اهداف مشترک آن‌ها در سال‌های اخیر حذف و یا بهبود چاهک‌های فاضلاب انسانی است (ایلری و همکاران، ۲۰۰۵). از این‌رو، همواره با مطالعه و بررسی، سعی در شناخت ماهیت آلودگی ناشی از وجود چنین فرایندهایی در سطوح مختلف بوده و به نتایج قابل توجهی نیز رسیده‌اند. وینگر و همکاران (۲۰۱۲) در افریقای جنوبی،

عمق نفوذ آلاینده‌گی چاه‌های جذبی را تا عمق ۱۱ متری تخمین زدند. پیواری و همکاران (۲۰۱۲) در هند، میزان کاهش چشمگیر آلودگی در اطراف چاه‌های جذبی را با رس زیاد موجود در خاک منطقه مرتبط دانست. در مطالعه دیگری بانرجی (۲۰۱۱)، در هند انتشار آلودگی را تا فاصله ۱۰/۲ متری از چاه‌های جذبی محاسبه کردند. کار میدانی که ویره‌یان و همکاران (۲۰۰۹) در بنین انجام دادند، میزان آلودگی در اطراف چاه‌های جذب در حد بحرانی اعلام شد. دزویرو و همکاران (۲۰۰۶) در زیمبابوه نفوذ آلودگی را تا فاصله ۵ متری از چاه‌های جذب ثبت کردند. با استفاده از این مدل، نتایج مطالعات زینگونی و همکاران (۲۰۰۵)، در زیمبابوه، مافا (۲۰۰۳) و جکس و همکاران (۱۹۹۹) در بوتسوانا، بانکر و همکاران (۲۰۰۲) در مولداوی و کوزوو، هاوارد و همکاران (۲۰۰۳) در اوگاندا، استیل و ناش (۲۰۰۲) در افریقای جنوبی، احمد و همکاران (۲۰۰۳) در بنگلادش و تاندیا و همکاران (۱۹۹۹) در سنگال نشان دادند که میزان آلودگی‌ها از جمله نیترات در اطراف چاه‌های جذبی بیش از حد استاندارد جهانی بود. نفوذ آلاینده‌گی در مطالعات چیدوانزی و همکاران (۲۰۰۰) در زیمبابوه تا فاصله ۲۰ متری از چاه‌های جذبی تخمین زده شده است. همان‌گونه که در نتایج این مطالعات مشخص است، در مناطق مختلف به‌دلیل ویژگی مرتبط با زمین‌شناسی در مدل طراحی شده منطقه، نتایج نشان از آن دارد که میزان نفوذ آلودگی نوسان قابل توجهی دارد. ادازی (۲۰۱۲) و هیتول و مک‌کرای (۲۰۰۷) تلاش‌ها و کارهای گسترده‌ای برای شبیه‌سازی برخی مشکلات، همچون دفع لجن انجام داده‌اند. همچنین، روش‌های ساده و کارآمد در زمینه بهسازی آب‌های زیرزمینی توسط سازمان زمین‌شناسی بریتانیا برای برآورد خطر آلودگی با استفاده از این مدل توسعه داده شده است؛ اما مشکل عمده این روش‌ها و مدل‌ها، استفاده از آن‌ها برای ارزیابی و تخمین مکان‌های کوچک انفرادی و جزئی است (ارگوس، ۲۰۰۱ و ۲۰۰۲). فریند و همکاران (۱۹۹۰) از این مدل در آبخوانی واقع در هانوفر آلمان برای جابه‌جای غیرخطی انتقال نیترات حاصل از فعالیت‌های کشاورزی استفاده کرده و ماتریس ضریب متقارن برای معادله انتقال را تعیین کردند. در این کار، بخش‌های مختلف منطقه با توجه به تأثیر نوع پارامتر مورد ارزیابی و طبق نتیجه مدل سرنوشت منابع آب

زیرزمینی در مقابل تهدید آلاینده پیش‌بینی شد. از آنجا که کشورهای در حال توسعه بیشتر تمرکز و توجه خود را به بهبود سلامت و بهداشت در جوامع دارند؛ به همین جهت، بی‌توجهی به این موضوع می‌تواند خطرهای بالقوه آلودگی نیترات و پتانسیل آلاینده‌گی چاه‌های تخلیه فاضلاب انسانی را به‌خصوص در نواحی نیمه‌شهری و در حال گسترش و همچنین حومه شهرهای بزرگ افزایش دهد (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶). در تحقیقات کم‌بیش قابل توجهی در سطح جهان (در ادامه به برخی از این مطالعات اشاره خواهد شد) به بحث آلاینده‌گی چاه‌های جذبی اشاره شده است. در حالیکه بررسی جدی و دقیقی به‌صورت مستقیم و واقعی در این خصوص در سطح کشور صورت نگرفته است و از این رو، اطلاعات زیادی در زمینه فرآیند و سازوکار آن‌ها در نواحی مختلف با ویژگی‌های خاص محیطی و زمین‌شناسی در دست نیست. در این تحقیق، سعی شده است، میزان آلاینده‌گی چاه‌های جذبی را در محدوده بافت شهری بررسی و با شناسایی مکانیزم انتقال، غلظت آلاینده‌گی و زمان و مسافت نفوذ آلودگی از محل برآورد شود. با نتایج حاصل می‌توان آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی دشت را نسبت به تهدید چاه‌های جذبی با توجه به رهنمودهای سازمان بهداشت جهانی در مقیاس آشامیدن (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶) ارزیابی کرد. برای این تحقیق، شهر اسدآباد به‌عنوان آبخوان هدف، فاقد شبکه جمع‌آوری فاضلاب و سیستم دفع فاضلاب انسانی به‌صورت چاه جذبی و همچنین با ویژگی‌های هیدرولوژیکی و زمین‌شناسی خاص برای بررسی تأثیر فاضلاب بر منابع آبی آن انتخاب شد تا از طریق نتایج حاصل بتوانیم میزان تهدید آلاینده‌گی این نقاط را در سطح دشت برآورد کنیم.

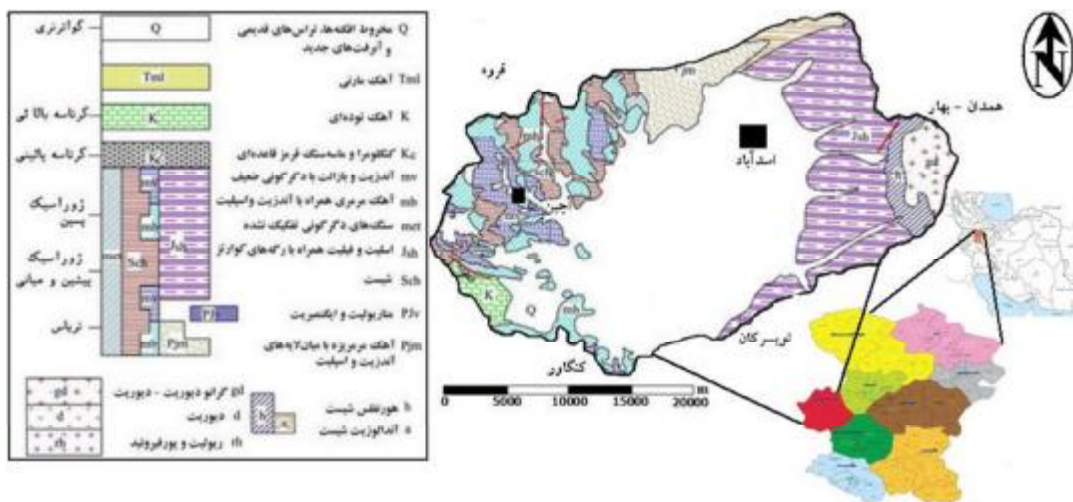
و نمودارهای مورد نیاز ترسیم شد. برای سهولت کار، فرض بر این شد که هیچ ورودی دیگری از نیترات همچون رواناب‌های سطحی به داخل چاه‌ها وجود ندارد. اگر میانگین دفع نیتروژن را برای هر نفر ۱۰ گرم در روز در نظر بگیریم و دفع مایعات نیز ۲/۵ لیتر در روز باشد، با توجه به اینکه ۶۰ درصد نیتروژن این حجم به نیترات تبدیل می‌شود، غلظت نیترات داخل چاه را می‌توان ۲۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر برآورد کرد (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶). با توجه به حساسیت موضوع و برآورد دقیق آسیب‌پذیری، می‌توان مطالعات بعدی را در این خصوص بر جمع‌آوری اطلاعاتی همچون بررسی طرح‌های مختلف چاه‌های جذب در مناطق مختلف و در آبخوان‌های واقعی متمرکز کرد. همچنین، می‌توان طیف‌های وسیعی از نیمه‌عمر نیترات را ارزیابی کرد. فرآیند واپاشی (Decay) نیترات به عواملی همچون فعالیت‌های بیولوژیکی در خاک و خواص جذب نیترات توسط خاک بستگی دارد. با توجه به نبود داده‌های دقیق در خصوص سرعت واپاشی نیترات در خاک، برای بررسی دقیق موضوع، بازه نیمه‌عمر نیترات در مدل استفاده‌شده برای منطقه مورد نظر ۵۰۰، ۱۰۰۰ و ۱۵۰۰ روز برای پوشش بهتر در نظر گرفته شد (هیتول و همکاران، ۲۰۰۷؛ هربرت و کووار، ۱۹۹۸).

به منظور برآورد انتقال نیترات از زیر سطح چاه‌های جذب به نواحی فوقانی سطح آب، از مدل استاندارد فرارفت -

### مواد و روش‌ها

شهرستان اسدآباد با مختصات جغرافیای  $16^{\circ} 48'$  تا  $47^{\circ}$  طول شرقی و  $34^{\circ} 52'$  تا  $34^{\circ} 35'$  عرض شمالی در ۵۵ کیلومتری جنوب غربی شهرستان همدان و در حاشیه شمال شرقی دشت اسدآباد قرار دارد و ارتفاع آن از سطح دریا ۱۶۵۰ متر است (شکل ۱). مرتفع‌ترین نقطه حوزه آبریز، کوه آلموبلاغ با ارتفاع بیش از ۲۹۰۰ متر و پست‌ترین نقطه، ایستگاه خروجی حوزه در جوار روستای خسروآباد با ارتفاع ۱۴۰۰ متر است. حداکثر مساحت حوزه

پراکندگی - واکنش (معادله (۱))، استفاده شد (بوتلر و همکاران، ۲۰۰۳).



شکل ۱- موقعیت زمین‌شناسی و جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

روز و شیب هیدرولیکی ۰/۱۵ در نظر گرفته شد (دفتر مطالعات منابع آب، ۱۳۹۰). همچنین، در مطالعات صورت گرفته‌شده هر نفر متوسط بین ۷/۹ - ۱۲/۵ گرم در روز نیتروژن دفع می‌کند (کریز و همکاران، ۲۰۱۲؛ اسپیو و همکاران، ۲۰۰۲).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{d_L v}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{v}{R} \times \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{I}{R} C \quad (1)$$

که در رابطه ۱:  $C$ ، غلظت نیترات در خاک غیراشباع (میلی‌گرم بر لیتر)؛  $d_L$  ضریب انتشار (متر)؛  $v$ ، سرعت متوسط آب در روزنه (خلل و فرج) (متر بر روز)؛  $R$ ، ضریب تأخیر (مقدار جذب فعلی  $> 1$  است)؛ و  $I$  ضریب واپاشی (روز) است. همچنین، نیمه‌عمر مربوطه از معادله (۲) به‌دست می‌آید:

$$T_{1/2} = \log(2) / I \quad (2)$$

برای شرایط یکنواخت، اگر غلظت نیترات در کف چاه جذب  $C_0$  باشد، بنابراین غلظت نیترات  $C_{pw}$  در یک عمق  $z_w$  (که عمق سطح آب زیرزمینی در زیر کف چاه جذب است)، از معادله (۳) به دست می‌آید (وان گینوچتن و آلوز، ۱۹۸۲):

$$C_{pw} = \frac{C_0}{2} \left[ \frac{(\exp(vz_w)(1-g))}{2vd_L} \operatorname{erfc} \left( \frac{z_w - vgt}{2\sqrt{vd_L t}} \right) + \frac{(\exp(vz_w)(1-g))}{2vd_L} \operatorname{erfc} \left( \frac{z_w + vgt}{2\sqrt{vd_L t}} \right) \right] \quad (3)$$

با توجه به بررسی میدانی و دریافت گزارش مستقیم از منطقه و همچنین نظرسنجی‌های غیررسمی از ساکنان شهر، عمق چاه‌های جذبی در منطقه مورد نظر بین ۵ تا ۱۰ متر متداول بود که متوسط عمق ۶ متر برای مدل فرض شد که با توجه به خانوارهای ساکن در منطقه، تعداد ۵ نفر به‌عنوان کاربر برای هر چاه جذبی در نظر گرفته شد. تغذیه هر چاه تقریباً ۰/۰۵ مترمکعب بر مترمربع بر روز تخمین زده شد که این مقدار براساس گزارش تفصیلی استفاده از چاه و نرخ پرشدن آن برآورد شده است. با فرض رطوبت ۰/۵ درصدی برای خاک منطقه (این مقدار در مناطق مختلف محدوده متفاوت است)، میزان نفوذپذیری آن ۰/۰۱ متر در روز در نظر گرفته شد. همچنین، مقدار انتشار خطی ۲ متر تعیین شد. ضریب تأخیر (Retardation Coefficient) برای نیترات تقریباً ۱ فرض شد که نشان از تحرک بالای نیترات دارد (شمروخ و همکاران، ۲۰۰۱؛ الماسری و کالواراچی، ۲۰۰۷؛ لی و همکاران، ۲۰۱۴). هدایت هیدرولیکی خاک در منطقه مورد مطالعه که ترکیبی از شن، ماسه و رس با بافت عمدتاً سیلت و لومی است، متوسط ۶/۹۳ متر در روز در مدل محاسبه شد (دفتر مطالعات منابع آب، ۱۳۹۰). نرخ تغذیه آب زیرزمینی منطقه ۰/۰۱۵ مترمکعب بر مترمربع بر

زیرزمینی (براساس مدل فرارفت- پراکندگی- واکنش،  $C_{ao}$ ؛  $(g/m^3)$ ، غلظت نیترات در جریان خروجی آبخوان، نتیجه و هدف نهایی مدل  $C_{ai}$ ؛  $(g/m^3)$ ، غلظت نیترات در جریان ورودی آبخوان (صفر فرض شد)؛  $C_r$ ، غلظت نیترات در رواناب‌های سطحی (صفر فرض شد)؛  $q_p$ ، میزان آب عبوری از هر چاه جذبی  $(m/day \cdot 0.02)$ ؛  $q_r$ ، حجم تغذیه آب زیرزمینی  $(m^3/m^2/day)$ ؛  $A_p$ ، کل سطح چاه‌های جذبی  $(m^2)$ ؛  $A_r$ ، سطح آبخوان تغذیه‌شده  $(m^2)$ ؛  $W$ ، عرض آبخوان  $(m)$ ؛  $H$ ، ضخامت آبخوان، یعنی منطقه اختلاطی مؤثر  $(m)$ ؛  $K$ ، هدایت هیدرولیکی  $(m/day)$ ؛ و  $i_i$ ، شیب هیدرولیکی است. به‌صورت شماتیک محیط مورد نظر در شکل ۲ نمایش داده شده است.

در معادله (۳) (سیمونک و همکاران، ۲۰۰۶):

$$g = \sqrt{1 + \frac{4I d_L}{v}} \quad (4)$$

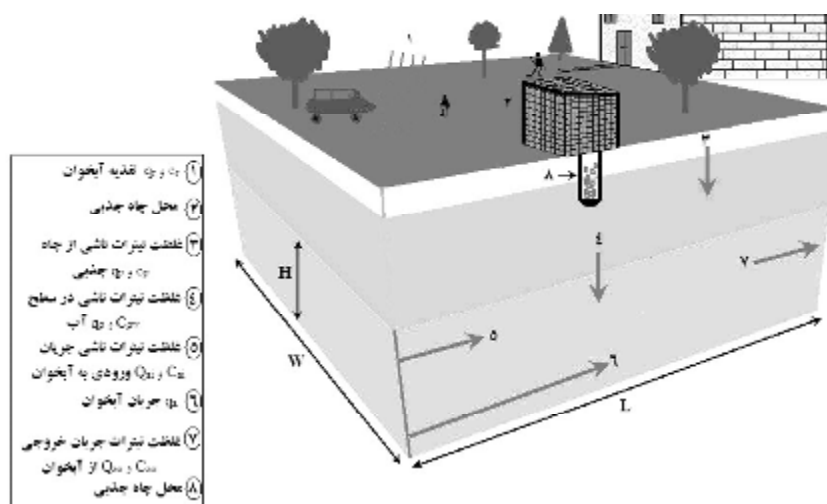
از این رو با ورود یک جریان آب ثابت و حجم ثابت نیترات که به واسطه وسعت محیط در آبخوان با هم اختلاط پیدا کرده‌اند، بعد از گذشت زمان‌های مختلف در نهایت غلظت  $(C_{ao})$  در سراسر آبخوان تخمین زده شد.

$$Q_{ao} = Q_{ai} + A_r \times q_r + A_p \times q_p \quad (5)$$

$$Q_{ao} \times C_{ao} = Q_{ai} \times C_{ai} + A_r \times q_r \times C_r + A_p \times q_p \times C_{pw} \quad (6)$$

$$Q_{ai} = W \times H \times K \times i_i \quad (7)$$

که در معادلات فوق  $Q_{ai}$ ، جریان ورودی به آبخوان  $(m^3/day)$ ؛  $Q_{ao}$ ، جریان خروجی از آبخوان  $(m^3/day)$ ؛  $C_{pw}$ ، غلظت نیترات در نواحی بین کف چاه تا سطح آب



شکل ۲- تصویر شماتیک از محیط آبخوان با نمایش پارامترهای مورد نظر

شده است. حجم‌های مختلفی از  $C_{pw}$  تحت عمق‌های متفاوت و سه نیمه‌عمر اندازه‌گیری شد که در شکل‌های ۲ تا ۴ نشان داده شده است. برای محاسبه این جریان و حجم تبادلی، شیب هیدرولیکی  $0.015$  و نرخ تغذیه آب زیرزمینی  $0.015$  برحسب مترمکعب بر مترمربع بر روز در نظر گرفته شد. نتایج برآورد مقدار  $C_{ao}$  در جدول ۱ ارائه شده است.

## نتایج و بحث

غلظت نیترات در منطقه تحتانی بین کف چاه تخلیه و سطح آب زیرزمینی براساس مدل فرارفت- پراکندگی- واکنش به‌طور خلاصه در شکل‌های ۳ تا ۵ نشان داده شده است که با در نظر گرفتن متوسط فاصله ۲۰ متری از ناحیه تحتانی چاه‌های تخلیه تا سطح آب در مقیاس‌های زمانی مختلف، در محدوده ۱۲ ماه تا بیش از ۵۰ سال محاسبه

جدول ۱- نتیجه غلظت نیترات در آبخوان برای مقادیر فرضی متفاوت  $C_{pw}$  و شیب هیدرولیک  $(i_i)$  و نرخ تغذیه  $(q_r)$

نیمه‌عمر				
۱۵۰۰	۱۲۵۰	۱۰۰۰	۷۵۰	۵۰۰
$0.015$	$0.015$	$0.015$	$0.015$	$0.015$
۶۳	۵۱	۴۲	۳۵	۲۴

شیب هیدرولیکی  $(i_i)$

غلظت نیترات  $(C_{pw})$  با نرخ تغذیه آب زیرزمینی  $(q_r)$

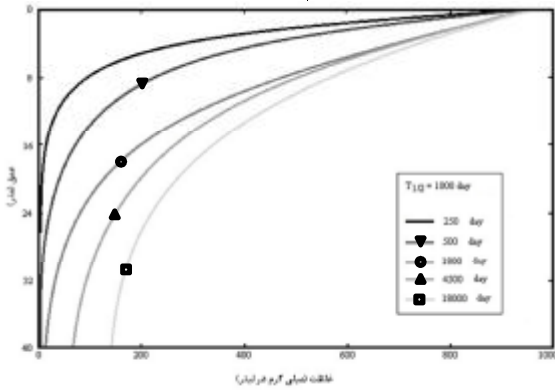
$(m^3/m^2/day) \cdot 0.015$

خطرهای آلودگی آب‌های زیرزمینی همواره مطرح و پیشنهاد می‌شود؛ ولی به دلیل محدودیت‌های اجتماعی، فنی و اقتصادی متأسفانه در بیشتر مواقع قابل‌اجرا نیستند. شاید بهترین روش در مرحله اول، اجتناب از ساخت چاه‌های جذبی (توالت) در مناطقی با عمق سطح آب زیرزمینی کم باشد؛ ولی این نمی‌تواند یک پیشنهاد سازگار با محیط‌های شهری باشد؛ چرا که در مناطق کمتر توسعه‌یافته و شهرهای کوچک غالباً این روند اجرا نمی‌شود و این مناطق بیشتر مستعد خطرهای آلودگی هستند، چراکه ممکن است در مناطقی ساکن شوند که وضعیت مناسبی به لحاظ مطالعات نقشه‌برداری نداشته باشند (مانند حاشیه شهرها، حومه‌نشین‌ها، حلبی‌نشین‌ها، سکونت غیرقانونی در مناطق غیرمجاز و ممنوعه و ...). (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶؛ هیتول و مک‌کرای، ۲۰۰۷). نتایج سایر تحقیقات در این زمینه به اهمیت بررسی موضوع اشاره داشته و نبود اطلاعات کافی در این مورد را مهم‌ترین عامل در کم‌توجهی به بحث آلودگی منابع از طریق فرآیندهای پیچیده همچون مکانیسم چاه جذبی بیان کرده‌اند.

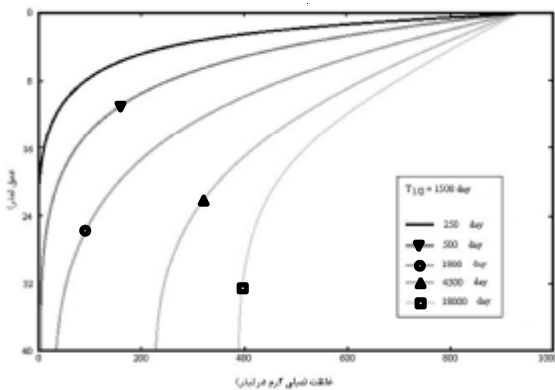
از این‌رو، انجام تحقیقات جدی در این زمینه در سطح کشور ضروری است و مناطق مختلف را از لحاظ میزان تأثیرپذیری درخصوص نفوذ این آلاینده‌ها می‌بایست ارزیابی و پهنه‌بندی کرد. در صورت انجام تحقیقات جدید می‌توان به اطلاعات کافی درخصوص فرآیندهای نیتروژن‌دهی و روش‌های عملی برای افزایش حذف بیولوژیکی آلاینده‌هایی همچون نیترات در زیر سطح و اطراف چاه‌های جذبی دست یافت. با این وجود، هرگونه توسعه روش نیتروژن‌دهی جدید باید کم‌هزینه، مقاوم در تغییر شرایط محیطی، طولانی‌مدت (درازمدت) و بدون نیاز به نگهداری توسط کاربران و فاقد محدودیت‌های چالش‌برانگیز در استفاده از آن‌ها باشد که تمامی این مسائل نیازمند مطالعات گسترده و عملی است. در مناطقی که سطح آب زیرزمینی بالا بوده و احتمال ورود و تغذیه به رسیدن به حالت رهنمود بهداشت جهانی، که قبلاً توضیح داده شد، نیاز است؛ حال ممکن است این زمان میان دو مقطع زمانی تخلیه چاه در بعضی خانوارها، کوتاه‌تر شود (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶). در این مورد، درخصوص مقصد نهایی تخلیه لجن‌های چاه‌ها باید تصمیمات جدی را اتخاذ کرد که با تخلیه محتویات چاه و تبدیل آن‌ها به

با در نظر گرفتن نرخ تغذیه آب زیرزمینی ۰/۰۰۱۵ مترمکعب بر مترمربع بر روز، شیب هیدرولیکی ۰/۰۱۵ و نیمه‌عمر نیترات ۵۰۰ روز، بعد از گذشت کمتر از ۵۰ سال مقدار نیترات از حد استاندارد جهانی خواهد گذشت و برای فاصله کوتاه از کف چاه تا سطح آب زیرزمینی حتی در عمق ۱۸ متری به ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر خواهد رسید (شکل ۳). با این‌حال، محاسبه دقیق میزان نیترات مشروط به نیمه‌عمر این عنصر است؛ به طوری که در نیمه‌عمر ۱۰۰۰ روز بعد از گذشت ۵۰ سال در فاصله نزدیک به ۴۰ متری از سطح آب زیرزمینی مقدار غلظت نیترات به ۱۱۵ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد (شکل ۴). در حالیکه در همین زمان با نیمه‌عمر ۱۵۰۰ روز، این مقدار به حدود ۳۹۸ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد و تنها در ۵ سال مقدار نیترات در این عمق از حد استاندارد جهانی خواهد گذشت (شکل ۵). از این‌رو، با افزایش نیمه‌عمر نیترات تجاوز غلظت نیترات در آب‌زیرزمینی زیر چاه در مدت زمان‌های کاهشی، افزایش چشمگیری خواهد داشت که در شکل‌های ۳ تا ۵ نشان داده شده است. همچنین، طبق نظر سازمان بهداشت جهانی نباید حد فاصل عمق چاه با سطح آب زیرزمینی کمتر از ۲ متر باشد (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶). خاک‌ها می‌توانند ضایعات را با کیفیت متفاوت از خود انتقال دهند. سرعت آب زیرزمینی در خاک غیراشباع حدود ۰/۳ متر بر روز می‌باشد. این درحالی است که با وجود شکاف‌های بزرگ‌تر و منافذ درشت‌تر میزان نفوذ به حدود ۰/۵ متر در روز می‌رسد. محققین در دهه ۹۰ میلادی دریافتند که میزان ابتلا به بیماری‌هایی همچون اسهال با مصرف آب غیربهداشتی و آلوده به فاضلاب ۴۴ درصد بیشتر از شرایط عادی است (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶).

آبخوان بالادست، تخلیه مکرر چاه، حداقل راه جلوگیری از شسته‌شدن نیترات به آب زیرزمینی در نواحی چاه‌های فاضلاب انسانی (توالت) است. دو سال برای آبخوان‌های با سطح عمق آب ۵ متر پایین‌تر از کف چاه جذبی برای محدوده تقریبی غلظت در این مطالعه با استفاده از مدل‌سازی تخمین زده شد (جدول ۱) و نتایج به‌دست آمده در محدوده میدانی اندازه‌گیری، به‌خصوص با توجه به رسیدن عدم قطعیت در مورد غلظت نیترات در داخل چاه‌ها و نیمه‌عمر نیترات در محدوده تحتانی آن‌ها قابل اطمینان بود. هرچند راهکارهای بالقوه کاهش‌دهنده



شکل ۴- نمودار عمق وابسته به غلظت نیترات در زمان مشخص، با نیمه عمر ۱۰۰۰ روز

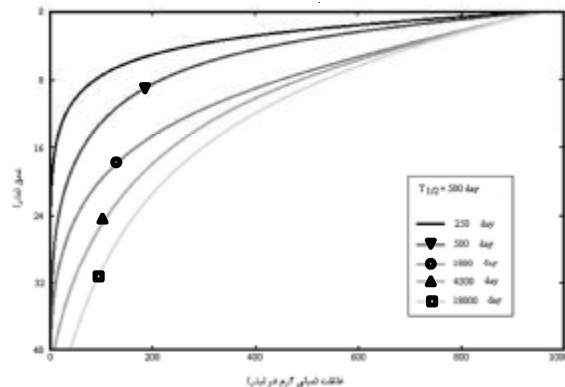


شکل ۵- نمودار عمق وابسته به غلظت نیترات در زمان مشخص، با نیمه عمر ۱۵۰۰ روز

### نتیجه گیری

این مطالعه، خطر ناشی از آلودگی نیترات چاه‌های جذبی دفع فاضلاب انسانی (توالت) بر کیفیت آب‌های زیرزمینی را مطرح و به‌عنوان یک معضل اساسی و برجسته در کشورهای در حال توسعه با جمعیت بالا و شرایط هیدرولوژیکی خاص منطقه معرفی می‌کند. در منطقه مورد نظر، در نیمه‌عمر متوسط تا طولانی نیترات و با در نظر گرفتن عوامل مؤثر، همچون ویژگی‌های هیدرولوژیکی منطقه در فاصله ۴۰ متری کف چاه جذبی از سطح آب زیرزمینی، میزان غلظت نیترات با گذشت کمتر از ۵۰ سال در نیمه‌عمر ۵۰۰ روز از حد استاندارد بهداشت جهانی تجاوز خواهد کرد. در حالیکه در نیمه‌عمر ۱۵۰۰ روز این مقدار به حدود ۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر خواهد رسید. میزان تغذیه آب زیرزمینی، به‌عنوان عامل مهم و اساسی بر غلظت نیترات ورودی به آبخوان در مدل بررسی تعیین شده است. با این حال، برای بررسی دقیق موضوع، نیاز به

ضایعات خشک و یا به‌عنوان لجن (کود آلی) که در اراضی کشاورزی با سطح آب زیرزمینی بالا مورد استفاده قرار می‌گیرند، نسبت به مدیریت و کنترل آلودگی احتمالی و ارزیابی خطر آن‌ها در منابع آب زیرزمینی اقدام لازم را در نظر گرفت (تیه و همکاران، ۲۰۱۱). راه‌حل دیگر این معضل، طراحی ساختار چاه‌ها برای جلوگیری از آلودگی نیترات است. در این راستا، یکی از راه‌حل‌ها، تشویق مردم به تفکیک محتویات مایع (ادرار) از سایر فاضلاب انسانی است که به این طریق می‌توان از ورود اوره به چاه تخلیه جلوگیری کرد؛ اما این موضوع نیازمند صرف هزینه و تأمین منابع مالی برای کاربران در خرید تجهیزات است. همچنین، توصیه دیگر در این خصوص، حفر چاه تخلیه در مناطقی که بتوان میزان تخلیه محتویات را به عمق زمین کاهش داد؛ مانند مکان‌یابی در زمین‌های سخت و افزایش فاصله بین عمق سطح آب زیرزمینی با کف چاه که البته این موضوع در بیشتر مناطق مسکونی نمی‌تواند کارساز باشد (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶). هرچند در مدل بررسی شده در منطقه، مشخص شد که با افزایش نسبی در فاصله بین کف چاه جذبی با سطح آب زیرزمینی این امر می‌تواند در به دام انداختن و یا کاهش سطح نفوذ نیترات به آب زیرزمینی نقش بسزایی داشته باشد، اما نمی‌تواند در تمامی سطح دشت صادق باشد و نفوذ آلودگی به منابع در این صورت هم محتمل خواهد بود؛ بنابراین، ارائه هرگونه راهکار در این خصوص نیازمند بررسی همه‌جانبه شرایط منطقه است.



شکل ۳- نمودار عمق وابسته به غلظت نیترات در زمان مشخص، با نیمه عمر ۵۰۰ روز

- Groundwater from On-site Sanitation: Scientific Review and Case Studies British Geological Survey Commissioned Report, CR/01/079N.105.
9. Banerjee G. 2011. Underground pollution travel from leach pits of on-site sanitation facilities: a case study. *Clean Technol Environ Policy*. 13(3): 489-497.
  10. Banks D. Karnachuk O. V. Parnachev V. P. Holden W. and Frengstad B. 2002. Groundwater contamination from rural pit latrines: examples from Siberia and Kosova. *Water and Environmental Journal*. 16(2): 147-152.
  11. Butler A. P. Brook C. Godley A. Lewin K. Young C. P. 2003. Attenuation of landfill leachate in unsaturated sandstone. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), 9th International Landfill Symposium. Environmental Sanitary Engineering Centre (CISA) Cagliari (Sardinia). 27: 54-65
  12. Chidavaenzi M. Bradley M. Jere M. and Nhandara C. 2000. Pit latrine effluent in filtration into groundwater: the Epworth case study. *Schriftenr Ver Wasser Boden Lufthyg*. 105: 171-177.
  13. Cruz M. C. Cacciabiu D. G. and Gil J. F. 2012. The impact of point source pollution on shallow groundwater used for human consumption in a threshold country. *Journal of Environmental Monitoring*. 14: 2338-2349.
  14. Dovonou F. E. 2012. Diagonostic Qualitatif et Environnemental de l'Aquifere Superficiel du Champ de Captage Intensif de Godomey au Benin (Afrique de l'Ouest): Elements Pour un Plan d'Actions Strategiques de Protection des Resource en Eau Souterraine Exploitees, PhD thesis, Université d'Abomey-Calavi 143 p.
  15. Dzwauro B. Hoko Z. Love D. and Guzha E. 2006. Assessment of the impacts of pit latrines on groundwater quality in rural areas: a case study from Marondera district, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*. 31(15-16): 779-788.
  16. Frind E. Duynisveld W. and Strebel O. 1990. Modeling of multicomponent transport with microbial transformation in ground water: the Fuhrberg case. *Water Resources Research*. 26: 1707-1719.
  17. Harman J. Robertson W. D. and Cherry J. A. 1996. Impacts on a sand aquifer from an old septic system: nitrate and phosphate. *Ground Water*. 34: 1105-1114.
  18. Herbert M. and Kovar K. 1998. *Groundwater Quality: Remediation and Protection*. Wallingford, International Association Hydrological Sciences. No. 250
- بررسی میزان غلظت نیترات در چاه‌ها و نواحی مختلف آبخوان با نیمه‌عمر مختلف هست تا با مدل بررسی شده قیاس و ارزیابی شود. با مکان‌یابی چاه‌های جذبی، طراحی چاه و مدیریت آن‌ها در مناطقی که سطح آب زیرزمینی بالاست، می‌توان میزان آثار این آلاینده‌های نقطه‌ای را کنترل کرد.
- ### منابع
۱. دفتر مطالعات منابع آب. ۱۳۹۰. گزارش بیان منابع آب‌زیرزمینی دشت‌های استان همدان، وزارت نیرو. شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان همدان. ۴۳ ص.
  2. Adadzi P. C. 2012. Deep Row Trenching of Pit Latrine and Waste Water Treatment Works Sludge: Water and Nutrient Fluxes In Forest Plantations. MSc Dissertation. School of Agricultural, Earth and Environmental Sciences, University of KwaZulu-Natal. 142 p.
  3. Ahmed K. M. Khandkar Z. Z. Lawrence A. R. Macdonald D. M. J. and Islam M. S. 2003. Appendix A: an investigation of the impact of on-site sanitation on the quality of groundwater supplies in two peri-urban areas of Dhaka, Bangladesh. In: *Assessing Risk to Groundwater from On-site Sanitation: Scientific Review and Case Studies*. Keyworth, UK: British Geological Survey, 37-67. Available: <http://r4d.dfid.gov.uk/pdf/outputs/r68692.pdf>.
  4. Aillery M. Gollehon N. and Johanson R. 2005. Managing Manure to Improve Air and Water Quality, Economic Research report 9, United States Department of Agriculture. Available from: <http://www.ers.usda.gov/media/851714/err9.pdf>.
  5. Almasri M. N. and Kaluarachchi J. J. 2007. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural water sheds. *Journal of Hydrology*. 343: 211-229.
  6. Anonymous. 2005. Environment Agency, Attenuation of nitrate in the subsurface environment. Available from: [https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/291473/sc\\_ho0605\\_bjcs-e-e.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291473/sc_ho0605_bjcs-e-e.pdf).
  7. ARGOSS. 2001. Guidelines for assessing the risk to groundwater from on-site sanitation. British Geological Survey Commissioned Report, CR/01/142.97.
  8. ARGOSS 2002. Assessing Risk to



- Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Technical Manual, Version 1.0, PC Progress, Prague, Czech Republic. 241 p.
29. Still D. A. and Nash S. R. 2002. Groundwater contamination due to pit latrines located in a sandy aquifer: a case study from Maputaland. In: Water Institute of Southern Africa Biennial Conference. Durban, South Africa: Water Institute of Southern Africa, 1-6. Available: [http://www.sswm.info/sites/default/files/reference\\_attachments/STILL%20and%20NASH%202002%20Groundwater%20contamination%20due%20to%20pit%20latrines%20located%20in%20a%20sandy%20aquifer.pdf](http://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/STILL%20and%20NASH%202002%20Groundwater%20contamination%20due%20to%20pit%20latrines%20located%20in%20a%20sandy%20aquifer.pdf) [accessed 29 March 2013].
  30. Tandia A. A. Diop E. S. and Gaye C. B. 1999. Nitrate groundwater pollution in suburban areas: example of groundwater from Yeumbeul. Senegal. *Journal of African Earth Sciences*. 29(4): 809-822.
  31. Thye Y. P. Templeton M. R. and Ali M. 2011. A critical review of technologies for pit latrine emptying in developing countries. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 41: 1793-1819.
  32. Verheyen J. Timmen-Wego M. Laudien R. Boussaad I. Sen S. and Koc A. 2009. Detection of adenoviruses and rotaviruses in drinking water sources used in rural areas of Benin, West Africa. *Applied and Environmental Microbiology*. 75(9):2798-2801.
  33. Vinger B. Hlophe M. and Selvaratnam M. 2012. Relationship between nitrogenous pollution of borehole waters and distances separating them from pit latrines and fertilized fields. *Life Science Journal*. 9(1): 402-407.
  34. World Health Organization. 2006. Fact Sheet 3.4: Simple Pit Latrines, undated. Available from: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/hygiene/emergencies/fs3\\_4.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/emergencies/fs3_4.pdf).
  35. Zingoni E. Love D. Magadza C. Moyce W. and Musiwa K. 2005. Effects of a semi-formal urban settlement on groundwater quality Epworth (Zimbabwe): case study and groundwater quality zoning. *Physics and Chemistry of the Earth*. 30(11-16): 680-688. 68-71.
  19. Heatwole K. K. and McCray J. E. 2007. Modeling potential vadose-zone transport of nitrogen from onsite wastewater systems at the development scale. *Journal of Contaminant Hydrology*. 91: 184-201.
  20. Howard G. Pedley S. Barrett M. Nalubega M. and Johal K. 2003. Risk factors contributing to microbiological contamination of shallow groundwater in Kampala, Uganda. *Water Resources*. 37(14): 3421-3429.
  21. Jacks G. Sefe F. Carling M. Hammar M. and Letsamao P. 1999. Tentative nitrogen budget for pit latrines—eastern Botswana. *Environmental Geology*. 38(3): 199-203.
  22. Kouame K. J. 2007. Contribution a la Gestion Integree des Ressources en Eaux (GIRE) du District d'Abidjan (Sud de la Cote d'Ivoire): Outils d'aide a la decision poulra prevention et la protection des eaux souterraines contre la pollution, PhD thesis, Université Félix Houphouët-Boigny. 227 p.
  23. Lee M. J. Hwang S. and Ro H. M. 2014. Interpreting the effect of soil texture on transport and removal of nitrate-N in saline coastal tidal flats under steady-state flow condition. *Continental Shelf Research*. 84: 35-42.
  24. Mafa B. 2003. Environmental Hydrogeology of Francistown: Effects of Mining and Urban Expansion on Groundwater Quality. Lobatse, Botswana: Botswana Department of Geological Survey and Federal Institute for Geosciences and Natural Resources. Available: [http://www.limpoporak.org/\\_system/DMSStorage/3471en/EnvHydrogeology%20F%20Town\\_sec.pdf](http://www.limpoporak.org/_system/DMSStorage/3471en/EnvHydrogeology%20F%20Town_sec.pdf) [accessed 28 March 2013].
  25. Pujari P. R. Padmakar C. Labhasetwar P. K. Mahore P. and Ganguly A. K. 2012. Assessment of the impact of on-site sanitation systems on groundwater pollution in two diverse geological settings—a case study from India. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184(1): 251-263.
  26. Schouw N. L. Danteravanich S. and Mosbaek H. 2002. Composition of human excreta - a case study from Southern Thailand. *Science of the Total Environment*. 286: 155-166.
  27. Shamrukh M. Corapcioglu M. and Hassona F. 2001. Modelling the effect of chemical fertilizers on ground water quality in the Nile Valley Aquifer, Egypt. *Ground Water*. 39: 59-67.
  28. Simunek J. van Genuchten M. T. and Sejna M. 2006. The HYDRUS Software Package for Simulating Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and

