



فصلنامه علوم محیطی، دوره چهاردهم، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۵

۷۵-۹۰

## مدل سازی آلودگی چاه های جذبی بر آب زیرزمینی

بلال اروجی<sup>۱\*</sup>، عیسی سلگی<sup>۱</sup> و محمدصادق علیائی<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup> گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

<sup>۲</sup> معاونت پژوهش و فناوری، وزارت علوم، تحقیقات و فناوری، تهران، ایران

تاریخ پذیرش: ۹۵/۹/۱۷

تاریخ دریافت: ۹۵/۴/۱۴

اروجی، ب.، ع. سلگی و م.ص. علیائی. ۱۳۹۵. مدل سازی آلودگی چاه های جذبی بر آب زیرزمینی. فصلنامه علوم محیطی. ۱۴(۴): ۷۵-۹۰.

**سابقه و هدف:** چاه های جذبی از رایج ترین انواع تا سیسات بهداشتی در بیشتر کشورهای در حال توسعه هستند. این چاه ها به عنوان مکانیزمی برای جداسازی فاز مایع از جامد هستند، اما در بیشتر آنها شرایط برای نیتروژن دهی محلول حاوی سرب فراهم بوده که می تواند حجم قابل توجهی از آلودگی را وارد منابع آب زیرزمینی کند. از این رو برای بررسی نیترات ورودی به آب های زیرزمینی در نواحی استقرار چاه های جذبی از روش مدل سازی استفاده شده است.

**مواد و روش ها:** در این مدل یک آبخوان با ویژگی های عادی یک آبخوان واقعی به صورت فرضی در نظر گرفته شد. فاصله سطح آب زیرزمینی تا کف (ته) چاه جذبی را ۵، ۱۰ یا ۳۰ متر در نظر گرفته و این عمق به تمام سطح آب در آبخوان فرضی تعمیم داده شد. همچنین برای نیترات نیمه عمر ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ روز با مقیاس زمانی ۶ ماه تا چند سال در نظر گرفته شد. سپس در نرم افزار MATLAB نمودار مربوط به تغییرات غلظت نیترات به عمق ترسیم شد.

**نتایج و بحث:** نتایج از بالا بودن احتمال آلودگی نیترات در سطح آب زیرزمینی نسبت به استاندارد سازمان بهداشت جهانی (۵۰ میلی گرم در لیتر) برای آشامیدن در چاه هایی با فاصله ۵ متر بین کف چاه جذب تا سطح آب در دوره ۵ ساله با نیمه عمر متوسط تا طولانی نیترات حکایت داشت. مکان یابی نواحی دور از سطح آب زیرزمینی، تخلیه مکرر چاه، تعویض آن و تفکیک فاضلاب قبل از ورود به چاه از راه حل های مؤثر برای کاهش ورود نیترات از چاه های فضولات انسانی به آب زیرزمینی است. هر چند راهکارهای فوق ممکن است به دلایل اجتماعی، فنی و محدودیت های اقتصادی همیشه قابل اجرا نباشد.

**نتیجه گیری:** بررسی گسترده در سطوح مختلف و با داده های دقیق تر با نیمه عمرهای متفاوت نیترات می تواند اطلاعات درباره شدت آلودگی چاه های فضولات انسانی را افزایش دهد.

**واژه های کلیدی:** نیترات، آب زیرزمینی، چاه جذبی، آلودگی، مدل سازی.

\* Corresponding Author. E-mail Address: balaloroji@yahoo.com

## مقدمه

سطوح معابر و جاده‌ها به‌ویژه در زمان بارش نزولات جوی مشا هده کرد. این موضوع در کشور های درحال توسعه و جوامع با توسعه یافتگی کم بسیار مشهود بوده و اخیرا در کشورهای کمتر توسعه یافته به‌عنوان طرح‌های استراتژیک مورد توجه است (Amini et al., 2005; Aillery et al., 2008). کشورمان هم با وجود داشتن رتبه قابل توجهی در پیشرفت در حوزه بهداشت و پیشرو بودن در ارائه خدمات در حوزه سلامت در منطقه و سطح جهان، تاکنون از اجرای چنین طرح‌هایی در کلان‌شهری همچون تهران به صورت کامل و یکپارچه محروم بوده و در سال‌های اخیر در بیشتر شهرها تنها با هدف جمع‌آوری و بازگرداندن حجم قابل توجهی از آب به چرخه مصرف، اقدام به اجرای این شبکه در سطح شهر کرده است.

هرچند که تاکنون تفکیکی بین سهم آلاینده‌های منابع آلوده‌کننده صورت نگرفته است، اما امروزه فاضلاب ناشی از سرویس‌های بهداشتی یکی از شایع‌ترین انواع آلودگی‌های نقطه‌ای در کشورهای درحال توسعه است (Solgi and Oroji, 2017). در این نقاط سیستم دفع فضولات انسانی توسط چاه با فرآیند جذب کار می‌کند که یکی از مهم‌ترین فرآیندهای احیاء نیترات یعنی نیتروفریکاسیون در فاضلاب در این محیط صورت می‌گیرد. در مناطقی که سطح آب زیرزمینی کم باشد، احتمال آلودگی این آلاینده‌ها را نمی‌توان نادیده گرفت. در این بررسی، آبخوانی فرضی به‌عنوان آبخوان هدف که فاقد شبکه جمع‌آوری فاضلاب و دارای سیستم دفع فاضلاب انسانی به صورت چاه جذبی و همچنین با ویژگی‌های هیدرولوژیکی و زمین‌شناسی خاص است، برای بررسی تاثیر فاضلاب بر منابع آبی آن در نظر گرفته شد. برای مدل‌سازی و تعیین حدود آسیب‌پذیری مدلی فرضی از یک آبخوان طراحی شد و اطلاعات آماری مانند

با گسترش و توسعه شهرها حفظ بهداشت عمومی، دفع بهداشتی فاضلاب از محیط زیست، بازگشت آب به چرخه طبیعت و استفاده بهینه از آن، از دغدغه‌های مهم انسان است (Schouw et al., 2002). در فاضلاب‌های شهری و صنعتی که به صورت کنترل نشده در محیط رها شده و انتشار آلودگی توسط آنها به صورت عینی و توسط نمونه‌های برداشت شده مورد ارزیابی قرار گرفته، نتایج تاثیرگذاری بر کیفیت منابع را به صورت نسبی و نزدیک به واقعیت اعلام می‌کنند. اما در برخی از آلاینده‌های نقطه‌ای، انتشار به نحوی است که با قطعیت نمی‌توان از میزان و حجم آلودگی صحبت کرد و داده‌های کاربردی استخراج کرد، ولی این موضوع نباید دلیلی برای عدم تحقیق و بررسی در شناخت این منابع آلاینده باشد. یکی از این آلاینده‌های نقطه‌ای، چاه‌های جذبی در سیستم دفع فاضلاب منازل مسکونی و برخی از مناطق خدماتی همچون بیمارستان‌ها و صنایع است که از گذشته تاکنون به صورت سنتی حتی در کلان‌شهرهای کشور اجرا شده و در سال‌های اخیر دولت‌ها تنها با هدف بازگرداندن حجم فراوانی از آب و بهره‌برداری از مواد تبدیلی آن، اقدام به احداث و بهره‌برداری از شبکه‌های جمع‌آوری و تصفیه آن در سطح شهرها کرده و کمتر توجهی به میزان آلاینده‌های این نقاط در منابع آب زیرزمینی و خاک شده است (Amini et al., 2008; Geissen et al., 2015; Oroji and Solgi, 2016). در کشورهای درحال توسعه کمبود منابع مالی و هزینه‌بر بودن اجرای شبکه‌های جمع‌آوری و همچنین عدم همکاری مردم در اجرای این طرح‌ها، باعث شده حتی بعضی از کلان‌شهرها نیز از داشتن این فرآیند محروم باشند و امروزه آثار این عقب ماندگی را می‌توان در گسترش میزان آلودگی در منابع آب زیرزمینی و خاک منطقه و همچنین در عدم وجود نظم و بهداشت در

به‌ویژه در نواحی نیمه‌شهری و در حال گسترش و همچنین حومه شهرهای بزرگ افزایش دهد. بر اساس نتایج پژوهش‌های انجام‌شده در سطح جهان آلاینده‌های چاه‌های جذبی در منابع آب زیرزمینی اثبات شده است. در حالی که بررسی‌های جدی و دقیقی به صورت مستقیم و واقعی در این باره در سطح کشور صورت نگرفته و از این رو اطلاعات زیادی درباره فرآیند و سازوکار آنها در نواحی مختلف با ویژگی‌های خاص محیطی و زمین‌شناسی در دست نیست. بنابراین در این پژوهش سعی شده است، علاوه بر بررسی حساسیت موضوع، میزان خطر آلاینده‌های این چاه‌ها در یک مدل فرضی ارزیابی و بررسی شود تا شاید در آینده با توجه به شناخت مکانیزم فرآیند و ضرورت انجام کار، تحقیقات عملی و میدانی برای برآورد آلودگی در نواحی مختلف انجام گیرد. از آنجاکه جمع‌آوری داده‌های دقیق در این باره با توجه به زمان‌بر و پرهزینه بودن محدود است، از این رو هدف از این پژوهش تنها بررسی احتمال آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با توجه به رهنمودهای سازمان بهداشت جهانی در مقیاس آشامیدن (WHO, 2011) و همچنین برآورد محدوده زمانی احتمال آلودگی در چاه‌های جذبی در سیستم دفع فاضلاب انسانی بر منابع آب زیرزمینی است.

### مواد و روش‌ها

تهیه اطلاعات از آبخوان فرضی برای مدل‌سازی با در نظر گرفتن شرایط عادی موجود برای یک آبخوان واقعی انجام شد. در آبخوان فرضی مورد نظر سفره آب زیرزمینی منبع تأمین‌کننده آب شرب ساکنین بوده و سطح آب زیرزمینی در این آبخوان از ۵ متر تا ۳۰ متر در زیر چاه جذب در نظر گرفته شد. اطلاعات هیدرولوژیکی آبخوان فرضی مانند هدایت هیدرولیکی خاک، عمق سطح آب زیرزمینی و ضخامت آبخوان، طراحی و در محیط اکسل ذخیره‌سازی شد. سایر

تعداد و مشخصات این نقاط آلاینده، ویژگی‌های خاک و آب زیرزمینی مدل فرضی تهیه و تجزیه و تحلیل شد (Geissen *et al.*, 2015; Aillery *et al.*, 2005). 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 یا بهبود چاهک‌های فاضلاب انسانی است. چاه‌های فاضلاب انسانی معمولاً دارای ۳/۵ تا چندین متر عمق، ۱ تا ۲ متر مربع مساحت و با دیوارهای گلی، آجر یا بلوکی هستند که برای جلوگیری از ریزش دارای سقف پوشیده شده اصولی هستند. معمولاً دیواره و کف گلی چاه با نفوذپذیری بالا منجر به نشست و ورود محتویات مایع و سیال چاه به اطراف شده و مواد جامد در داخل گودال به دام افتاده و انباشت می‌شوند. محتویات چاه، چه مایع و چه جامد، از فضولات نیتروژن‌دار و نیتروژن آلی و همچنین اوره تشکیل شده که در چاه دچار تجزیه بیولوژیکی و در نهایت تبدیل به نیترات می‌شوند (Anonymous, 2005; Mondal *et al.*, 2005). نیترات سیال در زیر سطح زمین به‌سختی می‌تواند حذف شود و این موضوع می‌تواند نگرانی‌هایی ناشی از ورود آن به آب‌های زیرزمینی ایجاد کند. سازمان بهداشت جهانی حداکثر میزان نیترات موجود در آب آشامیدنی را ۵۰ میلی‌گرم در لیتر تعیین کرده است (WHO, 2011). بنابراین چاه‌های فاضلاب انسانی خطر جدی را برای آلودگی آب‌های زیرزمینی که منبع تأمین‌کننده آب شرب هستند به وجود آورده و این حساسیت در محیط‌هایی که سطح آب زیرزمینی به کف چاه‌های تخلیه نزدیک است، بیشتر از پیش خواهد بود. از آنجاکه کشورهای در حال توسعه نسبت به بهبود سلامت و بهداشت در جوامع توجه و تمرکز دارند، بی‌توجهی به این موضوع می‌تواند خطرات بالقوه آلودگی نیترات و پتانسیل آلاینده‌های چاه‌های تخلیه فاضلاب انسانی را

(به‌عنوان مثال، بین ۳۶۰ و ۷۲۰ میلی‌متر در سال) و بار شیب هیدرولیکی بین ۰/۰۲ و ۰/۰۱ تخمین زده شد. اطلاعات کمی درباره غلظت نیترات در نواحی تحتانی چاه‌های فاضلاب وجود داشته و تاکنون در این حوزه تحقیقات چندانی صورت نگرفته است؛ اما در پژوهش‌های صورت گرفته هر نفر متوسط بین ۷/۹ - ۱۲/۵ گرم در روز نیترژن دفع می‌کند (Schouw *et al.*, 2002; Cruz *et al.*, 2012).

برای ساده کردن مدل، فرض بر این شد که هیچ ورودی دیگری از نیترات همچون رواناب‌های سطحی به داخل چاه‌ها وجود ندارد. اگر میانگین دفع نیترژن را برای هر نفر ۱۰ گرم در روز در نظر بگیریم و دفع مایعات (ادرار) ۲/۵ لیتر در روز باشد، با توجه به اینکه ۶۰ درصد نیترژن این حجم به نیترات تبدیل شود، غلظت نیترات داخل چاه را می‌توان ۲۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر برآورد کرد (Liu *et al.*, 2005). نتایج به‌دست‌آمده و نمودارهای ترسیم‌شده، بدون شک می‌تواند برای تعیین غلظت نیترات در زیر چاه‌های جذب فرض شود. از این رو می‌تواند به آسانی و با اطمینان برای تعیین یک غلظت واقعی همچون نمونه‌های چاه جذبی در آبخوان یک دشت مورد استفاده قرار گرفته و تفسیر شوند. با توجه به حساسیت موضوع و برآورد دقیق آسیب‌پذیری، می‌توان پژوهش‌های بعدی در این باره را با جمع‌آوری اطلاعاتی همچون بررسی طرح‌های مختلف چاه‌های جذب در مناطق مختلف و در آبخوان‌های واقعی متمرکز کرد. و همچنین طیف‌های وسیعی از نیمه‌عمر نیترات را مورد ارزش‌یابی قرار داد. فرآیند واپاشی نیترات به عواملی همچون فعالیت‌های بیولوژیکی در خاک و خواص جذب نیترات توسط خاک بستگی دارد. از آنجاکه داده‌های دقیقی درباره سرعت واپاشی نیترات در خاک در دسترس نیست، برای بررسی دقیق موضوع طیف وسیعی از نیمه‌عمرهای نیترات در مدل به کاررفته محاسبه و محدوده آن برای این کار ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ روز

اطلاعات نیز همچون برآورد تعداد و ابعاد چاه‌های جذبی و تعداد کاربران آن نیز در مدل فرضی لحاظ شد. مشخصات در نظر گرفته شده برای آبخوان فرضی به صورتی بود که این نوع از آبخوان جزء بیشترین مدل از آبخوان‌های آب زیرزمینی موجود در مناطق مختلف بوده و شرایط خاص و کمتر محتمل لحاظ نشد.

## بحث و نتایج

طی این مدل‌سازی مشخصات آبخوان فرضی حدود ۲۵۰۰۰۰ مترمربع، به طول ۱۰۰۰ متر با عمق ۲۵۰ متر و عرض ۴ متر در نظر گرفته شده است. تراکم چاه‌ها به این صورت تخمین زده شد که یک چاه برای ۵۰ مترمربع و مساحت هر یک از این چاه‌ها نیز ۲ مترمربع باشد که مجموع کل مساحت چاه‌ها ۱۰۰۰۰ مترمربع در نظر گرفته شد و از طریق برخی منابع اطلاعاتی و نظر سنجی‌های غیررسمی از ساکنان برخی شهرها، فرض بر این شد که به‌طور متوسط ۱۰ نفر از هر چاه استفاده می‌کنند. تغذیه یا شار هر چاه تقریباً ۰/۰۰۲ مترمکعب بر مترمربع برروز تخمین زده شد که این مقدار بر اساس گزارش تفصیلی استفاده از چاه و نرخ پر شدن آن برآورد شده است. با فرض میزان ۰/۲ درصدی برای رطوبت خاک، میزان نفوذپذیری ۰/۰۱ متر در روز در نظر گرفته شد. همچنین مقدار انتشار خطی ۲ متر تعیین شد. ضریب تاخیر برای نیترات تقریباً ۱ فرض شد که نشان از تحرک بالای نیترات دارد (Shamrukh *et al.*, 2001; Almasri and Lee *et al.*, 2014; Kaluarachchi, 2007). هدایت هیدرولیکی خاک در مدل مورد بررسی که ترکیبی از شن، ماسه و رس بود، متوسط ۷/۴۳ متر در روز در مدل محاسبه شد (Dovonou, 2012; kouame, 2007). نرخ تغذیه آب زیرزمینی در این مدل بین ۰/۰۰۱ و ۰/۰۰۲ مترمکعب بر مترمربع برروز تخمین زده شد

$C$ ، غلظت نیترات در خاک غیراشباع (میلی گرم 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)  
 $\lambda$ ، ضریب واپاشی (روز) که نیمه عمر مربوطه از رابطه ۲ استخراج می‌شود:

#### رابطه (۲)

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

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:

#### رابطه (۳)

$$C_{pw} = \frac{C_0}{2} \left[ \frac{(\exp(vz_w)(1-\gamma)) \operatorname{erfc}\left(\frac{z_w - vt}{2\sqrt{d_L t}}\right) + (\exp(vz_w)(1-\gamma)) \operatorname{erfc}\left(\frac{z_w + vt}{2\sqrt{d_L t}}\right)}{2\sqrt{d_L t}} \right]$$

#### رابطه (۴)

$$\gamma = \sqrt{1 + \frac{4\lambda d_L}{v}}$$

تمامی این فرآیندها در محیط نرم‌افزار MATLAB انجام شد. 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.

#### رابطه (۵)

تعادل جریان آب:

$$Q_{ao} = Q_{ai} + A_r \times q_r + A_p \times q_p$$

#### رابطه (۶)

تعادل حجم نیترات:

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

برای پوشش بیشتر در نظر گرفته شد (Herbert and Kovar, 2009; Mondal et al., 2005).

### مدل سازی

برای ارزیابی کمی اثر نیترات موجود در چاه‌های جذب بر آب‌های زیرزمینی از مدل ترکیبی استفاده شد. این مدل ترکیبی، یک‌راه حل تحلیلی برای حالت پایدار واکنش انتقالی از طریق محیط غیرا شعاع یا هوادار است که برای تولید مدلی از اختلاط در آب زیرزمینی استفاده شد. این روش با آنکه دارای پیچیدگی‌هایی بود، ولی به دلیل داشتن ترکیبی از فرآیندهای کلیدی و ساده مورد نیاز با وجود عدم دسترسی به اطلاعات دقیق انتخاب شد. در سال‌های اخیر تلاش‌ها و کارهای مفصل‌تری برای شبیه‌سازی برخی مشکلات همچون دفع لجن انجام شده است (Adadzi, 2012; Heatwole and McCray, 2007).

با این حال، در اینجا از مدل‌های عددی *HYDRUS* استفاده شد که به داده‌ها و اطلاعاتی مانند توصیف ویژگی‌های هیدرولیکی خاک مدل نیاز داشت (Simunek et al., 2006). در مقابل، یک رویکرد بسیار ساده‌شده برای بهسازی آب‌های زیرزمینی توسط سازمان زمین‌شناسی بریتانیا برای ارزیابی ریسک توسعه داده شده است. اما با استفاده از آن نمی‌توان به‌صراحت اثر فرآیند نیتروژن‌دهی را مطرح کرد و این مدل برای ارزیابی و تخمین مکان‌های کوچک همچون گمانه‌های تکی (انفرادی) استفاده می‌شود (ARGOSS, 2002 and 2001). از مدل استاندارد فرارفت - پراکندگی - واکنش (رابطه ۱)، برای برآورد میزان انتقال نیترات از چاه‌های جذبی به آب زیرزمینی استفاده شد (Butler et al., 2003).

#### رابطه (۱)

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{d_L v}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{v}{R} \times \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{\lambda}{R} C$$

در اینجا:

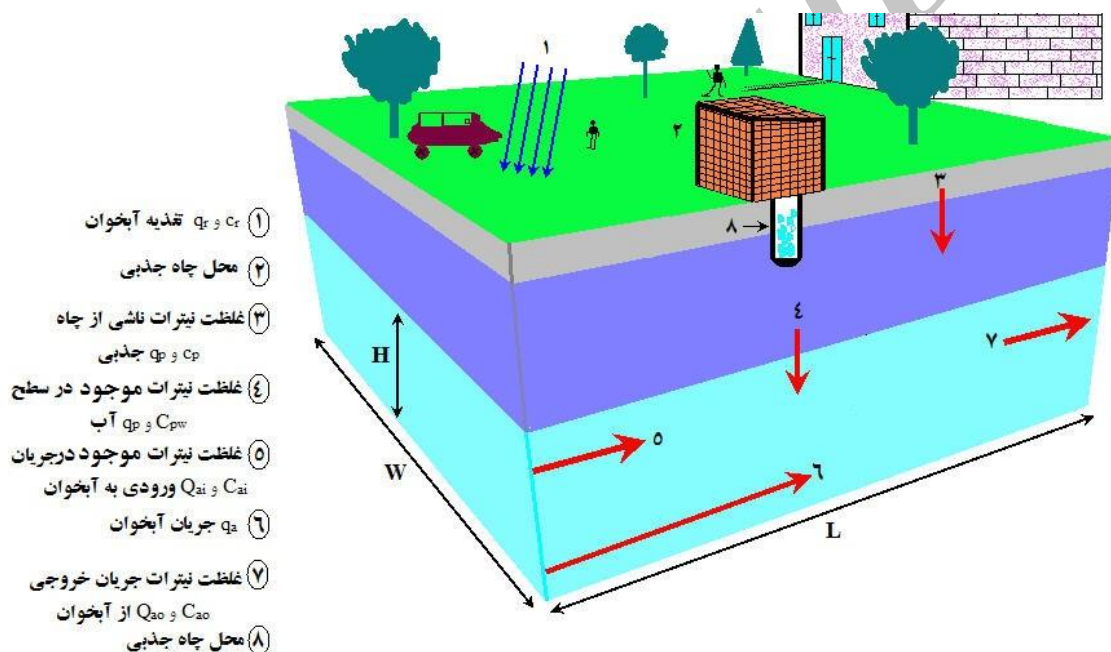
## رابطه (۷)

$C_r$ ، غلظت نیترات در رواناب‌های سطحی (صفر فرض شد)  
 $q_p$ ، میزان آب عبوری از هر چاه جذبی ( $\text{m}^3/\text{day}$ )  
 $q_r$ ، حجم تغذیه آب زیرزمینی ( $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{day}$ )  
 $A_p$ ، کل سطح چاه‌های جذبی ( $\text{m}^2$ )  
 $A_r$ ، سطح آبخوان تغذیه شده ( $\text{m}^2$ )  
 $W$ ، عرض آبخوان (m)  
 $H$ ، ضخامت آبخوان، یعنی ناحیه‌ی اختلاطی مؤثر (m)  
 $K$ ، هدایت هیدرولیکی ( $\text{m}/\text{day}$ )  
 $i_i$ ، شیب هیدرولیکی است.  
 این وضعیت به صورت شماتیک در شکل ۱ نشان داده شده است.

$$Q_{ai} = W \times H \times K \times i_i$$

در اینجا:

$Q_{ai}$ ، جریان ورودی به آبخوان ( $\text{m}^3/\text{day}$ )  
 $Q_{ao}$ ، جریان خروجی از آبخوان ( $\text{m}^3/\text{day}$ )  
 $C_{pw}$ ، غلظت نیترات در نواحی بین کف چاه تا سطح آب زیرزمینی (بر اساس مدل فرارفت - پراکندگی - واکنش،  $\text{g}/\text{m}^3$ )  
 $C_{ao}$ ، غلظت نیترات در جریان خروجی آبخوان، نتیجه و هدف نهایی مدل ( $\text{g}/\text{m}^3$ )  
 $C_{ai}$ ، غلظت نیترات در جریان ورودی آبخوان (صفر فرض شد)



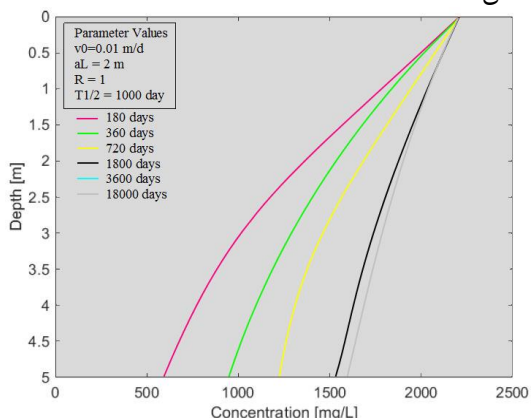
شکل ۱- اجزاء مدل به صورت شماتیک. پارامترهای محدوده آبی تیره رنگ، منطقه اشباع نشده و محدوده آبی روشن موقعیت آبخوان فرضی است

Fig. 1- Schematic representation of the model parameters. The light blue zone represents the unsaturated zone and the dark blue zone represents the aquifer

از مقادیر ورودی  $C_{pw}$  از بالای آبخوان از ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ میلی گرم در لیتر بود که با توجه به مواز نه حجم آب و نیترات ورودی محاسبه شد. حجم‌های مختلفی از  $C_{pw}$  تحت عمق‌های متفاوت و نیمه عمرهای فرضی اندازه گیری شد که در شکل‌های ۲ تا ۱۰ نشان داده شده است. برای محاسبه این جریان و حجم تبادلی، دو شیب هیدرولیکی (۰/۰۱ و ۰/۰۲) و دو نرخ تغذیه آب زیرزمینی

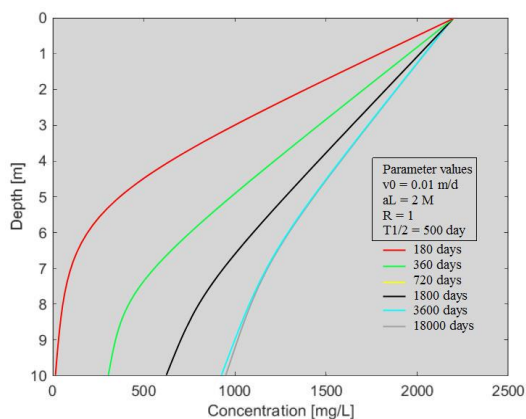
غلظت نیترات در ناحیه تحتانی بین کف چاه تخلیه و سطح آب زیرزمینی بر اساس مدل فرارفت-پراکندگی-واکنش به طور خلاصه در شکل‌های ۲ تا ۱۰ نشان داده شده است که با در نظر گرفتن فاصله از ناحیه تحتانی چاه‌های تخلیه تا سطح آب به ترتیب ۵، ۱۰ و ۳۰ متر در مقیاس‌های زمانی مختلف، در محدوده‌ی ۶ ماه تا بیش از ۵۰ سال محاسبه شده است. طیف وسیعی

نظر گرفته شد. نتایج برآورد مقدار Cao در جدول ۱ نشان داده شده است.



شکل ۳ - نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۵ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه عمر فرضی ۱۰۰۰ روز

Fig. 3- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 5 m, with nitrate half-lives assumed as 1000 days

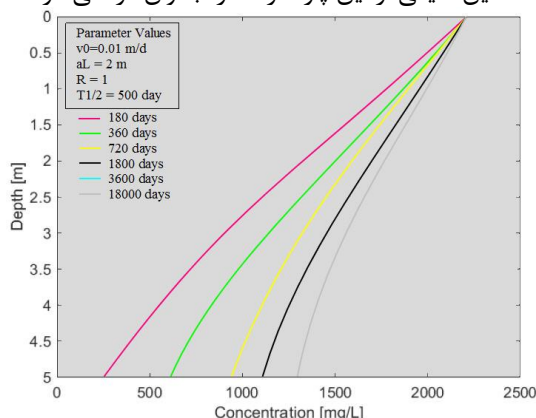


شکل ۵ - نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۱۰ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه عمر فرضی ۵۰۰ روز

Fig. 5- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 10 m, with nitrate half-lives assumed as 500 days

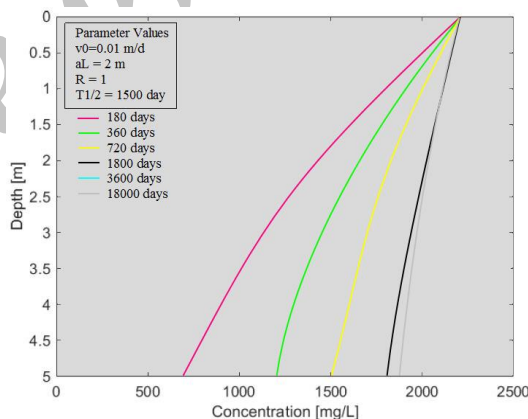
(۰/۰۰۲ و ۰/۰۰۱) برحسب مترمکعب بر مترمربع برروز)

برای تخمین طیفی از این پارامترها در آبخوان فرضی در



شکل ۲- نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۵ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه عمر فرضی ۵۰۰ روز

Fig. 2- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 5 m, with nitrate half-lives assumed as 500 days



شکل ۴ - نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۵ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه عمر فرضی ۱۵۰۰ روز

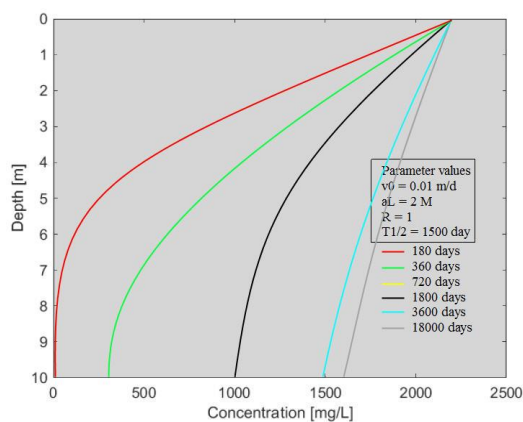
Fig. 4- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 5 m, with nitrate half-lives assumed as 1500 days

۱). با در نظر گرفتن بهترین وضعیت ممکن در این بررسی، به عنوان مثال حداکثر نرخ تغذیه آب زیرزمینی (۰/۰۰۲ مترمکعب بر مترمربع برروز)، بیشترین شیب هیدرولیکی (۰/۰۲) و کوتاه ترین نیمه عمر نیترات

نرخ تغذیه آب زیرزمینی تأثیر قابل توجهی بر غلظت نیترات یک آبخوان دارد، به طوری که غلظت نیترات در یک آبخوان با کاهش ۵۰ درصدی در نرخ تغذیه، افزایش ۶۰-۸۰ درصدی خواهد داشت (جدول

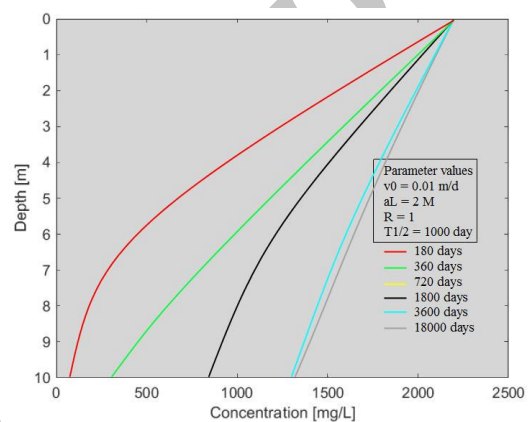
متری از سطح آب زیرزمینی مقدار غلظت نیترات به ۱۵۰۰ میلی‌گرم‌درلیتر می‌رسد، درحالی‌که در نیمه‌عمر ۱۰۰۰ روز، رسیدن به غلظت ۱۵۰۰ میلی‌گرم‌درلیتر به دو سال کاهش پیدا کرده (شکل ۳) و در ادامه با تغییر نیمه‌عمر نیترات به ۱۵۰۰ روز، مدت زمان موردنیاز افزایش غلظت نیترات به ۱۵۰۰ میلی‌گرم‌درلیتر به کمتر از دو سال رسیده است (شکل ۴).

(۵۰۰ روز)، بعد از گذشت ۵۰ سال مقدار نیترات از حد استاندارد جهانی (۵۰ میلی‌گرم‌درلیتر) خواهد گذشت و برای فاصله کوتاه از کف چاه تا سطح آب زیرزمینی حتی در عمق ۵ متر به ۱۵۰۰ میلی‌گرم‌درلیتر می‌رسد که در شکل ۳ و ۴ مشاهده می‌شود. بااین حال، محاسبه دقیق میزان نیترات مشروط به نیمه‌عمر این عنصر است. به طوری که در نیمه‌عمر ۵۰۰ روز بعد از گذشت ۵۰ سال در فاصله ۵



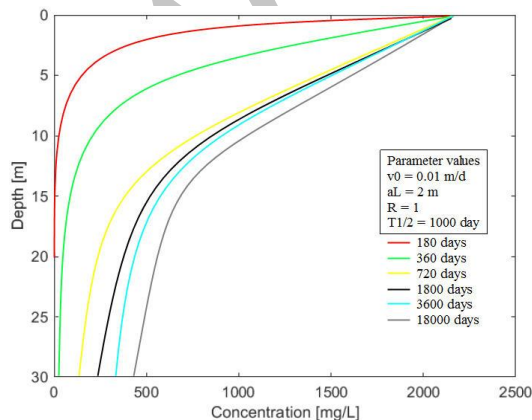
شکل ۷- نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۱۰ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه‌عمر فرضی ۱۵۰۰ روز

Fig. 7- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 10 m, with nitrate half-lives assumed as 1500 days

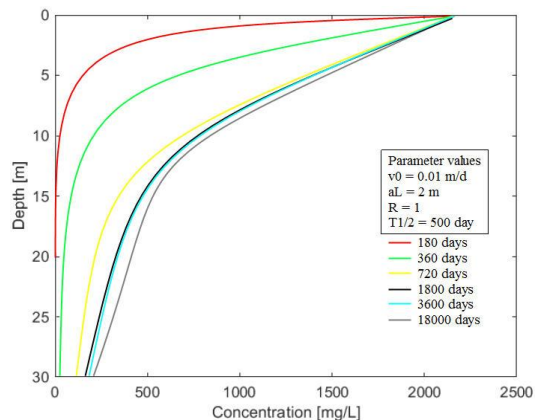


شکل ۶- نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۱۰ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه‌عمر فرضی ۱۰۰۰ روز

Fig. 6- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 10 m, with nitrate half-lives assumed as 1000 days



شکل ۹- نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۳۰ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه‌عمر فرضی ۱۰۰۰ روز



شکل ۸- نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۳۰ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه‌عمر فرضی ۵۰۰ روز



Fig. 9- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 30 m, with nitrate half-lives assumed as 1000 day

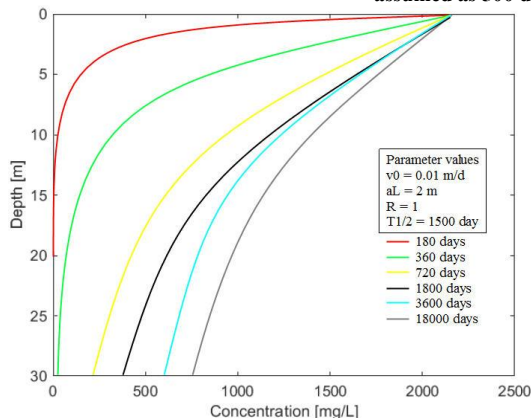


Fig. 8- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 30 m, with nitrate half-lives assumed as 500 day

شکل ۱۰- نمودار غلظت نیترات وابسته به عمق در زمان مشخص، با در نظر گرفتن عمق ۳۰ متری از کف چاه تا سطح آب با نیمه عمر فرضی ۱۵۰۰ روز

Fig. 10- Depth-dependent nitrate concentrations at specified times, considering a depth from the bottom of the pits to the water table of 30 m, with nitrate half-lives assumed as 1500 day

جدول ۱- نتایج غلظت نیترات در آبخوان فرضی ( $C_{ao}$ ) (برحسب میلی گرم بر لیتر)، برای مقادیر متفاوت شیب هیدرولیکی ( $i_i$ ) و نرخ تغذیه ( $q_r$ ) (برحسب مترمربع بر مترمکعب بر روز)

Table 1- Results nitrate concentrations in the aquifer Hypothetical ( $C_{ao}$ ) (mg/L), for different values of hydraulic head gradient ( $i_i$ ) and groundwater recharge ( $q_r$ ) ( $m^2/m^2/day$ ) assumptions

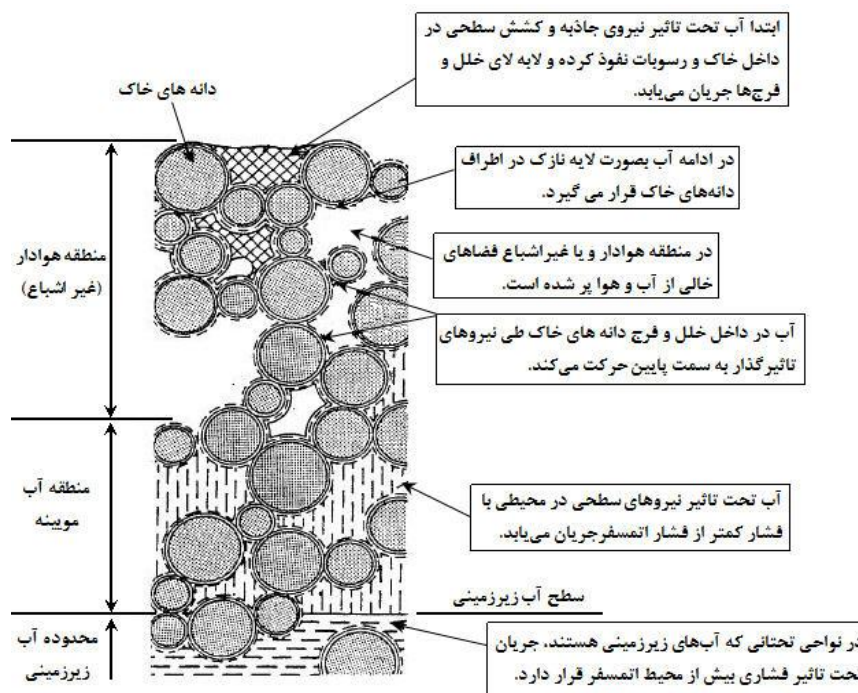
1500	1500	1250	1250	1000	1000	750	750	500	500	نیمه عمر
51	45	42	37	34	30	25	22	17	15	$q_r = 0.002$
87	72	73	60	58	48	44	36	29	24	$q_r = 0.001$
0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	شیب هیدرولیکی ( $i_i$ )

سازمان بهداشت جهانی (WHO) در نیمه عمر طولانی مفروض است. بر این اساس، غلظت نیترات در عمق ۱۰ متری از سطح آب زیرزمینی به ۱۵۰۰ میلی گرم در لیتر می رسد که در نمودار ۷ دیده می شود. همانطور که در نمودارهای ۸ تا ۱۰ دیده می شود در فاصله ۳۰ متری از کف چاه جذبی میزان غلظت نیترات در آب زیرزمینی به میزان چشمگیری کمتر از دو حالت قبل بوده و احتمال آلاینده گی کمتری دارد. اما این موضوع به هیچ عنوان بیانگر عدم آسیب پذیری آب زیرزمینی نیست. سه نوع منطقه به لحاظ اشباع از آب وجود دارد. این مناطق در شکل ۱۱ مشخص شده است. منطقه

از این رو با افزایش نیمه عمر نیترات تجاوز غلظت نیترات در آب زیرزمینی زیر چاه در مدت زمان های کاهشی (نزولی) افزایش چشمگیری خواهد داشت که در نمودارهای ۲ تا ۴ نشان داده شده است. لازم به ذکر است که طبق یک اظهار نظر نباید حدفاصل عمق چاه با سطح آب زیرزمینی کمتر از ۲ متر باشد، در صورتی که در این بررسی نفوذ نیترات در زیر چاه جذبی به آب زیرزمینی در فاصله ۵ متر قابل توجه بوده است (WHO, 2011). البته به جز زمانی که نیمه عمر حداقل را لحاظ کنیم. حتی در مورد فاصله از سطح آب زیرزمینی در محدوده ۱۰ متر بعد از گذشت ۵ سال تجاوز از رهنمود

بیش از فشار جو وجود دارد که در این ناحیه سفره آب زیرزمینی قرار دارد. از این رو خاک‌ها می‌توانند ضایعات را با کیفیت متفاوت از خود انتقال دهند. سرعت آب زیرزمینی در خاک غیراشباع حدود  $0/3$  متربرروز است. این در حالی است که با وجود شکاف‌های بزرگ‌تر و منافذ درشت‌تر میزان نفوذ به حدود  $0/5$  متر در روز می‌رسد.

غیراشباع یا منطقه هوادار از هوا و بخار آب (مایع) پر شده و ترکیب پیچیده‌ای از ذرات جامد، مایعات و گازها است. در زیر منطقه هوادار مناطقی مملو از آب مویینه اشباع‌شده در بین دانه‌های خاک وجود دارد که از طیف وسیعی از دانه‌های درشت تا ریز (رس) تشکیل شده‌اند. این دانه‌بندی به ترکیب آنها بستگی دارد. در قسمت تحتانی این منطقه، ناحیه‌ای با فشاری



شکل ۱۱- شماتیکی از آب در خاک (Shaw, 1994)

Fig. 11- Schematic of water in the soil (Shaw, 1994)

چاه جذبی محاسبه شده است. از این رو انجام تحقیقات جدی در این زمینه در سطح کشور ضروری بوده و لازم است مناطق مختلف را از لحاظ میزان تاثیرپذیری در خصوص نفوذ این آلاینده‌ها پهنه‌بندی کرد. در صورت انجام تحقیقات جدید می‌توان به اطلاعات کافی درباره فرآیندهای نیتروژن‌دهی و روش‌های عملی برای افزایش حذف بیولوژیکی آلاینده‌های همچون نیترات در زیر سطح و اطراف چاه‌های جذبی دست یافت. با وجود این، هرگونه توسعه روش نیتروژن‌دهی جدید باید کم‌هزینه، مقاوم در تغییر شرایط محیطی، طولانی‌مدت (درازمدت)

در ادامه به چند پژوهش درباره اثرات آلاینده‌های چاه‌های جذبی بر منابع آب زیرزمینی در سطح جهان اشاره خواهد شد که تغییراتی همچون: نیترات، نیتريت، کلیفورم، فلزات سنگین، خواص هیدروشمی‌یابی و بیولوژیکی را مورد ارزیابی قرار داده و نتایج حاصل از آن در جدول ۲ آورده شده است. به‌طور عمده، نتایج حاصل از این تحقیقات به نفوذ آلودگی از چاه‌های جذبی و ورود به منابع خاک و در نهایت به آب زیرزمینی اشاره داشته و میزان حجم تاثیر این آلاینده‌ها با توجه به جنس و نوع رسوبات منطقه در یک نمونه تا ۲۵ متر دورتر از محل

و بدون نیاز به نگهداری توسط کاربران و فاقد محدودیت‌های چالش‌برانگیز در استفاده از آنها باشد که تمامی این مسائل نیازمند پژوهش‌های گسترده و عملی است.

جدول ۲ - خلاصه‌ای از پژوهش‌های انجام‌شده درباره آلودگی آب زیرزمینی و خاک توسط چاه‌های جذب.

Table 2- Summary of selected studies that assessed groundwater or soil contamination associated with pit latrines

نتایج Conclusions	پارامترهای کیفی آب Water quality parameters	کشور Country	منابع Source
بالا بودن غلظت عناصر تا نواحی کمتر از ۱۱ متری چاه	آمونیاک، نیترات، نیتريت	آفریقای جنوبی	Vinger <i>et al.</i> , 2012
به دلیل وجود رس بالا در نواحی نزدیک چاه میزان انتشار آلودگی کاهش چشمگیری داشت.	کلیفورم، TDS و نیترات	هند	Puiari <i>et al.</i> , 2012
انتشار عناصر تا عمق ۱۰/۲ متری از چاه جذب بالا بودن میزان ویروس‌های همچون Adenovirus, Rotavirus در نواحی نزدیک به چاه‌های جذب	کلیفورم، کلراید و برخی از فلزات سنگین	هند	Banerjee, 2011
نفوذ آلودگی تا بیش از ۵ متری از چاه جذب و کاهش کیفیت از حد WHO	عامل اسهال	بنین	Verheyen <i>et al.</i> , 2009
غلظت بالای نیترات و کلیفورم مدفوعی در اطراف چاه‌های جذب یافته شد	آمونیم، نیترات، کدورت، pH و کلیفورم	زیمبابوه	Dzwauro <i>et al.</i> , 2006
بالا بودن غلظت نیترات در نزدیکی چاه‌های جذب	Na, Zn, Cu, Co, Fe, نیترات، فسفات و کلیفورم مدفوعی	زیمبابوه	Zingoni <i>et al.</i> , 2005
بالا بودن غلظت نیترات در نزدیکی چاه‌های جذب	خواص هیدروشمیایی	بوتسوانا	Mafa, 2003
ارتباط معناداری بین آلودگی‌های میکروبیولوژیکی و چاه جذب یافته شد.	کلراید، سولفات، پتاسیم و نیترات	مولداوی و کوزوو	Banks <i>et al.</i> , 2002
بالا بودن آلودگی در فواصلی بیشتر از یک متر اطراف چاه جذب	کلیفورم مدفوعی و نیترات	اوگاندا	Howard <i>et al.</i> , 2003
بالا بودن آلودگی در فواصلی بیشتر از یک متر اطراف چاه جذب	کلیفورم مدفوعی و خواص هیدروشمیایی	بنگلادش	Ahmed <i>et al.</i> , 2002
نفوذ آلودگی در برخی نمونه‌ها تا عمق ۲۰ متری از اطراف چاه جذب	نیترات و کلیفورم	زیمبابوه	Chidavaenzi <i>et al.</i> , 2000

مناطق غیرمجاز و ممنوعه و ...) بررسی‌های زمین‌شناسی و طرح‌های هادی انجام نمی‌شود تا اطلاعات اولیه و اساسی جمع‌آوری شود (Liu *et al.*, 2005). در مناطقی که سطح آب زیرزمینی بالا بوده و احتمال ورود و تغذیه به آبخوان بالاست، تخلیه مکرر چاه، ساده‌ترین راه جلوگیری از شسته شدن نیترات به آب زیرزمینی در نواحی چاه‌های فاضلاب انسانی (توالت) است. برای آبخوان‌هایی با سطح عمق آب ۵ متر پایین‌تر از کف چاه جذبی برای رسیدن به حالت رهنمود سازمان بهداشت جهانی (WHO) که قبلاً توضیح داده شد، دو سال زمان نیاز است. حال ممکن است این زمان بین دو مقطع زمانی تخلیه چاه در

هرچند راهکارهای بالقوه کاهش‌دهنده خطرات آلودگی آب‌های زیرزمینی همواره مطرح و پیشنهاد می‌شود ولی به دلیل محدودیت‌های اجتماعی، فنی و اقتصادی متأسفانه در بیشتر مواقع قابل اجرا نیستند. شاید بهترین روش در مرحله اول خودداری از ساخت چاه‌های جذبی (توالت) در مناطقی با عمق سطح آب زیرزمینی کم باشد، ولی این نمی‌تواند یک پیشنهاد سازگار با محیط‌های شهری باشد زیرا در مناطق کمتر توسعه یافته و شهرهای کوچک غالباً این روند اجرا نمی‌شود و این مناطق بیشتر مستعد خطرات آلاینده‌ها هستند، چرا که در این مناطق (حاشیه شهرها، حومه‌نشین‌ها، حلی‌نشین‌ها، سکونت غیرقانونی در

این بررسی، 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 آبخوان فرضی مورد نظر در نیمه‌عمر متوسط تا طولانی نیترات و با در نظر گرفتن عوامل مؤثر همچون ویژگی‌های هیدرولوژیکی منطقه مانند نرخ تغذیه آب زیرزمینی با فرض فاصله ۵ متری کف چاه جذبی از سطح آب زیرزمینی، میزان غلظت نیترات با گذشت دو سال به حد استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) 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، باید میزان غلظت نیترات در چاه‌ها و نواحی مختلف آبخوان را در نیمه‌عمرهای مختلف ارزیابی کرد. با مکان‌یابی چاه‌های جذبی، طراحی چاه و مدیریت آنها در مناطقی که سطح آب زیرزمینی بالاست (سطح آب در عمق کمتری قرار دارد) می‌توان میزان اثرات این آلاینده‌های نقطه‌ای را کنترل کرد. امیدوار هستیم مدل ارائه‌شده در این پژوهش برای کاهش خطرات ناشی از ورود نیترات چاه‌های جذبی به آب‌های زیرزمینی در مناطق پرجمعیت در حال توسعه مورد استفاده قرار گیرد.

بعضی خانوارها، کوتاه‌تر شود (WHO, 2011). در این مورد، درباره مقصد نهایی تخلیه لجن‌های چاه‌ها باید تصمیمات جدی گرفت. با تخلیه محتویات چاه و تبدیل آنها به ضایعات خشک یا به‌عنوان لجن (کود آلی) که در اراضی کشاورزی با سطح آب زیرزمینی بالا استفاده می‌شود، باید نسبت به مدیریت و کنترل آلودگی احتمالی و ارزیابی ریسک خطر آنها در منابع آب زیرزمینی اقدام لازم را در نظر گرفت (Thye *et al.*, 2011). راه‌حل دیگر این معضل طراحی ساختار چاه‌ها برای جلوگیری از آلودگی نیترات آنهاست. 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 (Anonymous, 2005). همچنین توصیه دیگر در این باره حفر چاه تخلیه در مناطقی است 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 کار ساز باشد (WHO, 2011).

## نتیجه‌گیری

## منابع

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.

Ahmed, K.M., Khandkar, Z.Z., Lawrence, A.R., Macdonald, D.M.J. and Islam, M.S., 2002.

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, pp. 37-67.

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, Vol. 6, pp. 65.
- Almasri, M.N. and Kaluarachchi, J.J., 2007. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology*. 343, 211-229.
- Amini, M., Abbaspour, K.C., Berg, M., Winkel, L., Hug, S.J., Hoehn, E., Yang, H. and Johnson, C.A., 2008. Statistical modeling of global geogenic arsenic contamination in groundwater. *Environmental science & technology*. 42, 3669-3675.
- ARGOSS, 2001. Guidelines for assessing the risk to groundwater from on-site sanitation. British Geological Survey Commissioned Report, CR/01/142.97.
- ARGOSS., 2002. Assessing Risk to Groundwater from On-site Sanitation: Scientific Review and Case Studies British Geological Survey Commissioned Report, CR/01/079N. 105.
- Banerjee, G., 2011. Underground pollution travel from leach pits of on-site sanitation facilities: a case study. *Clean Technol Environ Policy*. 13, 489-497.
- 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. *J Chartered Inst Water Environ Manage*. 16, 147-152.
- Butler, A.P., Brook, C. and Godley, A., 2003. Attenuation of landfill leachate in unsaturated sandstone. *Proceedings of the Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia*.
- Chidavaenzi. M., Bradley, M., Jere, M. and Nhandara, C., 2000. Pit latrine effluent infiltration into groundwater: the Epworth case study. *Schriften Ver Wasser Boden Lufthyg*. 105, 171-177.
- 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.
- Del Porto, D. and Steinfeld, C., 1999. *The Composting Toilet System Book, a Practical Guide to Choosing, Planning and Maintaining composting Toilet Systems, A Water-Saving, Pollution Preventing Alternative*, Concord, Massachussetts, The Center for Ecological Pollution Prevention.
- 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.
- Dzwairo, 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, 779-788.
- Environment Agency, 2005. Attenuation of nitrate in the subsurface environment. *Science Report SC030155/SR2*, pp. 108
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S.E. and Ritsema, C.J., 2015. Emerging pollutants in the environment: a challenge for water resource management. *International soil and water conservation research*. 3, 57-65.

- Herbert, M. and Kovar, K., 2009. Groundwater Quality: Remediation and Protection. Wallingford, International Association Hydrological Sciences. No. 250.
- 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.
- 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, 3421-3429.
- 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 pour la prevention et la protection des eaux souterraines contre la pollution, PhD thesis, Université Félix Houphouët-Boigny.
- 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.
- Liu, G.D., Wu, W.L. and Zhang, J., 2005. Regional differentiation of non-point source pollution of agriculture-derived nitrate nitrogen in groundwater in northern China. *Agriculture, ecosystems & environment*. 107, 211-220.
- Mafa, B., 2003. Environmental hydrogeology of Francistown. Bundesanstalt für Geowissenschaften and Rohstoffe and Department of Geological Survey Botswana.
- Mondal, N.C., Saxena, V.K. and Singh, V.S., 2005. Assessment of groundwater pollution due to tannery industries in and around Dindigul, Tamilnadu, India. *Environmental Geology*. 48, 149-157.
- Oroji, B. and Solgi, I., 2016. Vulnerability Assessment of Asadabad (Hamadan) Plain Groundwater by GIS. *Journal of Environmental Sciences*. 14, 91-104.
- 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, 251-263.
- 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.
- Shaw, E.M., 1994. Hydrology in practice. Formerly of the Department of Civil Engineering Imperial College of Science, Technology and Medicine. London, Chapman & Hall, pp. 628.
- 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.
- 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 Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Technical Manual, Version 1.0, PC Progress, Prague, Czech Republic, pp. 241.
- Solgi, I. and Oroji, B., 2017. A Survey of Nitrate and Nitrite Concentrations in Groundwater of

Urban and Agricultural Areas of the Asadabad Plain. Iran – Water Resources Research (Article in press).

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, pp. 1–6.

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.

Van Genuchten, M.T. and Alves, W.J., 1982. Analytical solution of the one-dimensional convective dispersive solute transport equation, Technical Bulletin. U.S. Department Agricultural Research Service.

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, 2798-2801.

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, 402-407.

World Health Organization, 2011. Nitrate and Nitrite in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, pp. 31.

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, 680-688.





Environmental Sciences Vol.14 / No.4 / Winter 2017

75-90

## Modeling of absorptive wells pollution on groundwater

Balal Oroji<sup>1\*</sup>, Eisa Solgi<sup>1</sup> and Mohammad Sadegh Oliaei<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources and Environmental Science, Malayer University, Malayer, Iran

<sup>2</sup> Department of Research and Technology, Ministry of Science, Research and Technology, Tehran, Iran

Received: July 4, 2016

Accepted: December 7, 2016

Oroji, B., Solgi, E., and Oliaei, M.S., 2017. Modeling of Absorptive wells pollution on groundwater. Environmental Sciences.14 (14), 75-90.

**Introduction:** Absorptive wells are one of the most common forms of onsite sanitation facilities in many developing countries. These latrines are suitable as a means of isolating human waste; however, conditions within pits often lead to nitrification of the contained waste. In areas with a near-surface aquifer, the potential for nitrate pollution arising from Absorptive wells cannot be ignored.

**Material and methods:** In this study, Hypothetical aquifer was made, to gather relevant information about the Absorptive wells in use and the soil and groundwater underneath the Hypothetical aquifer. Modeling was then conducted to demonstrate the potential for nitrate pollution of the groundwater from the latrines in such settings. The depth from the bottom of the pits to the water table was considered as 5, 10 or 30 m, to represent the range of aquifer depths at the study sites. Nitrate half-lives ranging from 500 to 1500 days were considered, and time scales from 6 months to several years were modeled.

**Results and discussion:** The results highlighted the high likelihood of nitrate pollution of groundwater reaching levels exceeding the World Health Organization guideline value for nitrate in drinking water of 50 mg/L after as short a period as two years for the aquifer situated 5 m below the pits, when considering moderate to long nitrate half-lives in the subsurface. Careful siting of latrines away from high water table areas, more frequent pit emptying, or switching to urine diversion toilets may be effective solutions to reduce nitrate passage from Absorptive wells into groundwater, although these solutions may not always be applicable, because of social, technical and economic constraints.

**Conclusion:** The study highlights the need for more reliable data on the typical nitrate concentrations in Absorptive wells and the nitrate half-life in different subsurface conditions.

**Keywords:** Nitrate, Groundwater, Absorptive well, Pollution, Modeling.

---

\* Corresponding Author. *E-mail Address:* balaloroji@yahoo.com