



دانشگاه گوارزی و منابع طبیعی

نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک
جلد بیست و یکم، شماره سوم، ۱۳۹۳
<http://jwsc.gau.ac.ir>

انتقال مواد جامد محلول به منابع برداشت آب شرب شهرکرد در اثر استفاده مجدد از آب آبیاری

* رضا لاله‌زاری^۱، فریده انصاری‌سامانی^۲، هادی معاضد^۳ و بیژن حقیقتی^۴

^۱دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان، باشگاه پژوهشگران جوان، اهواز، ایران،
^۲دانشجوی دکتری گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهرکرد، آستاد گروه محیط زیست، دانشگاه شهید چمران اهواز،
^۳دانشجوی دکتری گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز
تاریخ دریافت: ۹۱/۷/۲۴؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۳/۱۵

چکیده

هنگامی که تقاضا برای آب افزایش می‌یابد لزوم شناسایی منابع جایگزین مناسب فراهم می‌آید. تغذیه مصنوعی آب زیرزمینی و استفاده دوباره از راه‌کارهای افزایش تأمین آب در مناطقی است که با محدودیت مواجه هستند. بررسی و کنترل وضعیت موجود انتقال املاح در تعیین خطرات احتمالی برای مصارف آب شرب در آینده ضروری است. در این پژوهش جریان آب زیرزمینی برای نشان دادن حرکت و انتقال کیفیت آب در یک دوره مدل‌سازی ۵ ساله (مهر ۸۱ تا شهریور ۸۶) بررسی شد. غلظت کل مواد جامد محلول به‌عنوان شاخص کیفیت آب آبخوان با استفاده مدل‌های Modflow و MT3D در دو سناریوی تغذیه مستقیم و غیرمستقیم شبیه‌سازی گردید. هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه در مدل جریان و انتشارپذیری طولی، عرضی و ضریب پخشیدگی مولکولی در شبیه‌سازی انتقال املاح با استفاده از داده‌های مشاهده‌ای ۴ سال اول واسنجی و در سال آخر صحت‌سنجی گردید. نقاط مشاهده‌ای شامل ۷ چاه آب شرب است که در مدل واسنجی شده برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان نسبت به تغذیه فاضلاب استفاده شد. نتایج نشان داد که مدل عددی توسعه داده شده قابلیت شبیه‌سازی غلظت مواد جامد محلول را در محیط متخلخل دارد. تغذیه مستقیم و غیرمستقیم به‌ترتیب

* مسئول مکاتبه: lalehzari@hotmail.com

حدود ۴ و ۲ متر متوسط سطح ایستابی را افزایش داد. تغذیه زهاب با غلظت ۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر تقریباً تا فاصله ۲۰۰ متر موجب افزایش املاح محلول آب زیرزمینی گردید. همچنین نفوذ عمقی اراضی کشاورزی تأثیر بیش‌تری نسبت به همرفت، انتشار و پخشیدگی در آلودگی آب زیرزمینی داشت.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، انتشار، انتقال جرم، پخشیدگی و همرفت

مقدمه

در بهره‌برداری از منابع آب انجام مطالعات جامع مهندسی به‌ویژه در زمینه میزان تصفیه‌پذیری آب، کیفیت آب تصفیه‌شده و ارزیابی‌های زیست‌محیطی، مهم و اساسی می‌باشند. آلودگی و ورود آلاینده‌های زیان‌آور به آب باعث تغییر کیفیت آب و تأثیر بر سلامت انسان می‌شود (لاله‌زاری، ۲۰۰۸). یکی از گزینه‌های پیش‌رو در تقویت منابع آب زیرزمینی و جبران زیان‌های وارده به سفره آبدار، استفاده دوباره از آب و استحصال رواناب ناشی از بارندگی به‌صورت تغذیه مصنوعی است که خطرات ناشی از بهره‌برداری بیش از حد و آلودگی سفره‌های آبدار را کاهش می‌دهد. روش‌های تغذیه به دو گروه کلی مستقیم و غیرمستقیم تقسیم‌بندی می‌شوند. تغذیه توسط چاه روش مستقیم و پخش سیلاب، حوضچه‌های تغذیه و نفوذ از بستر رودخانه‌ها و مسیل‌ها از روش‌های غیرمستقیم محسوب می‌شوند. انتقال جرم در محیط متخلخل در اثر فرایندهای همرفت، انتشار و پخشیدگی شکل می‌گیرد. همرفت: معادله انتقال یک‌بعدی همرفت در شرایط غیرماندگار و محیط همگن عبارتست از:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (1)$$

که در آن، x : مسیر جریان، t : زمان، v : سرعت منفذی و C : غلظت املاح آب زیرزمینی است. پخشیدگی مولکولی: پخشیدگی در اثر تغییر غلظت املاح در محیط متخلخل صورت می‌گیرد. تغییر غلظت نسبت به زمان طبق قانون دوم فیک توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -D^* \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2)$$

که در آن، D^* : ضریب پخشیدگی محیط متخلخل است و به شکل رابطه زیر تعریف می‌شود:

$$D^* = \omega D \quad (3)$$

که در آن، D : ضریب پخشیدگی آب که بین 1×10^{-9} تا 2×10^{-9} مترمربع بر ثانیه متغیر است و ω : ضریب اعوجاج در مسیر جریان و مقدار آن بین $0/5 - 0/1$ می‌باشد (فریز و چری، ۱۹۷۹).
انتشار مکانیکی: در اثر تغییرات سرعت در خلل و فرج خاک اتفاق می‌افتد که سرعت جریان در بخش مرکزی منافذ بیش از سایر نقاط است. در نتیجه موجب می‌گردد تا آلودگی هم در جهت طولی و هم در جهت عرضی انتشار یابد. انتشار مکانیکی تابعی از سرعت بوده و به مؤلفه‌های طولی ($\alpha_L v$) و عرضی ($\alpha_T v$) تقسیم می‌گردد (بیر، ۱۹۷۹). با استفاده از رابطه‌های بالا ضرایب انتشار هیدرودینامیکی برابر است با:

$$D_L = \alpha_L v + D^* \quad , \quad D_T = \alpha_T v + D^* \quad (4)$$

بنابراین معادله یک‌بعدی همرفت و انتشار هیدرودینامیکی به صورت زیر است (دلر، ۱۹۹۹):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} + D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (5)$$

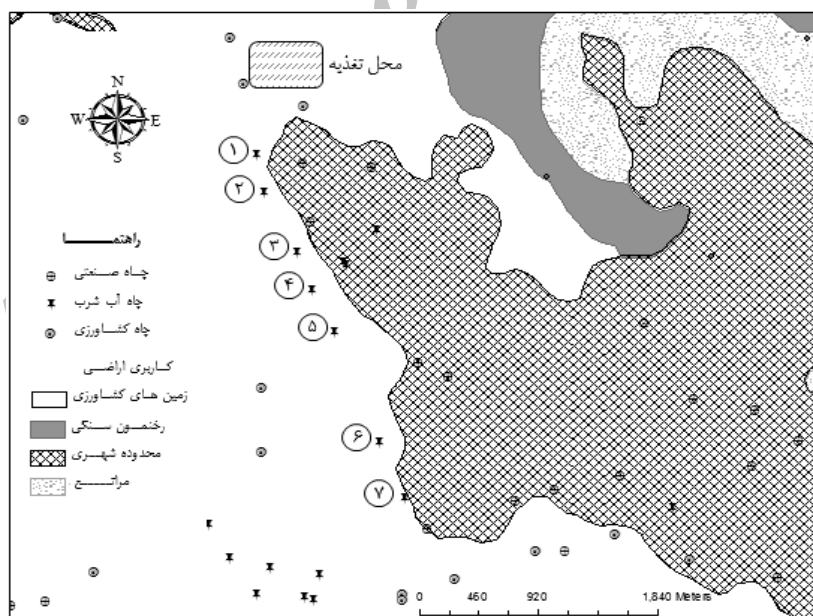
که در آن، α_L و α_T به ترتیب انتشارپذیری طولی و عرضی است. گلهار و همکاران (۱۹۹۲) انتشارپذیری طولی را حدود ۱۰ درصد طول مسیر جریان تخمین زدند. همچنین انتشارپذیری عرضی معمولاً یک‌دهم تا یک‌صدم انتشارپذیری طولی در نظر گرفته می‌شود. مطالعات گوناگون تخمین‌های متفاوتی از ضرایب انتشار و پخشیدگی برای حرکت املاح در محیط‌های مختلف ارائه کردند (کریستف و درمیتزل، ۲۰۰۰؛ برس و هیل، ۲۰۰۵؛ باشی‌ازغدی و همکاران، ۲۰۱۰؛ لاله‌زاری و همکاران، ۲۰۱۰).

تاکنون مدل‌های متعددی براساس مؤلفه‌های بالا برای مطالعه انتقال املاح در خاک توسعه یافته است. لاتن و همکاران (۲۰۰۷) روش‌های ریاضی، خاکساری و همکاران (۲۰۰۶) مدل‌های SWAP و LEACHC، رینولدز و ماریموتو (۲۰۰۷) مدل عناصر محدود FEFLOW و مارکز و همکاران (۲۰۰۶) مدل تفاضل محدود MT3D را برای این منظور ارزیابی کردند.

غلظت کل مواد جامد محلول از پارامترهای کیفی آب زیرزمینی است که در اثر جریان آب شور به سمت سفره آب شیرین (میرعباسی و رهنما، ۲۰۰۸)، نفوذ زهاب آبیاری و رواناب سطحی (طباطبایی و همکاران، ۲۰۱۰؛ ماچوسیک، ۲۰۰۹) و افزایش برداشت (داورپناه و نعمتی، ۲۰۰۷) پدید می‌آید. این پژوهش با هدف شبیه‌سازی حرکت کل مواد جامد محلول در آب زیرزمینی از منبع فرضی دفع زهاب کشاورزی به سمت چاه‌های آب شرب شهرکرد با استفاده از مدل‌های عددی تفاضل محدود و سه‌بعدی Modflow، MT3D و سیستم اطلاعات جغرافیایی انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

محل تغذیه واقع در بخش شمالی شهرکرد در محدوده روستای چالشر در استان چهارمحال و بختیاری می‌باشد. کاربری اراضی، چاه‌های کشاورزی و شرب (نقاط کنترل) موجود در محدوده در شکل ۱ آمده است. حجم تغذیه از برآورد رواناب مناطق بالادست و زهاب برگشتی زمین‌های کشاورزی و فاضلاب شهری روستاهای محدوده تأمین می‌گردد. این حجم آب حدود ۱/۵ میلیون مترمکعب در سال با فرض این‌که غلظت مواد جامد محلول ۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر باشد در نظر گرفته شد.



شکل ۱- محدوده مطالعه و موقعیت چاه‌های مشاهده‌ای.

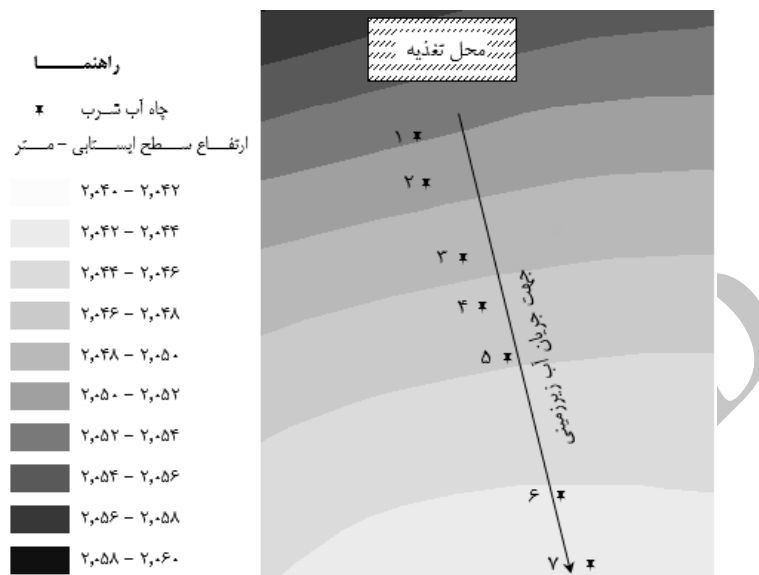
به دلیل اهمیت منابع برداشت آب شرب در پایش کیفیت آب زیرزمینی تعداد ۷ چاه واقع در مسیر حرکت جریان انتخاب و مختصات جغرافیایی، دبی برداشت و سایر مشخصات آنها اندازه‌گیری شد (جدول ۱). تغییرات سطح ایستابی و غلظت کل مواد جامد محلول در این نقاط برای بررسی شرایط تغذیه آبخوان شبیه‌سازی گردید.

جدول ۱- موقعیت مشخصات چاه‌های آب شرب اندازه‌گیری شده.

شماره چاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	دبی (لیتر در ثانیه)	عمق چاه (متر)	فاصله تا منبع تغذیه (متر)
۱	۴۸۳۶۱۳	۳۵۷۸۸۴۳	۲۰	۵۸	۳۰۰
۲	۴۸۳۶۷۳	۳۵۷۸۵۳۳	۵۶	۵۶	۶۰۰
۳	۴۸۳۹۲۴	۳۵۷۸۰۳۵	۲۰	۵۴	۱۲۰۰
۴	۴۸۴۰۴۸	۳۵۷۷۷۱۱	۳۰	۵۴	۱۵۵۰
۵	۴۸۴۲۱۴	۳۵۷۷۳۶۶	۲۰	۵۵	۱۹۰۰
۶	۴۸۴۵۶۳	۳۵۷۶۴۵۱	۲۵	۵۷	۲۷۰۰
۷	۴۸۴۷۶۱	۳۵۷۵۹۹۱	۲۰	۶۰	۳۲۰۰

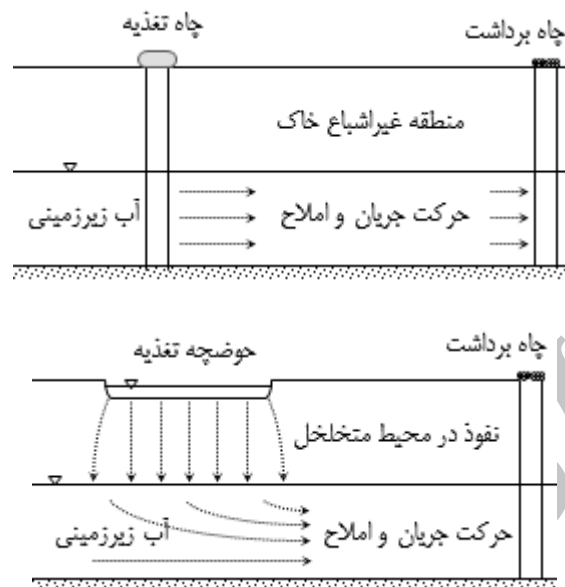
جهت حرکت آب زیرزمینی از شمال به جنوب بوده و جریان از منبع تغذیه به سمت چاه‌های مشاهده‌ای صورت می‌گیرد (شکل ۲). بنابراین اثرات کمی و کیفی جریان تزریقی از بالادست (چاه ۱) به پایین دست (چاه ۷) انتقال می‌یابد.

جریان آب زیرزمینی در آبخوان محدوده مورد مطالعه به مدت ۵ سال آبی در بازه زمانی مهرماه ۸۱ تا شهریورماه ۸۶ شبیه‌سازی گردید. در دوره مطالعه از داده‌های مشاهده‌ای ۴ سال اول برای واسنجی و سال آخر برای صحت‌سنجی مدل استفاده گردید. زمان مدل‌سازی به ۲۰ دوره تنش با طول هر دوره یک فصل (۳ ماه) با گام زمانی یک روز در نظر گرفته شد. آمار فصلی برداشت شده از غلظت کل مواد جامد محلول (*TDS*) چاه‌های آب شرب به‌عنوان داده‌های مشاهداتی برای واسنجی بهترین ضرایب انتقال جرم در محیط متخلخل استفاده شد. شبیه‌سازی جریان در آبخوان توسط مدل *Modflow* و حرکت املاح توسط *MT3D* و همچنین نرم‌افزار سیستم اطلاعات جغرافیایی *ArcGIS9.3* انجام گردید. در مدل توسعه‌یافته زمان بر حسب روز، طول بر حسب متر، سرعت (متر بر روز) و غلظت (گرم بر مترمکعب) در نظر گرفته شد.



شکل ۲- نقشه هم‌پتانسیل سطح آب زیرزمینی و جهت حرکت جریان.

در مناطقی که شیب غلظت بالا باشد از روش مشخصه و در مناطقی که شیب غلظت پایین باشد از روش مشخصه اصلاح شده در مدل‌سازی انتقال ذرات استفاده می‌شود (لاوری و لی، ۲۰۰۵). در این پژوهش از روش ترکیبی مشخصه که در هر دو موقعیت کاربرد دارد استفاده شد. تغذیه آب زیرزمینی در دو بخش حوضچه تغذیه (روش غیرمستقیم) و تزریق در چاه (روش مستقیم) بررسی گردید (شکل ۳). در روش مستقیم حجم برآورد شده در چهار چاه واقع در چهار سلول مدل جریان به صورت مستقیم به آب زیرزمینی وارد گردید. همان گونه که در شکل ۳ نشان داده شده است هیچ حجمی از آب و غلظت املاح در محیط غیراشباع خاک ذخیره نمی‌گردد. در روش حوضچه تغذیه جریان آب بر روی سطح زمین پخش و توزیع می‌شود که با در نظر گرفتن تمهیدات فنی لازم، نفوذ آب به اعماق برای تغذیه سفره‌ها صورت می‌پذیرد. این روش در واقع سیستم نفوذ اجباری می‌باشند که با ذخیره نمودن و عبور آب از سطح خاک امکان نفوذ آب به اعماق زمین را فراهم می‌آورند. در شرایط شبیه‌سازی حجم آب تغذیه در واحد ارتفاع به چهار سلول با ابعاد هر یک ۲۵۰×۲۵۰ متر در سطح زمین و در ۲۰ دوره تنش در نظر گرفته شد.



شکل ۳- مسیر انتقال املاح از منابع تغذیه به سمت چاه برداشت.

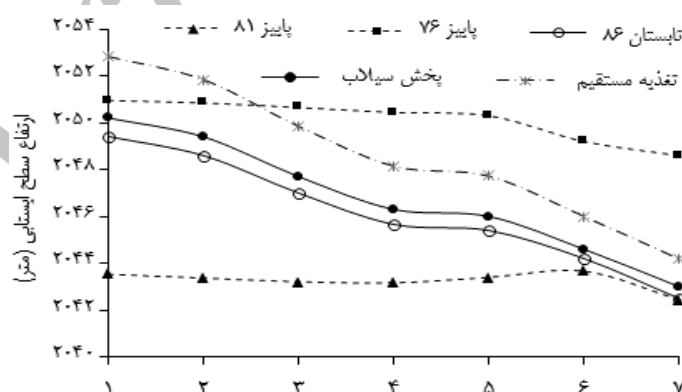
نتایج و بحث

ضرایب هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه در محدوده تغذیه و هر یک از چاه‌های مشاهداتی در بخش واسنجی مدل جریان محاسبه گردید و در جدول ۲ آمده است. نمودار مقایسه مقادیر مشاهده‌ای و محاسبه‌ای سطح ایستابی در شکل ۵ نشان داده شده است. سطح ایستابی شبیه‌سازی شده در نقاط کنترل در شرایط و زمان‌های مختلف در شکل ۴ ترسیم گردید. همان‌گونه که در شکل مشاهده می‌شود متوسط سطح ایستابی در سال ۷۶، ۲۰۵۰ متر بوده و برداشت بی‌رویه موجب نزول حدود ۷ متر از ارتفاع متوسط آب در مدت ۵ سال شده است. پس از آن به دلیل برنامه‌های کنترل برداشت و افزایش بارندگی (۲۸ درصد از کل بارندگی در بستر انتقال به آب زیرزمینی اضافه می‌گردد (لاله‌زاری، ۲۰۰۸))، سطح آب زیرزمینی به تدریج تا سال ۸۶ افزایش یافته و بهره‌برداری از چاه‌های آب شرب جدید موجب افزایش شیب هیدرولیکی جریان شده است.

جدول ۲- پارامترهای واسنجی شده مدل جریان.

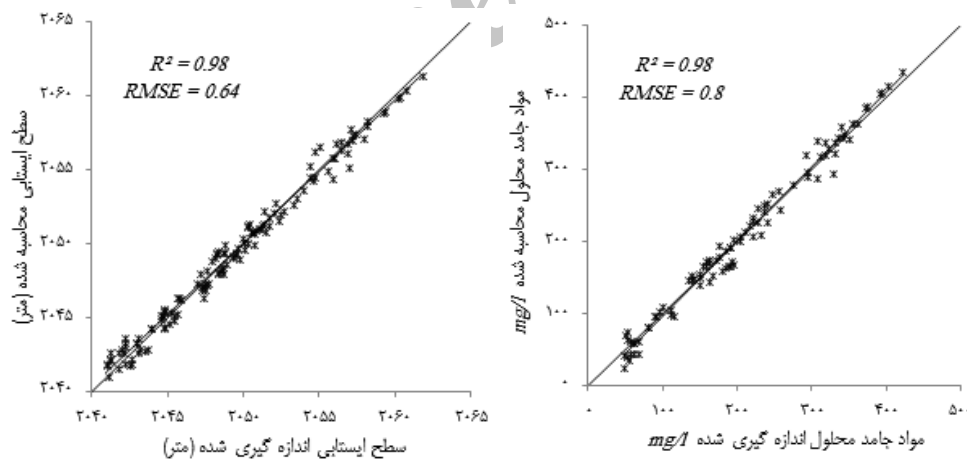
شماره چاه	هدایت هیدرولیکی متر در روز	آبدهی ویژه -	قابلیت انتقال مترمربع در روز	گرادیان هیدرولیکی متر در ۱۰۰ متر
منبع تغذیه	۱۲	۰/۰۳۵	۶۴۵	۰/۵۷
۱	۱۳	۰/۰۳۶	۶۳۵	۰/۵۹
۲	۱۴	۰/۰۳۷	۵۹۸	۰/۶
۳	۱۴	۰/۰۳۸	۶۷۰	۰/۶۲
۴	۱۶	۰/۰۳۹	۸۶۰	۰/۳۸
۵	۱۵	۰/۰۴	۸۸۱	۰/۱۶
۶	۱۷	۰/۰۴۲	۹۸۸	۰/۴۹
۷	۱۸	۰/۰۴۴	۱۰۴۶	۰/۶۸

در شرایطی که آب زیرزمینی به صورت مستقیم توسط چاه تغذیه گردد با توجه به شکل ۴ افزایش ۴ متری در ارتفاع سطح ایستابی چاه ۱ مشاهده می‌گردد. این افزایش ارتفاع در چاه ۷ به دلیل فاصله گرفتن از منبع تغذیه حدود ۲ متر است. در حالت پخش غیرمستقیم ارتفاع آب تنها حدود ۱ متر افزایش داشته است. تبخیر از سطح آب جمع‌آوری شده در سطح زمین، ذخیره شدن آب در محیط متخلخل غیراشباع خاک و کندی حرکت جریان موجب پایین افتادن سطح ایستابی در سناریوی پخش سیلاب نسبت به حالت تغذیه مستقیم گردیده است. هدایت هیدرولیکی متوسط ۱۵ متر در روز موجب سهولت در انتقال آب شده و اختلاف ارتفاع در اثر تغذیه بین چاه‌ها قابل ملاحظه نیست.

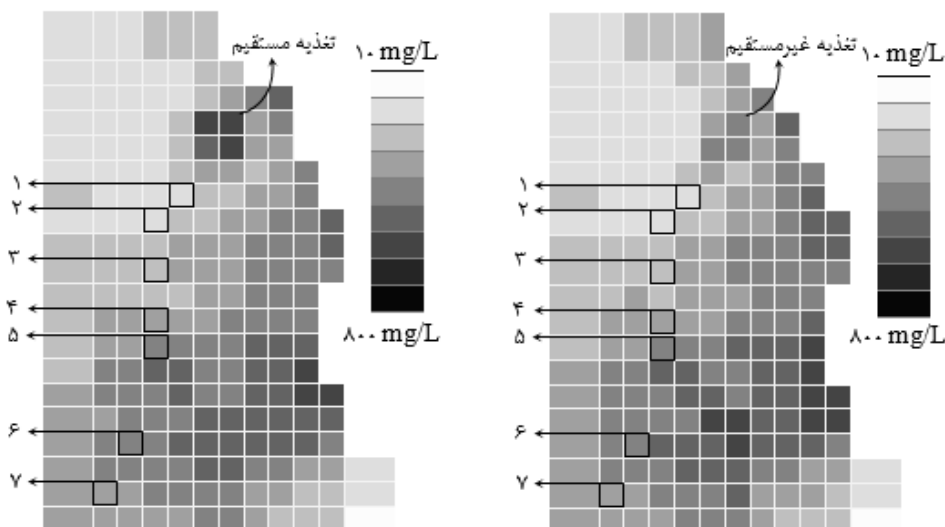


شکل ۴- سطح ایستابی در شرایط و زمان‌های مختلف شبیه‌سازی.

مدل‌سازی انتقال املاح در خاک با مقایسه داده‌های مشاهداتی و محاسباتی TDS در مدت ۵ ساله مورد مطالعه انجام گرفت و ضرایب فرایندهای انتشار و پخشیدگی واسنجی شد (شکل ۵). بنابراین ضریب انتشارپذیری طولی ۱۵ متر و ضریب انتشارپذیری عرضی ۳ متر برآورد گردید. این ضرایب در مطالعه‌ای مشابه در کشور هند به ترتیب ۳۰ و ۱۰ متر محاسبه شده است (رائو و گوپتا، ۲۰۰۰). ضریب پخشیدگی مولکولی به واسطه گستردگی منطقه به صورت دقیق قابل برآورد نبوده و تقریباً برابر با صفر در نظر گرفته شد. بنابراین سهم فرایندهای انتشار و پخشیدگی در انتقال آلودگی در شرایط نام‌برده ناچیز است. بالابودن هدایت هیدرولیکی، دبی جریان و همچنین تأثیرپذیری زیاد آب زیرزمینی از نفوذ عمقی زهاب کشاورزی زمین‌های اطراف چاه‌های آب شرب موجب غالب شدن پدیده همرفت و تغذیه سطحی گردید. توزیع غلظت مواد جامد محلول آب زیرزمینی محاسبه‌شده توسط مدل در تابستان ۸۶ در شکل ۶ نشان داده شده است. مطابق شکل پراکندگی املاح و افزایش غلظت آن در سلول‌های مجاور محل تغذیه در روش تزریق داخل چاه مشاهده گردید که به دلیل ورود مستقیم املاح محلول به آب زیرزمینی و انتقال در محیط اشباع می‌باشد.



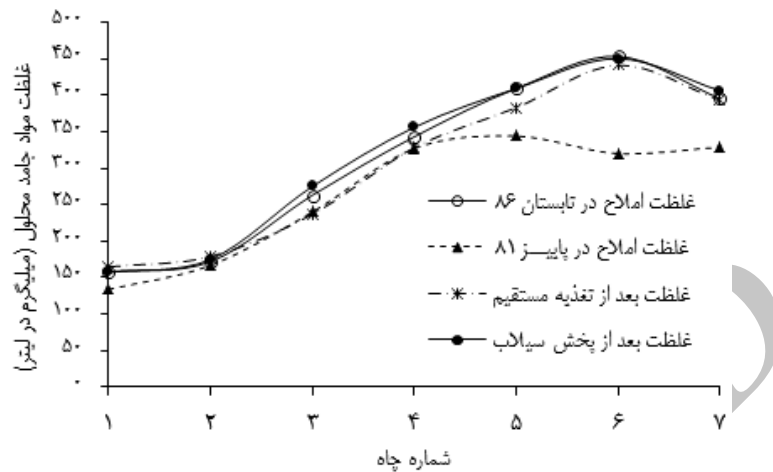
شکل ۵- دیاگرام‌های واسنجی مدل جریان و غلظت نمک‌های محلول.



شکل ۶- شبکه‌بندی و توزیع املاح در محدوده.

تغذیه آب زیرزمینی با روش‌های مستقیم و غیرمستقیم تأثیر یکسانی را بر نحوه توزیع آلودگی در نقاط کنترل نشان داد (شکل ۷). افزوده شدن حجم آب در بالادست چاه‌ها موجب ایجاد گرادیان هیدرولیکی و در نتیجه بالا رفتن دبی عبوری می‌گردد. غلظت املاح در هر چاه مشاهده‌ای با رسیدن جریان تغذیه کاهش می‌یابد زیرا غلظت مواد جامد محلول در بالادست هر نقطه کم‌تر از پایین دست می‌باشد. این مطلب با توجه به شکل ۷ در مورد تغذیه مستقیم به دلیل دبی جریان بالاتر اختلاف بیش‌تری دارد.

کم بودن اختلاف غلظت املاح قبل و بعد از تغذیه آب زیرزمینی نشان می‌دهد بخش زیادی از مواد جامد محلول از طریق تغذیه سطحی وارد آبخوان شده و تأثیر جریان همرفتی از بالادست سهم کم‌تری در افزایش آلاینده‌ها در این منطقه دارد. حد مجاز مواد جامد محلول در آب آشامیدنی ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر توسط سازمان بهداشت جهانی توصیه شده است (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۶) که آب تمام چاه‌ها در محدوده مجاز قرار گرفت.

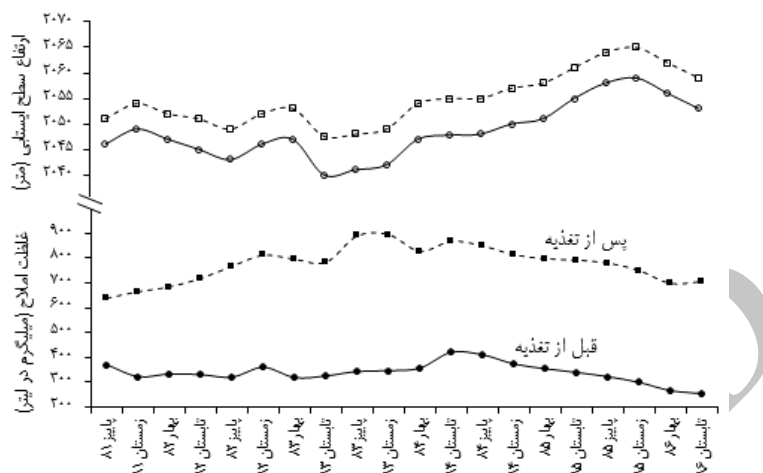


شکل ۷- تغییرات غلظت مواد جامد محلول در طول ۷ چاه مشاهده‌ای.

زهاب تغذیه شده تنها در شعاع حدود ۲۰۰ متر از محل تغذیه افزایش قابل توجهی را در غلظت املاح محلول در آب زیرزمینی نشان داد. برای بررسی تغییرات نام‌برده غلظت مواد جامد محلول و سطح ایستابی قبل و بعد از تغذیه زهاب (روش مستقیم) در سلول‌های مبدأ تزریق آب (محل تغذیه) در شکل ۸ نشان داده شده است. مطابق شکل ارتفاع سطح ایستابی حدود ۵ متر و غلظت املاح به ۲ برابر افزایش یافته است. بالا بودن غلظت آلاینده در زمانی اتفاق می‌افتد که سطح آب زیرزمینی به کم‌ترین مقدار خود می‌رسد. مطالعه سایر چاه‌ها و زمان‌های شبیه‌سازی نیز نشان می‌دهد افزایش حجم آب زیرزمینی در بسیاری از موارد موجب کاهش آلودگی خواهد شد.

نتیجه‌گیری

زهاب زمین‌های کشاورزی با هدایت الکتریکی بالا موجب شور شدن سطح خاک و کاهش کیفیت جریان‌های سطحی می‌گردد (لاله‌زاری، ۲۰۰۸). احداث حوضچه‌های دفع پساب کشاورزی در پایین‌دست اراضی زراعی اطراف شهرکرد و هدایت زهاب اضافی سطحی و زیرسطحی به سمت آن‌ها ضمن تغذیه مؤثر آب زیرزمینی، قابلیت کنترل و مدیریت نمک تجمع‌یافته را فراهم می‌آورد.



شکل ۸- تغییرات غلظت املاح و سطح آب زیرزمینی در فاصله زمانی ۵ ساله.

حجم رواناب برآورد شده در این پژوهش حدود سالانه ۱/۵ میلیون مترمکعب است که به صورت تغذیه مصنوعی با سناریوهای فرضی تغذیه توسط چاه و پخش سیلاب شبیه‌سازی شد. نتایج نشان داد که تغذیه توسط چاه تا فاصله حدود ۳ کیلومتر به طور متوسط ۳ متر و توسط پخش سیلاب ۱ متر سطح آب زیرزمینی را افزایش داد. اگر غلظت نمک‌های محلول در زهاب تغذیه شده ۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر باشد تأثیر قابل توجهی را در کاهش کیفیت چاه‌های آب شرب نداشته و تنها در شعاع حدود ۲۰۰ متری موجب افزایش شوری گردید. همچنین نقش تغذیه سطحی در افزایش املاح محلول آب زیرزمینی بیش‌تر از فرایندهای انتقال شامل همرفت، انتشار و پخشیدگی بود و مطالعات گذشته نیز این موضوع را تأیید می‌کند (لاله‌زاری، ۲۰۰۸؛ طباطبایی و همکاران، ۲۰۱۰).

منابع

1. Bashi-Azghadi, S.N., Kerachian, R., Bazargan-Lari, M.R., and Solouki, K. 2010. Characterizing an unknown pollution source in groundwater resources systems using PSVM and PNN. *Exp. Sys. App.* 37: 7154-7161.
2. Bear, J. 1979. *Hydraulics of groundwater*. McGraw-Hill Book Company, New York. 569p.
3. Brath, G., and Hill, M.C. 2005. Numerical methods for improving sensitivity analysis and parameter estimation of virus transport simulated using sorptive-reactive processes. *J. Cont. Hyd.* 76: 251-277.

4. Christoph, G., and Dermietzel, J. 2000. The impact of a contaminated lignite seam on groundwater quality in the aquifer system of the Bitterfeld region-modeling of groundwater contamination. *Water, Air and Soil Pollution*. 122: 421-431.
5. Davarpanah, G.R., and Nemati, M.H. 2007. Investigation of groundwater chemical quality in Zanzan Plain. 9th national seminar on irrigation and evapotranspiration. Shahid Bahonar University, Kerman.
6. Delleur, J.W. 1999. *The handbook of groundwater engineering*. CRC Press LLC. 940p.
7. Freeze, R.A., and Cherry, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
8. Gelhar, L.W., Welty, C., and Rehfeldt, K.R. 1992. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*. 28: 7. 1955-1974.
9. Khaksari, V., Moosavi, S.A.A., Cheraghi, S.A.M., KamgarHaghighi, A.R., and Zand Parsa, Sh. 2006. Evaluation of SWAP and LEACHC models in field leaching of soil solutes in Chah-Afzal region, Yazd province. *J. Sci. Tech. Agric. Natur. Resour.* 10: 2. 57-68.
10. Lalehzari, R. 2008. The effect of wastewater recharge on nitrate distribution in Shahrekord aquifer using MT3D model. M.Sc. Thesis. Shahrekord University. 130p.
11. Lalehzari, R., Tabatabaei, S.H., Kholghi, M., and Saba, A.A. 2010. Nitrate contaminant transport simulation in Shahrekord aquifer using MT3D modeling. Iranian National Conference on applied Research in Water Resources. Kermanshah, Iran.
12. Laton, W.R., Whitley, R.J., and Hromadka, T.V. 2007. A new mathematical technique for identifying potential sources of groundwater contamination. *Hydrogeol. J.* 15: 333-338.
13. Lowry, T., and Li, S.G. 2005. A finite analytic method for solving the 2-D time-dependent advection-diffusion equation with time-invariant coefficients. *Adv. in Water Resources*. 28: 117-133.
14. Machusick, M.D. 2009. The observed effects of storm water infiltration on groundwater. M.Sc. Thesis. Villanova University. 145p.
15. Marquez, E.L.F., Suarez, G.J., Serrano, R.G.M., Chavez, R.E., and Perez, D.S. 2006. Study of geothermal water intrusion due to groundwater exploitation in the Puebla Valley aquifer system, Mexico. *Hydrogeol. J.* 14: 1216-1230.
16. Mirabbasi, R., and Rahnama, M.B. 2008. The impact of construction of Tangooye dam on the groundwater resources by model simulation of Sirjan plain aquifer using Modflow software. *Iran. Water Resource. J.* 1: 1. 1-9.
17. Rao, V.V.S.G., and Gupta, S.K. 2000. Mass transport modeling to assess contamination of a water supply well in Sabarmati river bed aquifer, Ahmadabad City, India. *Environment Geology*. 39: 8. 893-900.

18. Reynolds, D.A., and Marimuthu, S. 2007. Deuterium composition and flow path analysis as additional calibration targets to calibrate groundwater flow simulation in a coastal wetlands system. *Hydrogeol. J.* 15: 515-535.
19. Tabatabaei, S.H., Lalezari, R., Nourmahnad, N., and Khazaei, M. 2010. Groundwater quality and land use change (A case study: Shahrekord aquifer, Iran). *J. Res. Agric. Sci.* 6: 39-482.
20. World Health Organization. 2006. Guidelines for drinking-water quality. 515p.

Archive of SID



Gorgan University of Agricultural
Sciences and Natural Resources

J. of Water and Soil Conservation, Vol. 21(3), 2014
<http://jwsc.gau.ac.ir>

Transport of total dissolved solids into urban discharge sources by irrigation water reuse effect

***R. Lalehzari¹, F. Ansari Samany², H. Moazed³ and B. Haghghati⁴**

¹Young Researchers Club, Khouzestan Science and Research Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, ²Ph.D. Student, Dept. of Irrigation and Drainage, Shahrekord University, ³Professor, Dept. of Environmental, Shahid Chamran University of Ahvaz, ⁴Ph.D. Student, Dept. of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University of Ahvaz

Received: 10/15/2012; Accepted: 06/05/2013

Abstract

Alternative sustainable water sources must be identified when water demand is increased. Artificial groundwater recharge for water reuse are supply augmentation methods in water limited areas. Monitoring the present solute transport process is necessary in determining possible threats to drinking water supplies in the future. In this study the groundwater flow is investigated to represent movement and quality transformations for a modeling period of 5 years (Sep. 2002 to Oct. 2007). Total dissolved solids, TDS, concentration as aquifer water quality index was simulated using Modflow and MT3D models in two direct and indirect recharge scenarios. The model has been calibrated under steady state and transient conditions. Hydraulic conductivity and specific yield in flow model and transverse and longitudinal dispersivity and molecular diffusion coefficient in solute transport simulation was calibrated by first four years and was verified with observed data in last year. Seven urban wells were selected as the observation points and the calibrated model was used to evaluate the vulnerability of aquifer on wastewater recharge. The results show that the developed numerical model is capable of simulating the TDS concentration in porous media. Direct and indirect recharge methods increase the average of water table about 4 m and 2 m, respectively. The effect of contaminant transport with concentration of 2000 mg/L is approximately in distance of 200 m. Also, deep percolation of agricultural lands had more effect than advection, dispersion and diffusion terms to groundwater contamination.

Keywords: Groundwater, Dispersion, Mass transport, Diffusion and advection

* Corresponding Author; Email: lalehzari@hotmail.com