

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده : علوم زمین

گروه : آبشناسی و زمین شناسی زیست محیطی

پایان نامه کارشناسی ارشد زمین شناسی - آبشناسی

مدل سازی انتقال آلاینده نیترات در آب های زیرزمینی دشت شاهرود

دانشجو : محدثه ولی زاده

استاد راهنما :

دکتر هادی جعفری

آبان ۱۳۹۲

تقدیم به پدر و مادرم :

که از نگاهشان صلابت

از رفتارشان محبت

و از صبرشان ایستادگی را آموختم.

تقدیم به خواهرانم :

که وجودشان شادی بخش و صفایشان مایه آرامش من است.

تقدیر و تشکر

سپاس خدای را که سخنوران، در ستودن او بمانند و شمارندگان، شمردن نعمت‌های او ندانند و کوشندگان، حق او را گزاردن نتوانند و سلام و درود بر محمد و خاندان پاک او، طاهران معصوم، هم آنان که وجودمان وام‌دار وجودشان است.

بدون شک جایگاه و منزلت معلم، بیش‌تر از آن است که در مقام قدردانی از زحمات بی‌شائبه‌ی او، با زبان قاصر و دست ناتوان، چیزی بنگاریم.

اما از آنجایی که تجلیل از معلم، سپاس از انسانی است که هدف و غایت آفرینش را تامین می‌کند، بر حسب وظیفه و از باب "من لم یشکر المنعم من المخلوقین لم یشکر الله عزّ و جلّ": از پدر و مادر عزیزم این دو معلم بزرگوارم که همواره بر کوتاهی و درستی من، قلم عفو کشیده و کریمانه از کنار غفلت‌هایم گذشته‌اند و در تمام عرصه‌های زندگی یار و یآوری بی‌چشم داشت برای من بوده‌اند، از استاد با کمالات و شایسته، جناب آقای دکتر هادی جعفری که در کمال سعه صدر، با حسن خلق و فروتنی، از هیچ کمکی در این عرصه بر من دریغ نمودند و زحمت راهنمایی این رساله را بر عهده گرفتند، از اساتید فرزانه و دلسوز، جناب آقای دکتر غلامحسین کرمی و آقای دکتر غلامعباس کاظمی که زحمت داوری این رساله را متقبل شدند و تمامی اساتید بزرگوار که در محضر پر فیض‌شان بهره برده‌ام کمال تشکر و قدردانی را دارم.

تعهد نامه

اینجانب محدثه ولی زاده دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زمین شناسی – آبشناسی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه مدل سازی انتقال آلاینده نیترات در آب های زیرزمینی دشت شاهرود تحت راهنمایی دکتر هادی جعفری متعهد می شوم.

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهش های محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد و مقالات مستخرج با نام «دانشگاه صنعتی شاهرود» و یا «Shahrood University of Technology» به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است.

تاریخ

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه های رایانه ای، نرم افزارها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی باشد.

لیست مقالات مستخرج از پایان نامه:

۱- ولی زاده م.، جعفری ه.، (۱۳۹۲)، "مدل سازی رفتار شیمیایی نیترات در آبخوان شاهرود".

اولین همایش زمین شیمی کاربردی ایران، دامغان.

۲- ولی زاده م.، جعفری ه.، (۱۳۹۲)، "شبیه سازی انتقال آلاینده نیترات با استفاده از کد

MT3DMS و تعیین محدوده ی خطر آلودگی شهری در دشت شاهرود". هشتمین همایش

انجمن زمین شناسی مهندسی و محیط زیست ایران، مشهد.

چکیده:

دشت شاهرود با وسعت حدود ۵۴۰ کیلومتر مربع در مسیر جاده اصلی تهران- مشهد در استان سمنان قرار گرفته است. در تحقیق حاضر با هدف بررسی انتقال آلاینده نیترات در آبخوان شاهرود ابتدا مدل جریان آب زیرزمینی با استفاده از نرم افزار MODFLOW تهیه و سپس انتقال آلاینده نیترات از طریق کد MT3DMS شبیه سازی شده است. پس از وارد کردن اطلاعات اولیه به مدل جریان، واسنجی مدل پایدار جریان آب زیرزمینی براساس میانگین داده ها در ۴ ماه آخر سال ۸۶ انجام شد. مدل ناپایدار جریان آب زیرزمینی نیز از اسفند ماه سال ۸۶ تا اسفند ماه سال ۸۸ به مدت ۲۵ ماه کالیبره شد. مقادیر و منطقه بندی هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه در طی کالیبراسیون حالت پایدار و ناپایدار واسنجی شد. سپس از فروردین تا اسفند ۸۹ به مدت ۱۲ ماه صحت سنجی شد. به منظور ساخت مدل انتقال آلاینده ی نیترات در دشت شاهرود، ابتدا مدل جریان آب زیرزمینی از تیرماه ۸۲ تا مهرماه ۸۴ به مدت ۲۵ ماه اجرا شد. سپس اطلاعات مورد نیاز مدل انتقال نیترات شامل شرایط اولیه، شرایط مرزی و مکانیسم های انتقال آلاینده ی نیترات (همرفت، پراکندگی، انتشار و واکنش های شیمیایی) وارد مدل گردید. مدل انتقال آلاینده ی نیترات در محدوده ی شهری از سال ۸۲ تا ۸۴ مورد واسنجی قرار گرفت. غلظت نیترات در منطقه ی شهری از ۵/۵ میلی گرم بر لیتر تا ۱۴۰ میلی گرم بر لیتر متغیر می باشد. وجود منطقه با هدایت هیدرولیکی ۱ متر بر روز در غرب منطقه و مخروط افت ناشی از تمرکز بالای چاه ها در جنوب منطقه شهری مانع از گسترش آلودگی نیترات در این جهات می شود. جهت جریان آب زیرزمینی و هدایت هیدرولیکی منطقه بیش ترین تاثیر را در انتقال آلاینده ی نیترات دارند. بر اساس نتایج حاصل از واسنجی مدل انتقال آلاینده ی نیترات غلظت نیترات در فاضلاب ورودی به آبخوان در مناطق مختلف شهر از ۷۰ تا ۴۵۰ میلی گرم بر لیتر متغیر می باشد. غلظت نیترات در آب برگشتی زمین های کشاورزی در طی فرایند واسنجی مدل انتقال آلاینده ی نیترات حدود ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر محاسبه گردید. با توجه به حجم آب برگشتی کشاورزی هر ساله حدود ۱۹۳۸/۶ تن نیترات (۱۵۲ کیلوگرم نیترات در هر هکتار) از زمین های کشاورزی دشت شاهرود فروشویی می شود. همچنین محدوده ی خطر نیترات در محدوده ی شهری و میرایی نیترات پس از حذف منابع آلاینده بررسی شده است. بررسی روند میرایی نیترات در آبخوان شاهرود پس از حذف منابع آلاینده و با فرض ثابت بودن شرایط محیطی نشان می دهد که حداکثر غلظت نیترات پس از ۵ سال اجرای مدل به کمتر از ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر کاهش می یابد. نتایج حاصل از بررسی روند میرایی نیترات در محدوده ی کشاورزی بیانگر این است که خطوط هم غلظت نیترات در محدوده ی کشاورزی تغییر چشم گیری را در طی اجرای مدل نشان نمی دهد. مدت زمان کم اجرای مدل برای بررسی میرایی و کم تر بودن حجم آب برگشتی کشاورزی در مقابل حجم آب زون اشباع آبخوان دلیل احتمالی این موضوع می باشد.

فهرست مطالب

۱- فصل اول: کلیات ۱

۱-۱- مقدمه ۲

۲-۱- بیان مسئله و لزوم انجام تحقیق ۲

۳-۱- اهداف تحقیق ۲

۴-۱- ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه ۳

۱-۴-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه ۳

۱-۴-۲- ویژگی‌های آبخوان شاهرود ۴

۳-۴-۱- هواشناسی منطقه ۴

۴-۴-۱- موقعیت منطقه در زمین‌شناسی ایران ۵

۵-۴-۱- چینه‌شناسی منطقه ۶

۶-۴-۱- زمین‌شناسی ساختمانی ۱۲

۷-۴-۱- ژئومورفولوژی منطقه ۱۳

۵-۱- سامان‌دهی پایان‌نامه ۱۴

۲- فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین ۱۵

۱-۲- مقدمه ۱۶

۲-۲- تئوری مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ها ۱۶

۱-۲-۲- معادلات حاکم ۱۶

۲-۲-۲- همرفت ۱۶

۲۱۳-۲-۲-پراکندگی
۲۳۴-۲-۲- فرایند تولید و مصرف
۲۴۵-۲-۲- واکنش شیمیایی
۲۷۶-۲-۲- شرایط اولیه
۲۷۳-۲-۳- مروری بر مطالعات مدل سازی انتقال آلاینده‌ی نیتрат در دنیا
۲۸۴-۲-۳- مروری بر مطالعات مدل سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات در ایران
۳۲ فصل سوم : روش کار
۳۳۱-۳-۱- مقدمه
۳۳۲-۳-۲- توسعه‌ی مدل جریان آب‌زیرزمینی
۳۴۱-۲-۳- مدل مفهومی جریان آب‌زیرزمینی
۳۵۲-۲-۳- ساخت مدل جریان آب‌زیرزمینی
۳۵۳-۲-۳- واسنجی مدل جریان آب‌زیرزمینی
۳۶۴-۲-۳- صحت‌سنجی مدل جریان آب‌زیرزمینی
۳۶۳-۳-۳- شبیه‌سازی انتقال نیترات
۳۷۱-۳-۳- مدل مفهومی آلاینده‌ی نیترات در دشت شاهرود
۳۸۲-۳-۳- ساخت مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات
۳۹۳-۳-۳- واسنجی و صحت‌سنجی مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات
۳۹۴-۳-۳- بررسی انتقال نیترات در دشت شاهرود
۴۰ فصل چهارم : نتایج و بحث
۴۱۱-۴-۱- مقدمه
۴۲۲-۴-۲- مدل جریان آب‌زیرزمینی و نتایج حاصل از اجرای آن

۴۲مدل مفهومی آبخوان
۴۳گسسته‌سازی مدل
۴۴داده‌های ورودی به مدل
۵۲تنش‌های وارده به سفره
۵۴ واسنجی مدل
۵۶نتایج حاصل از واسنجی
۵۹صحت‌سنجی مدل
۶۲بیان آب‌یرزمینی محاسبه شده به وسیله‌ی مدل
۶۴مدل انتقال آلاینده نیترا ت و نتایج حاصل از آن
۶۴مدل مفهومی انتقال آلاینده‌ی نیترا ت
۶۷اطلاعات ورودی به مدل
۶۹واسنجی مدل انتقال آلاینده نیترا ت
۷۱نتایج حاصل از واسنجی مدل انتقال آلاینده‌ی نیترا ت
۷۴تعیین محدوده‌ی خطر ناشی از نیترا ت در دشت شاهرود
۷۴شبیه‌سازی مقدار نیترا ت فروشویی شده در منطقه‌ی کشاورزی
۷۸شبیه‌سازی میرایی نیترا ت پس از حذف منابع آلاینده

۵- فصل پنجم : نتیجه‌گیری و پیشنهادها ۸۱

۸۲ ۱-۵- مقدمه

۸۵ ۲-۵- پیشنهادها

۸۶ منابع

فهرست اشکال

- شکل (۱-۱) موقعیت جغرافیایی محدوده‌ی مطالعاتی شاهرود و راه‌های ارتباطی ۳
- شکل (۲-۱) موقعیت منطقه‌ی مورد مطالعه ۴
- شکل (۳-۱) مقادیر سالانه‌ی بارندگی شاهرود ۵
- شکل (۴-۱) نقشه واحدهای زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه ۷
- شکل (۱-۲) تاثیر پخشیدگی عددی ۲۰
- شکل (۱-۴) عکس ماهواره‌ای، موقعیت مکانی چاه‌های پیزومتری و چاه‌های بهره‌برداری در دشت شاهرود ۴۳
- شکل (۲-۴) شبکه‌ی مدل و موقعیت سلول‌های فعال و غیرفعال آبخوان شاهرود ۴۵
- شکل (۳-۴) نقشه‌ی توپوگرافی دشت شاهرود ۴۵
- شکل (۴-۴) نقشه‌ی ارتفاع سنگ کف (متر) آبخوان شاهرود ۴۶
- شکل (۵-۴) نقشه‌ی تراز آب‌زیرزمینی (متر) آبخوان شاهرود در اردیبهشت ۱۳۹۱ ۴۷
- شکل (۶-۴) شرایط مرزی آبخوان شاهرود در مدل ۴۸
- شکل (۷-۴) شرایط اولیه سطح آب‌زیرزمینی در آبخوان شاهرود (اسفند ۸۶) ۴۸
- شکل (۸-۴) موقعیت چاه‌های پیزومتری در دشت شاهرود ۴۹
- شکل (۹-۴) هیدروگراف دشت شاهرود از مهر سال ۸۶ تا مهر سال ۹۱ ۵۱
- شکل (۱۰-۴) توزیع مکانی چاه‌های بهره‌برداری دشت شاهرود در محدوده‌ی مدل ۵۳
- شکل (۱۱-۴) منطقه‌بندی تغذیه ناشی از فاضلاب شهری و بارندگی در محدوده‌ی مورد مطالعه ۵۴
- شکل (۱۲-۴) انطباق مقادیر محاسبه شده توسط مدل، و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری در واسنجی حالت پایدار ۵۵
- شکل (۱۳-۴) انطباق مقادیر محاسبه شده توسط مدل، و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری

- در واسنجی حالت ناپایدار ۵۶
- شکل (۴-۱۴) زون‌بندی مقادیر هدایت هیدرولیکی آبخوان شاهرود بعد از واسنجی حالت ناپایدار .. ۵۷
- شکل (۴-۱۵) مقادیر نهایی آبدهی ویژه و زون‌بندی آنها در آبخوان شاهرود بعد از واسنجی
- مدل در حالت ناپایدار ۵۷
- شکل (۴-۱۶) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در
- پیزومتر شماره‌ی ۳ ۵۸
- شکل (۴-۱۷) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در
- پیزومتر شماره‌ی ۱۶ ۵۸
- شکل (۴-۱۸) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در
- پیزومتر شماره‌ی ۱۸ ۵۸
- شکل (۴-۱۹) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در
- پیزومتر شماره‌ی ۲۰ ۵۹
- شکل (۴-۲۰) انطباق مقادیر محاسبه شده توسط مدل و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری ۶۰
- شکل (۴-۲۱) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در
- پیزومتر شماره‌ی ۳ ۶۰
- شکل (۴-۲۲) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در
- پیزومتر شماره‌ی ۱۶ ۶۱
- شکل (۴-۲۳) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در
- پیزومتر شماره‌ی ۱۸ ۶۱
- شکل (۴-۲۴) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در
- پیزومتر شماره‌ی ۲۰ ۶۱
- شکل (۴-۲۵) توزیع مکانی نقاط نمونه‌برداری شده برای اندازه‌گیری غلظت نیترات در دشت

- شاهرود (سال ۸۲) ۶۵
- شکل (۴-۲۶) خطوط هم‌غلظت نیترات در محدوده‌ی شهر شاهرود (تیرماه ۸۲)..... ۶۶
- شکل (۴-۲۷) توزیع نقاط نمونه‌برداری و غلظت نیترات در نمونه‌های معرف آلودگی ناشی از
مناطق کشاورزی ۶۶
- شکل (۴-۲۸) غلظت نیترات در مرزهای ورودی به آبخوان شاهرود ۶۸
- شکل (۴-۲۹) منطقه‌بندی شهر شاهرود به زون‌ها با بافت ۷۰
- شکل (۴-۳۰) انطباق مقادیر محاسبه شده و مشاهده‌ای غلظت نیترات ۷۰
- شکل (۴-۳۱) خطوط هم‌غلظت نیترات حاصل از اجرای مدل در مهرماه ۸۴ ۷۲
- شکل (۴-۳۲) منطقه‌بندی و تناژ نیترات ورودی از فاضلاب شهری، حاصل از واسنجی مدل
انتقال آلاینده‌ی نیترات ۷۳
- شکل (۴-۳۳) محدوده‌ی خطر آلودگی نیترات در دشت شاهرود ۷۵
- شکل (۴-۳۴) محدوده‌ی گسترش آلودگی نیترات در محدوده‌ی شهری و کشاورزی ۷۷
- شکل (۴-۳۵) روند میرایی نیترات در محدوده‌ی شهر شاهرود ۷۹
- شکل (۵-۱) محدوده‌ی خطر آلودگی نیترات در دشت شاهرود ۸۴

فهرست جداول

- جدول (۱-۴) مشخصات چاه‌های پیژومتری در محدوده‌ی دشت شاهرود ۵۰
- جدول (۲-۴) بیلان آب‌زیرزمینی محاسبه شده توسط مدل جریان در دوره‌ی پایدار ۶۲
- جدول (۳-۴) بیلان آب‌زیرزمینی محاسبه شده توسط مدل جریان در آخرین دوره‌ی تنش
مرحله‌ی ناپایدار ۶۳
- جدول (۴-۴) مقادیر نیترات در نقاط نمونه‌برداری از آبخوان شاهرود در تیرماه ۸۲ ۶۵
- جدول (۵-۴) مقادیر نیترات در نقاط نمونه‌برداری از آبخوان شاهرود در مهر ماه ۸۴ ۶۶
- جدول (۶-۴) محاسبه مقدار نیترات ورودی از طریق چاه‌های جذبی به آبخوان شاهرود ۷۳
- جدول (۷-۴) محاسبات مقدار نیترات فروشویی شده از زمین‌های کشاورزی دشت شاهرود ۷۶

۱- فصل اول : کلیات

۱-۱- مقدمه

با توجه به اهمیت مطالعه کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی، در این تحقیق انتقال آلاینده‌ی نیترات در دشت شاهرود بررسی شده است. در این فصل به توضیح کلیاتی در مورد بیان مسئله و ضرورت‌های انجام تحقیق، موقعیت مکانی، ویژگی‌های آبخوان شاهرود، هواشناسی، زمین‌شناسی، زمین‌شناسی ساختمانی و ریخت‌شناسی منطقه‌ی مورد مطالعه پرداخته شده است.

۱-۲- بیان مسئله و لزوم انجام تحقیق

در مناطقی که دسترسی به آب‌های سطحی مشکل بوده و یا این منابع وجود ندارد، آب‌های زیرزمینی به طور گسترده به عنوان یکی از مهم‌ترین منابع تامین‌کننده‌ی آب شیرین مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد. حفظ کمیت و کیفیت آب زیرزمینی در این مناطق اهمیت بسیاری دارد.

دشت شاهرود که آب زیرزمینی مهم‌ترین منبع تامین‌کننده‌ی مصارف آب کشاورزی، صنعتی، شرب و بهداشت در آن می‌باشد، تحت تاثیر عوامل آلاینده‌ای نظیر فاضلاب شهر شاهرود، کشاورزی و فعالیت‌های صنعتی قرار دارد. عدم توجه کافی به منابع آب زیرزمینی در سال‌های گذشته ممکن است منجر به تشدید پدیده‌ی آلودگی آب زیرزمینی در آبخوان دشت شاهرود شده باشد. با توجه به منابع آلاینده، نیترات یکی از مهم‌ترین عوامل آلوده‌کننده‌ی آب زیرزمینی می‌باشد. نظر به این که مدل‌سازی انتقال آلاینده نیترات در دشت شاهرود تاکنون انجام نشده است، تهیه‌ی یک مدل ریاضی برای دشت و شبیه‌سازی انتقال آلودگی در آن ضروری به نظر می‌رسد. لذا در این تحقیق انتقال آلاینده‌ی نیترات در آبخوان شاهرود به روش عددی و با استفاده از نرم‌افزار PMWIN و کد MT3DMS شبیه‌سازی شده و مورد تجزیه و تحلیل قرار خواهد گرفت.

۱-۳- اهداف تحقیق

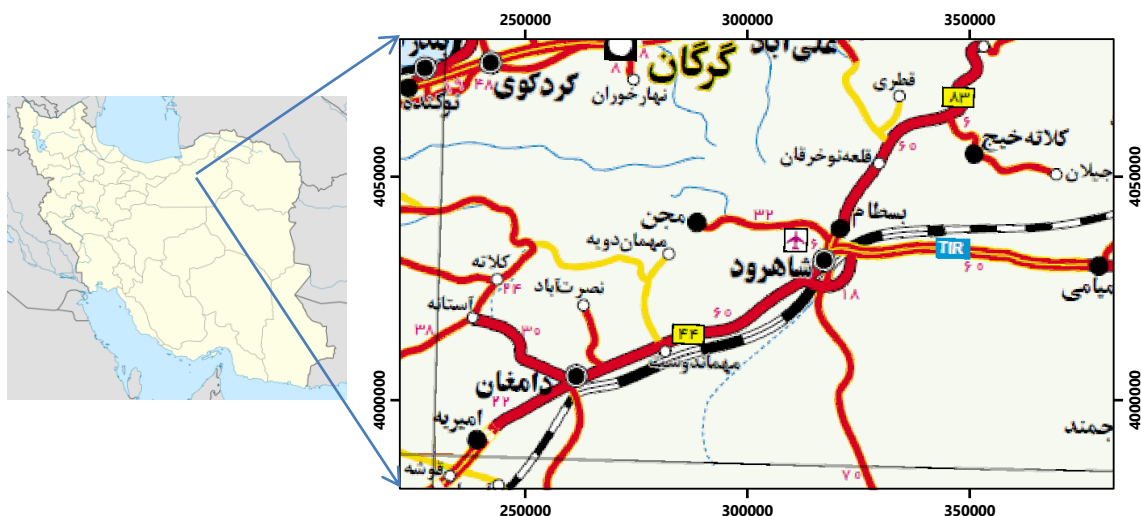
مهم‌ترین اهداف این تحقیق را می‌توان در موارد زیر خلاصه نمود:

- الف) شبیه‌سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات در آبخوان شاهرود
 ب) تعیین محدوده‌ی خطر استفاده از آب‌های زیرزمینی در دشت شاهرود
 ج) محاسبه‌ی مقدار نیترات وارد شده به آبخوان در منطقه‌ی شهری
 د) محاسبه‌ی مقدار نیترات فروشویی شده در منطقه‌ی کشاورزی

۴-۱- ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه

۱-۴-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

وسعت دشت شاهرود در مطالعات پیشین، حدود ۴۷۲ کیلومتر مربع در نظر گرفته شده است (مانند ملکی، ۱۳۹۰). در مطالعه حاضر وسعت دشت شاهرود به دلیل حفر پیزومترهای جدید در قسمت‌های پایین‌دست دشت بیش‌تر در نظر گرفته شده است. دشت شاهرود با وسعت حدود ۵۴۰ کیلومتر مربع در مسیر جاده اصلی تهران- مشهد در استان سمنان قرار گرفته است. از نظر جغرافیایی این دشت در جنوب ارتفاعات البرز و در محدوده $36^{\circ} 12'$ تا $36^{\circ} 26'$ عرض شمالی و $54^{\circ} 40'$ تا $55^{\circ} 10'$ طول شرقی قرار دارد. ارتفاعات تپال در شمال و غرب و تپه ماهورهای مارنی - گچی میوسن در جنوب، دشت دامغان در جنوب غرب و مرز حوضه آبریز میامی در شرق، دشت شاهرود را محدود نموده است. شکل (۱-۱) موقعیت محدوده‌ی مطالعاتی شاهرود و راه‌های ارتباطی آن را نشان می‌دهد.

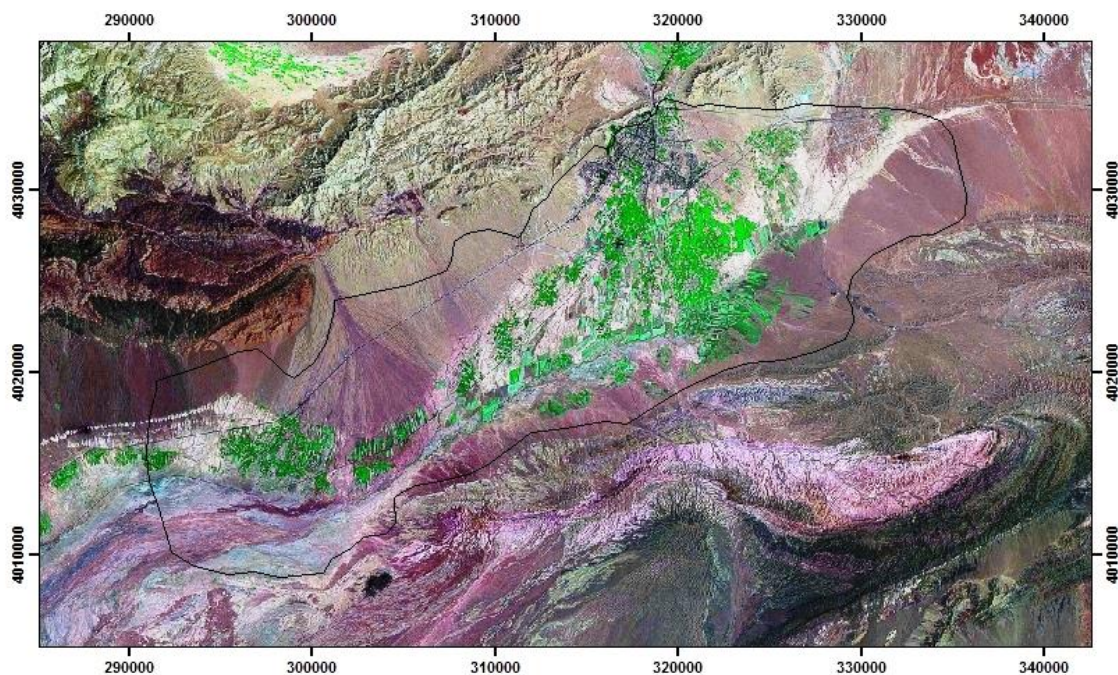


شکل (۱-۱) موقعیت جغرافیایی محدوده‌ی مطالعاتی شاهرود و راه‌های ارتباطی

۱-۴-۲- ویژگی‌های آبخوان شاهرود

محدوده‌ی مکانی آبخوان شاهرود در شکل (۲-۱) ارائه شده است. آبخوان شاهرود یک آبخوان آزاد می‌باشد که مهم‌ترین ورودی‌های آن نفوذ آب بارندگی، پساب شهری، آب برگشتی کشاورزی، جریان آب‌زیرزمینی از سازندهای مجاور و مهم‌ترین خروجی‌های آن جریان خروجی زیرزمینی و برداشت از چاه‌ها می‌باشد.

۳۱۵ حلقه چاه در محدوده‌ی مورد مطالعه آب‌زیرزمینی آبخوان را به منظور مصارف مختلف آشامیدنی، صنعتی و کشاورزی استخراج می‌کنند. همچنین تعداد ۴۰ حلقه چاه پیژومتری در منطقه‌ی مورد مطالعه قرار دارد.

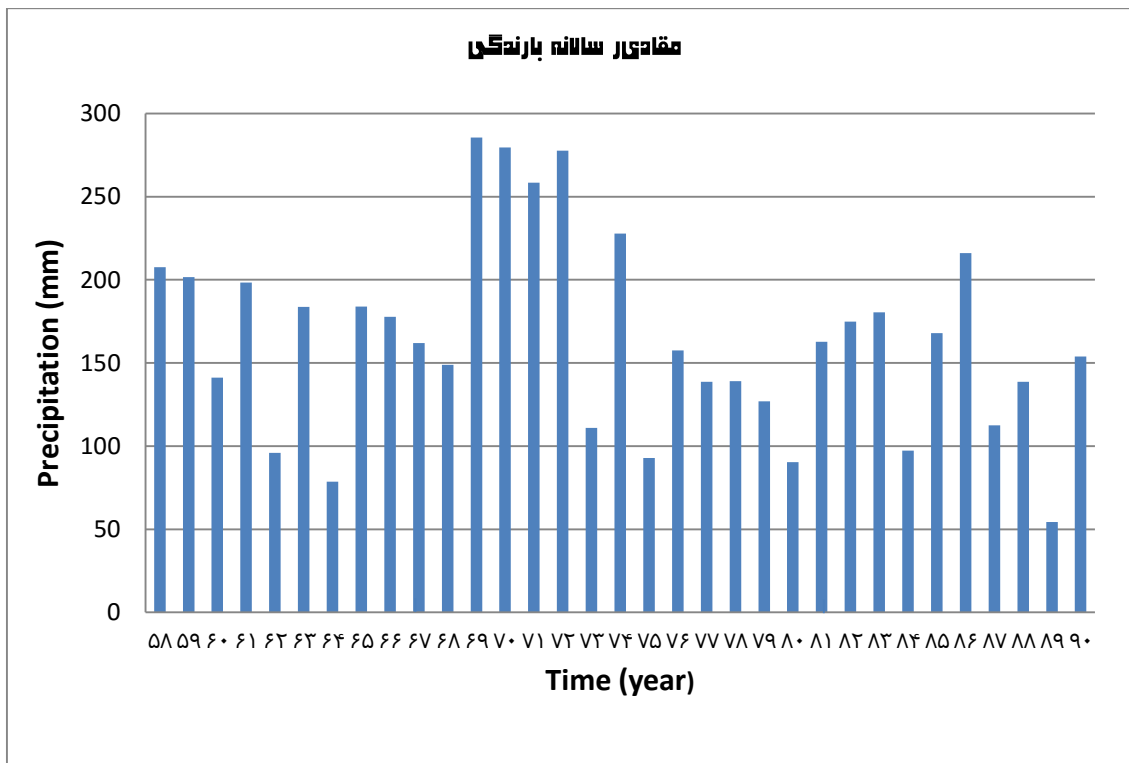


شکل (۲-۱) موقعیت منطقه‌ی مورد مطالعه

۱-۴-۳- هواشناسی منطقه

شهر شاهرود دارای زمستان‌های سرد و خشک و تابستان‌های معتدل می‌باشد. رطوبت نسبی این منطقه پایین و از نظر طبقه‌بندی کوپن جز اقلیم‌های بیابانی و خشک قرار می‌گیرد (گزارش وضعیت منابع آبی شهرستان شاهرود به نقل از ملکی، ۱۳۹۰). طبق آمار اندازه‌گیری شده توسط ایستگاه

سینوپتیک شهرستان شاهرود، میانگین سالانه‌ی دما در منطقه شاهرود $۱۵/۳$ درجه‌ی سانتی‌گراد، میانگین حداقل دمای سالانه $۲/۶$ و میانگین حداکثر دمای سالانه $۲۷/۴$ درجه‌ی سانتی‌گراد می‌باشد. شکل (۳-۱) مقادیر سالانه‌ی بارندگی شاهرود را نشان می‌دهد. حداکثر بارندگی منطقه در سال ۱۳۶۹ برابر با $۲۸۵/۵$ میلی‌متر و حداقل آن در سال ۱۳۸۹ برابر با $۵۴/۴$ میلی‌متر و میانگین بارندگی سالانه منطقه $۱۵۸/۴$ میلی‌متر می‌باشد. حداکثر بارندگی فصلی در ایستگاه شاهرود در فروردین ماه و حداقل بارندگی فصلی در مرداد ماه به ترتیب برابر با $۲۵/۷$ و $۱/۴$ میلی‌متر گزارش شده است (اداره‌ی هواشناسی شاهرود، ۱۳۹۱).



شکل (۳-۱) مقادیر سالانه‌ی بارندگی شاهرود

۴-۴-۱- موقعیت منطقه در زمین‌شناسی ایران

در این بخش توضیح مختصری در مورد ویژگی‌های زمین‌شناسی منطقه با استفاده از گزارش پشت نقشه‌ی زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود (وزیری، ۱۳۸۰) ارائه می‌گردد.

به طور کلی منطقه‌ی مورد مطالعه در دو ایالت ساختاری البرز و ایران مرکزی قرار دارد. قسمت‌های شمالی منطقه در ایالت ساختاری البرز و قسمت‌های میانی و جنوبی آن در ایران مرکزی قرار گرفته است. قرار داشتن در دو ایالت ساختاری مختلف باعث شده است تا رخساره‌های منطقه‌ی مورد مطالعه تفاوت‌هایی با رخساره‌های هم‌زمان خود در سایر نقاط دو ایالت ساختاری مذکور داشته باشند.

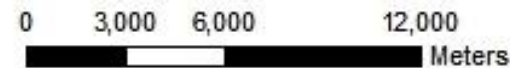
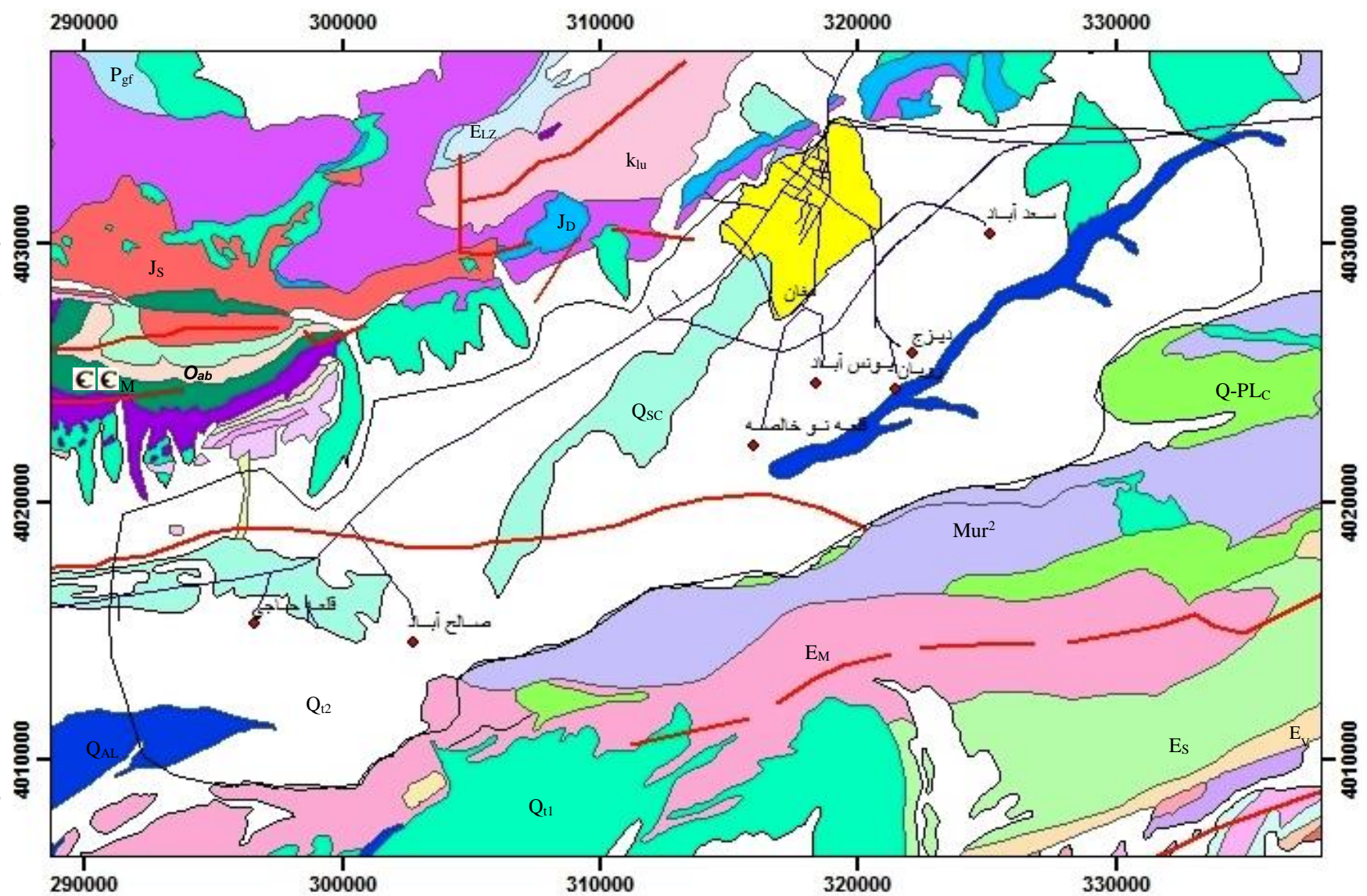
رشته‌کوه البرز با روند شرقی - غربی نسبتاً پیچ و خم‌دار در شمال ایران و در جنوب دریای خزر قرار دارد و خود جزئی از قسمت‌های شمالی کوه‌زائی آلپ - هیمالیا در آسیای شرقی می‌باشد که از شمال به بلوک فرورفته کاسپین و از جنوب به فلات ایران مرکزی محدود می‌شود. رخنمون‌های منطقه‌ی مورد مطالعه مربوط به بخش شرقی این رشته کوه می‌باشد. همچنین دامنه‌ی شمالی و جنوبی این رشته‌کوه تفاوت بسیاری در زمین‌شناسی و چینه‌شناسی دارند و دامنه‌ی جنوبی آن با ایران مرکزی شباهت دارد. در بخش‌های شمالی منطقه عملکرد رویدادهای کوه‌زائی، خشکی‌زائی و حرکات زمین‌ساختی مختلف و در نتیجه چین‌خوردگی‌ها و گسلش‌های متعدد ناشی از آن‌ها سبب ایجاد ساختمان‌های تاقدیسی، ناودیسی و راندگی‌های متعدد شده است. در حالی که در قسمت‌های جنوبی منطقه ساختمان‌های تاقدیسی، چین‌های جناغی و پدیده‌ی راندگی قابل مشاهده است.





۱-۴-۵ - چینه‌شناسی منطقه

مهم‌ترین سازندهای منطقه به ترتیب سنی شامل سازند لالون، میلا، الیکا، شمشک، دلیچای، لار، فجن، زیارت، میوسن زیرین، سنگ‌های آتش‌فشانی میوسن میانی، رسوبات پلیوکواترنری و رسوبات کواترنری می‌باشد. واریزه‌های این سازندها، که اغلب از جنس آهک هستند، مخروط افکنه‌ها و کوه‌پایه‌ها و آبرفت‌های عهد حاضر سطح دشت را می‌پوشانند. شکل (۱-۴) نقشه‌ی زمین‌شناسی منطقه را نشان می‌دهد. در این بخش توضیح مختصری در مورد سازندهای مختلف موجود در منطقه با توجه به گزارش پشت نقشه‌ی زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود (وزیری، ۱۳۸۰) ارائه می‌شود.

راهنما

	Q _{AL}	Recent alluvium, river beds (Quaternary)	آبرفت‌های جوان بستر رودخانه‌ها (کواترنری)
	Q ₂	Young terraces and alluvial fan (Quaternary)	پادگانه‌های جوان و مخروط افکنه‌های آبرفتی (کواترنری)
	Q ₁	Old terraces and gravel fan (Quaternary)	پادگانه‌های قدیمی و مخروط‌های افکنه (کواترنری)
	Q _{SC}	Sandy- silt clay, clay (Quaternary)	رس ماسه‌ای و سیلت‌دار، رس (کواترنری)
	Q-PL _C	Conglomerate, sandstone (Quaternary)	سنگ‌جوش، ماسه‌سنگ (کواترنری)
	Ng _C	Conglomerate, red (Neogene)	سنگ‌جوش قرمز رنگ (نئوژن)
	Mur ²	Marl, gypsiferous marl, red (Upper Red F. , Neogene)	مارن، گچ‌دار به رنگ قرمز (سازند قرمز زیرین، نئوژن)
	P _{gf}	Red Conglomerate, Sandstone (Fajan F. Paleocen)	سنگ جوش قرمز، ماسه سنگ (سازند فجان، پالئوسن)
	K _{Iu}	Inoceramus bering limestone and marly, nodular limestone	سنگ آهک اینوسراموس‌دار، سنگ آهک مارنی قلوهای (آهک‌های کرتاسه‌ی بالایی)
	J _L	Dolomitic - Limestone, dolomite, chert nodules (Lar F. Jurassic)	سنگ آهک دولومیتی، دولومیت، قله‌های چرت (سازند لار، ژوراسیک بالایی)
	J _D	Marly limestone, marl, ammonite bearing	سنگ آهک مارنی، مارن، آمونیت‌دار (سازند دلیچای، ژوراسیک میانی)
	J _S	Shale, sandstone, siltstone with coal lenses (SHemshak F. Jurassic)	شیل ماسه‌سنگ، فروش سنگ، همراه با عدسی‌های ذغال‌سنگ (سازند شمشک، ژوراسیک زیرین)
	TRe ₂	Dolomit limestone vermiculair limestone dolomite (Elika F. Triassic)	سنگ دولومیتی، آهک کرم‌دار، دولومیت لاتریت (سازند الیکا، تریاس زیرین میانی)
	P ^d	Limestone dark color, recrystallized, fusulina bearing limestone, Light grey, massive dolomite (Jamal F. Permian)	سنگ آهک تیره رنگ، با تبلور دوباره فوزولینادار، دولومیت خاکستری روشن (سازند جمال، پرمین)
	D-C	Limstone, marly limestone, shale fossiliferous (Jirud F. Devonian)	سنگ آهک، سنگ آهک مارنی، شیل فسیل‌دار (سازند جیرود، دونین)
	O _{ab}	Micaceous shale, quartzitice sandstone (Abarsej F. Ordovician)	شیل میکاسه، ماسه‌سنگ کوارتزیتی (سازند ابرسج، اردووسین)
	Є _M	Dolomite, limestone, shale, trilobite beaing (Mila F. Memb 1-4, Upper Cambrian)	دولومیت، سنگ آهک دولومیت‌دار، شیل (سازند میلا بخش ۱-۴، کامبرین بالایی)
	Є _L	ماسه‌سنگ کوارتزیتی قرمز رنگ با قاعده‌ی سنگ‌های آتشفشانی (سازند لالون، کامبرین میانی)	Red quartzitice sandstone, some shale, white top quartzite (Lalune F. Camberian)
	Є _{bc}	ماسه‌سنگ، دولومیت، شیل (سازند بایندر، کامبرین زیرین)	Sandstone, dolomite, shale (Bayandor F. Camberian)
	M _M	مارن فسیل‌دار (سازند معادل قم، میوسن)	Marl, fossiliferous (Qom F. equii, Miosene)
	EC ₂	سنگ‌جوش (سازند معادل قم، ائوسن)	Conglomerate (Qom F. equii, Miosene)
	E _S	ماسه سنگ و شیل (ائوسن)	Sandstone, shale (Eocene)
	E _M	مارن‌های گچ‌دار، ماسه‌سنگ، سنگ جوش، سنگ آهک (ائوسن)	Gypsiferous marl, Sandstone, Conglomerate, Limestone (Eocene)
	ELZ	سنگ آهک نومولیت‌دار (سازند زیارت، ائوسن)	Numulitic limestone (Ziarat F. Eocene)
	E _V	سنگ‌های آتشفشانی، به طور محلی، همراه با سنگ‌های آهکی نومولیت‌دار (سازند زیارت، ائوسن)	Volcanics, locally intercalated with numulitic limestone (Ziarat F. Eocene)



-  شهر (City)
-  گسل (Fault)
-  آبخوان (Aquifer)
-  جاده‌های اصلی (Main roads)

شکل (۴-۱) نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه (برگرفته از نقشه زمین‌شناسی ۱/۱۰۰۰۰۰ شاهرود و بسطام و ۱/۲۵۰۰۰۰ گرگان)

الف) سازند لالون - کامبرین زیرین

این سازند از تناوب‌های ارغوانی رنگ سنگ‌ماسه کوارتزیتی ضخیم‌لایه و شیل‌های رسی نازک‌لایه تشکیل شده است و معمولاً رخنمون‌های پست و کم ارتفاع را نمایان می‌سازد. سنگ ماسه‌ها از نوع ساب آرکوز آهکی، با رسیدگی از نوع ساب مچور و دارای ساخت رسوبی تیغه‌ای می‌باشند.

ب) سازند میلا - کامبرین میانی - بالایی

این سازند متعلق به کامبرین میانی تا بالایی می‌باشد. توالی‌های این سازند به پنج بخش یا ممبر تقسیم شده است. بخش یک شامل ضخامتی از کوارتز سفید که قاعده‌ی سازند میلا را تشکیل می‌دهد و در گذشته به عنوان کوارتزیت رأسی سازند لالون معرفی می‌شد. بخش‌های ۲ تا ۵ از مقطع تیپ سازند میلا شامل دولومیت خاکستری تیره و ضخیم لایه، مارن زرد، سنگ آهک خاکستری، شیل و سنگ آهک شیلی چرت‌دار خاکستری حاوی براکیوپود و تریلوبیت، سنگ سیلتی و سنگ ماسه‌ی آرکوزی قهوه‌ای می‌باشد.

ج) سازند الیکا - تریاس زیرین - میانی

توالی‌های سازند الیکا با روند گسترش شرقی - غربی و ضخامت‌های قابل توجه به‌صورت سفره‌های رورانده^۱ بزرگ و کوچک عمدتاً بر روی توالی‌های سازند شمشک قرار گرفته است. این سازند به سه واحد تقسیم و توصیف شده است.

واحد TRE : این واحد شامل سنگ آهک‌های شیلی خاکستری نازک‌لایه حاوی دو کفه‌ای کلاریا، سنگ آهک‌های ورمیکوله خاکستری، سنگ آهک خاکستری شیل نخودی و دولومیت‌های توده‌ای زردرنگ می‌باشد.

واحد TRE1 : از تناوب‌های نازک‌لایه تا متوسط لایه خاکستری سنگ آهک ورمیکوله و سنگ آهک شیلی حاوی دو کفه‌ای کلاریا تشکیل شده است و در واقع معادل بخش آهکی سازند الیکا در برش

^۱ nappes

الگو به سن تریاس می‌باشد.

TRe2: آخرین واحد از سازند الیکا متشکل از تناوب‌های سنگ آهک‌های توده‌ای خاکستری گاهاً دارای رگه‌های کلسیت، دولومیت زرد تا آجری، سنگ آهک خاکستری چرت‌دار با بین لایه‌هایی از شیل‌های نازک لایه سبز می‌باشد.

د) سازند شمشک تریاس بالایی – ژوراسیک زیرین

سازند شمشک از تناوب‌های سنگ ماسه‌های ارغوانی تیره و شیل‌های سبز و ارغوانی زغال‌دار تشکیل شده است. حجم زیاد تناوب‌های شیلی، برجستگی‌های کم ارتفاع و پست در منطقه را به وجود می‌آورد. واحدهای سنگی سازند شمشک به ۴ واحد زیر تقسیم و توصیف شده است.

واحد Jm: این واحد شامل سنگ‌های قرمز ملافیر و لاتریت می‌باشد.

واحد Js1: تناوب‌های سنگ ماسه نازک و متوسط لایه سبز تیره، شیل نازک لایه سبز و همچنین تناوب‌های متوسط تا ضخیم لایه خاکستری سنگ آهک و سنگ آهک شیلی تشکیل دهنده‌ی این واحد است.

واحد Js2: این واحد از تناوب‌های شیل زغال‌دار سیاه نازک لایه و سنگ ماسه‌های سبز نازک تا متوسط لایه تشکیل شده است.

واحد Js3: واحد سوم سازند شمشک بخش اعظم توالی‌های آن را تشکیل می‌دهد و شامل تناوب‌هایی از سنگ ماسه‌ی ارغوانی نازک تا ضخیم لایه و شیل‌های نازک لایه زغال‌دار سبز می‌باشد. در سطح زیرین سنگ ماسه‌ها موج‌واره و در توالی‌های آن آثار فسیل گیاهی به طور فراوان رویت می‌گردد.

ذ) سازند دلیچای – ژوراسیک میانی

سازند دلیچای از تناوب‌های مارنی تشکیل شده است و دارای رخنمون‌های کم ارتفاع پست و نرم‌فرسایش می‌باشد. سن این سازند بر اساس آمونیت‌های مطالعه شده از آن ژوراسیک میانی (بازوسین بالایی – کالوین) تعیین گردیده است (سید امامی ۱۳۷۶ به نقل از وزیری، ۱۳۸۰). این

سازند از سنگ ماسه آهکی به رنگ قهوه‌ای در قاعده (سن باژوسین)، مارن‌های سبز با میان‌لایه‌هایی از سنگ آهک خاکستری دارای آمونیت فراوان (سن باتونین - کالوین) و تناوب سنگ آهک‌ها متوسط لایه خاکستری روشن با مارن‌های سبز زیتونی آمونیت‌دار (سن کالوین) تشکیل شده است. توالی‌های سازند دلیچای در منطقه‌ی مورد مطالعه به واسطه‌ی یک ناپیوستگی فرسایشی موازی^۱ بر روی تناوب‌های سازند شمشک (Js3) و به طور هم‌شیب و تدریجی به سنگ آهک‌های ضخیم لایه لار ختم می‌شود.

ر) سازند لار - ژوراسیک بالایی

سازند لار از توالی سنگ آهک‌های خاکستری روشن که در ابتدا ضخیم‌لایه بوده و تدریجاً به سنگ آهک‌های توده‌ای و دیوارساز تبدیل می‌شوند و حاوی تعداد کمی آمونیت هستند تشکیل شده است. تناوب‌های این سازند در منطقه‌ی مورد مطالعه با ظهور یک افق چرتی آغاز می‌گردد. سن این سازند بر اساس آمونیت‌های مطالعه شده از آن ژوراسیک میانی (کالوین بالایی) - ژوراسیک بالایی تعیین شده است.

ز) سازند فجن - پالتوسن

این سازند دارای تنوع رخساره‌ای فراوان بوده و بر اساس آن به دو واحد تقسیم می‌شود. واحد Pg1f: توالی‌های این واحد شامل کنگلومرای خاکستری روشن، سنگ ماسه‌ی متوسط لایه به رنگ سبز روشن و مارن ماسه‌ای قرمز می‌باشد. این توالی‌ها معمولاً بخش‌های نرم‌فرسایش و کم‌ارتفاع سازند فجن را می‌سازد.

واحد Pg2f: این واحد از تناوب‌های سنگ ماسه‌ی قرمز ضخیم لایه و کنگلومرای قرمز با بین‌لایه‌های از سنگ آهک ماسه‌ای متوسط و ضخیم لایه تشکیل شده است. بر اساس میکروفسیل‌های پیدا شده در این سازند سن پالتوسن برای سازند مشخص شده است.

^۱ Disconformity

ن) سازند زیارت – ائوسن زیرین

سازند زیارت از تناوب‌های متوسط لایه و نخودی تا خاکستری‌رنگ سنگ آهک نومولیت‌دار و سنگ آهک ماسه‌ای نومولیت‌دار تشکیل شده است. بر اساس میکروفسیل‌های یافت شده در این سازند سن آن را به ائوسن زیرین نسبت داده‌اند.

و) واحد میوسن زیرین (معادل بخش‌های از سازند قرمز بالایی)

این سازند معادل سازند قرمز زیرین در ایالت ایران مرکزی می‌باشد و از طبقات مارن‌های قرمز رنگ همراه با رگه‌های ژپس، ماسه‌سنگ نازک لایه و متوسط لایه ارغوانی رنگ، شیل‌های ارغوانی رنگ نازک لایه و لایه‌هایی از کنگلومرا و میکروکنگلومرای قرمز رنگ تشکیل شده است. در مارن‌های این واحد روزن‌بران آزاد متعلق به زمان میوسن زیرین شناسایی شده‌اند. توالی‌های این واحد را با بخش‌هایی از سازند قرمز بالایی هم ارز می‌دانند. این توالی‌ها در منطقه‌ی مورد مطالعه ساختمان یک تاقدیس بزرگی را (تاقدیس تل) با محوری در راستای شمال شرقی – جنوب غربی تشکیل داده است. توالی فوق چین‌خوردگی‌هایی را نیز تحمل کرده است.

ه) سنگ‌های آتشفشانی میوسن میانی

سن تراکی آندزیت‌های سیاه رنگ که پس از سازندهای میوسن زیرین قرار دارد را می‌توان به بعد از میوسن زیرین نسبت داد. این سنگ‌های آتشفشانی را می‌توان در جنوب محدوده‌ی مورد مطالعه مشاهده کرد.

ی) رسوبات کواترنری

رسوبات کواترنری شامل سه واحد اصلی Q^1 ، Q^2 و Q^{al} می‌باشد. Q^1 از پادگانه‌های آبرفتی و مارن‌های گراولی تشکیل شده است و بخش‌های زیادی از حواشی آبخوان را می‌پوشاند، که به دلیل قدیمی بودن و متراکم بودن آبرفت بخش آبدار آبخوان را تشکیل نمی‌دهند. این واحد در قسمت بالا

دست رودخانه‌ها و یا مخروط افکنه‌ها تشکیل می‌شود. واحد Q^{12} از پادگانه‌های آبرفتی جوان و رسوبات آبرفتی و واحد Q^{al} از آبرفت‌های عهد حاضر و رسوبات رودخانه‌ها تشکیل شده است. بخش اعظم منطقه‌ی مطالعاتی را واحدهای Q^{12} و Q^{al} تشکیل می‌دهد. واحد Q_{sc} نیز در بخش‌های مرکزی دشت دیده می‌شود که از جنس رس ماسه‌ای و سیلت‌دار می‌باشد.

رسوبات معادل کنگلومرای هزار دره در بخش جنوب شاهرود رخنمون دارند که به صورت ناپیوستگی زاویه‌دار بر روی سازند قرمز بالایی (با سن پلیوسن) قرار گرفته است.

۱-۴-۶- زمین‌شناسی ساختمانی

به دلیل قرار گرفتن منطقه مورد بررسی در دو زون ساختمانی البرز شرقی و ایران مرکزی ویژگی‌های این دو بخش از لحاظ خصوصیات ساختمانی متفاوت می‌باشد. در قسمت شمالی گسل خوردگی‌ها (که اغلب رورانده هستند) و چین خوردگی (که اغلب متقارن هستند) دارای امتداد شمال شرقی - جنوب غربی می‌باشند. در قسمت‌های جنوبی منطقه نیز گسل خوردگی‌ها و چین خوردگی‌ها اصلی اغلب دارای روند شمال شرقی جنوب غربی می‌باشند.

۱-۴-۶-۱- چین خوردگی‌ها

مهم‌ترین چین خوردگی منطقه ناودیس نامتقارن دهملا است. این ناودیس دارای روند شمال شرقی - جنوب غربی بوده و به موازات راستای گسل خوردگی طزره و راندگی شاهرود می‌باشد. یال‌های این ناودیس را سازندهای لالون، زایگون و میلا تشکیل می‌دهد. در تناوب‌های این ناودیس گسل خوردگی‌های متعددی (اغلب امتداد لغز) قابل مشاهده است. از جمله گسل خوردگی‌های این ناودیس، راندگی بزرگ شاهرود است که یال شمالی آن را بریده و باعث شده است تا یال تناوب‌های سازند زایگون مشاهده نشود.

تاق‌دیس نامتقارن تل با راستای شمال شرقی و جنوب غربی یکی دیگر از چین خوردگی‌های مهم

منطقه است که در جنوب منطقه‌ی مورد مطالعه قرار گرفته است.

۱-۴-۲- گسل‌ها

یکی از گسل‌های مهم منطقه گسل راندگی شاهرود می‌باشد که از شمال آن و از شهر شاهرود می‌گذرد و هم‌راستا با رشته کوه البرز و دارای روند تقریباً شرقی- غربی می‌باشد. این گسل در مسیر خود یال شمالی ناودیس دهملا را نیز بریده و موجب حذف تناوب‌های سازند زایگون در این سازند شده است (وزیری، ۱۳۸۰).

از دیگر گسل‌خوردگی‌های منطقه می‌توان به گسل دهملا اشاره کرد که دارای روند شرقی- غربی است و تقریباً منطقه‌ی مورد مطالعه را به دو زون نامساوی تقسیم می‌کند. این گسل کواترنری احتمالاً بر روی سطح آب‌یرزمینی منطقه تاثیرگذار می‌باشد و از این لحاظ دارای اهمیت است (وزیری، ۱۳۸۰). گسل راندگی طزره هم‌راستا با گسل‌خوردگی دهملا و در شمال آن قرار دارد. این گسل رانده شاخه‌ای جدا شده از گسل راندگی شاهرود در ناحیه‌ی دهملا بوده و حرکاتی را در جهت شمال شرقی - جنوب غربی انجام داده است.

۱-۴-۷- ژئومورفولوژی منطقه

هرچه جنس واحدهای سنگی مقاومت بیش‌تری نسبت به پدیده‌ی فرسایش نشان دهد، بلندای آن نسبت به مناطق دیگر بیش‌تر است و ستیغ‌ها را می‌سازد و هرچه مقاومت فرسایشی کم‌تری داشته باشد بلندای کم‌تری نسبت به مناطق مجاور دارد و تپه ماهورها و مناطق کم ارتفاع نظیر دشت‌ها را می‌سازد. سازندهای آهکی مقاومت فرسایشی زیادتری نسبت به بقیه سازندهای منطقه دارند و معمولاً ستیغ‌ساز هستند.

سازند آهکی لار و سنگ آهک‌های کرتاسه‌ی بالایی مرتفع‌ترین نقاط منطقه را تشکیل می‌دهند. در زون البرز شرقی توالی‌های سازندهای شمشک و دلیچای و در زون البرز مرکزی توالی‌های مارنی سبز

و قرمز مناطق کم ارتفاع و پست منطقه را تشکیل می دهند (وزیری، ۱۳۸۰).

به طور کلی این منطقه را می توان به سه قسمت دشت، تپه ماهور و کوهستانی تقسیم نمود. منطقه‌ی دشت از رسوبات کواترنری که در بالادست درشت دانه و در پایین دست و با کاهش شیب به رسوبات ریز دانه ختم می شود، پوشانده شده است. در قسمت شمالی دشت و در زون البرز شرقی مناطق کوهستانی و در منطقه‌ی جنوبی محدوده‌ی مورد بررسی تپه‌ماهورها و همچنین مناطق کوهستانی مشاهده می شود.

۱-۵- سامان دهی پایان نامه

مراحل انجام این تحقیق را می توان در موارد زیر خلاصه نمود:

فصل اول (کلیات) : در این فصل به توضیح کلیاتی در مورد بیان مسئله و ضرورت‌های انجام تحقیق و همچنین در مورد منطقه‌ی مورد مطالعه (مانند موقعیت مکانی، ویژگی‌های آبخوان، هواشناسی، زمین شناسی، زمین شناسی ساختمانی و ریخت شناسی) پرداخته شده است.

فصل دوم (مروری بر مطالعات پیشین) : این فصل شامل مجموعه مطالعات انجام گرفته در زمینه‌ی این پروژه، مروری بر مدل سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات در دنیا و مروری بر مدل سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات در ایران می باشد.

فصل سوم (روش کار) : خلاصه‌ای از روش انجام این تحقیق در این فصل آورده شده است.

فصل چهارم (نتایج و بحث) : در این فصل مدل جریان آب زیرزمینی، مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات، نتایج حاصل از آنها و روند میرایی نیترات پس از حذف منابع آلاینده‌ی آن مورد بررسی و تجزیه تحلیل قرار گرفته است.

فصل پنجم (نتیجه گیری) : در این قسمت به توضیح نتایج حاصل از این تحقیق پرداخته شده است.

۲- فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

۲-۱- مقدمه

در این فصل تئوری و معادلات حاکم بر انتقال آلاینده‌ها در آب‌زیرزمینی به همراه پیشینه‌ی مطالعات انجام شده در این زمینه در ایران و سایر نقاط دنیا ارائه شده است. لازم به ذکر است پیش‌نیاز مطالعات مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ها در آبخوان، مدل‌سازی جریان آب‌زیرزمینی می‌باشد. با توجه به این‌که تئوری مدل‌سازی جریان در منابع مختلف (از جمله قفقازی ۱۳۹۱، ملکی ۱۳۹۰ و محمدی ۱۳۸۶) بیان شده است، از ذکر آنها در این تحقیق خودداری شده و خوانندگان می‌توانند به منابع معرفی شده مراجعه نمایند. همچنین در این فصل مقدمات مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ها با استفاده از راهنمای MT3DMS (Zheng and Wang, 1999) ارائه شده است.

۲-۲- تئوری مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ها

۲-۲-۱- معادلات حاکم

معادله‌ی دیفرانسیل جزئی انتقال سه بعدی آلاینده‌ها در سیستم‌های جریان آب‌زیرزمینی در شرایط ناپایدار را می‌توان به صورت زیر نوشت:

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta V_i C) + q_s C_s + \sum R_n \quad (1-2)$$

که در این معادله θ تخلخل، C غلظت ماده حل شونده، t زمان (T) ، $X_{i,j}$ فاصله در طول مختصات کارتزین (L) ، D_{ij} ضریب پراکندگی هیدرودینامیکی $(L^2 T^{-1})$ ، V_i سرعت نشت آب یا سرعت متوسط آب در محیط متخلخل $(L T^{-1})$ ، q_s جریان حجمی آب در واحد حجم آبخوان که برای تولید^۱ مثبت و برای مصرف^۲ منفی می‌باشد (T^{-1}) ، C_s غلظت مواد محلول در ورودی یا خروجی (ML^{-3}) ، $\sum R_n$ عبارت واکنش‌های شیمیایی $(ML^{-3} L^{-1})$ می‌باشند.

عبارت واکنش‌های شیمیایی در معادله‌ی (۱-۲) شامل تاثیر کلی واکنش‌های بیوشیمیایی و

^۱ Source

^۲ Sink

زمین‌شیمی بر سرنوشت و انتقال آلاینده می‌شود. این واکنش‌ها شامل دو نوع پایه از واکنش‌های شیمیایی یعنی واکنش آب با سطح خاک (جذب^۱) و ترم مرتبه‌ی اول می‌باشد. ترم $\sum R_n$ را می‌توان به صورت زیر نوشت:

$$\sum R_n = -\rho_b \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} - \lambda_1 \theta C - \lambda_2 \rho_b \bar{C} \quad (2-2)$$

که در این مطالعه:

ρ_b : چگالی حجمی محیط متخلخل، (ML^{-1})

\bar{C} : غلظت آلاینده‌های جذب شده در خاک، (MM^{-1})

λ_1 : واکنش مرتبه‌ی اول برای حالت محلول، (T^{-1})

λ_2 : واکنش مرتبه‌ی اول برای حالت جامد، (T^{-1})

از ترکیب و ساده‌سازی معادلات (۱-۲) و (۲-۲) می‌توان به معادله‌ی زیر رسید:

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} + \rho_b \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial X_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial X_j} \right) - \frac{\partial}{\partial X_i} (\theta V_i C) + q_s C_s + q'_s C - \lambda_1 \theta C - \lambda_2 \rho_b \bar{C} \quad (3-2)$$

معادله‌ی (۳-۲) بیانگر بیلان جرم می‌باشد. یعنی ذخیره‌ی جرم^۲ در هر دو حالت محلول و جامد در هر زمان برابر با اختلاف جرم آلاینده ایجاد شده در جریان ورودی و خروجی به دلیل پراکندگی^۳، همرفت^۴، تغذیه و یا تخلیه و واکنش‌های شیمیایی می‌باشد.

تعدادهای محلی معمولاً فرایندهای جذبی مختلفی را در برمی‌گیرد (به عبارت دیگر جذب معمولاً در مقایسه با مقیاس زمانی انتقال سریع‌تر اتفاق می‌افتد)، زمانی که تعادل محلی در نظر گرفته می‌شود معادله‌ی (۳-۲) به صورت زیر نوشته می‌شود:

$$R\theta \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial X_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial X_j} \right) - \frac{\partial}{\partial X_i} (\theta V_i C) + q_s C_s + q'_s C - \lambda_1 \theta C - \lambda_2 \rho_b \bar{C} \quad (4-2)$$

رابطه (۴-۲)، معادله حاکم و اساسی در مدل انتقال به شمار می‌رود. R در این معادله فاکتور تاخیر

^۱ Sorption

^۲ Mass balance

^۳ Dispersion

^۴ Advection

می باشد و از طریق رابطه ی (۵-۲) محاسبه می شود:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial \bar{C}}{\partial C} \quad (5-2)$$

در معادله ی حاکم در مدل انتقال فقط یک تخلخل فرض شده است که به تخلخل موثر اشاره دارد. تخلخل موثر کوچکتر از تخلخل کل در محیط متخلخل می باشد و به این حقیقت اشاره دارد که برخی از خلل و فرج، آب زیرزمینی را انتقال نمی دهند. تخلخل موثر را به صورت صحرائی نمی توان اندازه گیری کرد و در طی فرایند واسنجی مدل محاسبه می شود. V_i در معادله انتقال سرعت واقعی بوده که از معادله ی داریسی محاسبه می گردد.

$$V_i = \frac{q_i}{\theta} = -\frac{K_i}{\theta} \frac{\partial h}{\partial X_i} \quad (6-2)$$

K_i : مؤلفه اصلی تانسور هدایت هیدرولیکی، (LT^{-1})

h : بار هیدرولیکی، (L)

بار هیدرولیکی از طریق حل معادله سه بعدی جریان آب زیرزمینی (معادله ی (۷-۲)) محاسبه می گردد:

$$\frac{\partial}{\partial X_i} \left(K_i \frac{\partial h}{\partial X_i} \right) + q_s = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (7-2)$$

S_s ضریب ذخیره آبخوان (L^{-1}) و q_s عبارت محلول ورودی و یا خروجی تعریف شده در معادله ی (۱-۲) می باشد.

۲-۲-۲ همرفت^۱

عبارت $\frac{\partial}{\partial X_i} (\theta V_i C)$ در معادله ی انتقال به عنوان ترم همرفت شناخته می شود. این عبارت نشان می دهد که مواد آلاینده ی موجود در آب زیرزمینی بر اساس قانون داریسی منتقل می شوند. در بسیاری از مسائل انتقال آلودگی در مقیاس صحرائی عبارت همرفت بر دیگر عبارتها غلبه دارد. برای بیان

^۱ Advection

سهم همرفت در انتقال املاح از پارامتر بدون بعد به نام عدد پکلت^۱ استفاده می شود و به صورت زیر تعریف می گردد:

$$Pe = \frac{|v|L}{D} \quad (۸-۲)$$

$|v|$: سرعت نشت، (LT^{-1})

L : طول مشخصه (معمولاً عرض سلول شبکه)، (L)

D : ضریب پراکندگی، (L^2T^{-1})

هرچه عدد پکلت بزرگ تر باشد انتقال توسط عبارت همرفت نیز بیش تر خواهد بود به طوری که برای مسائل همرفت محض این عدد به بینهایت میل می کند.

در مسائلی که همرفت غالب است حل معادلات انتقالی در بین دو نوع مسئله عددی قرار می گیرد (شکل (۱-۲)). نوع اول پراکندگی عددی^۲ می باشد که تاثیری مشابه پراکندگی فیزیکی دارد. وقتی پراکندگی عددی کوچک و یا ناچیز است مشکل ساز می شود و جبهه ی غلظت آلودگی به صورت مشخص ظاهر می شود (شکل (۱-۲ الف)). نوع دوم مسائل عددی، نوسانات مصنوعی^۳ می باشد. این خطا ناشی از بالاتر یا پایین تر بودن مقادیر واقعی از مقادیر محاسبه ای می باشد (شکل (۱-۲ ب)). نوسانات مصنوعی به منظور حذف پراکندگی عددی طراحی شده است و هرچه جبهه ی غلظت آشکارتر می شود بیش تر می شود.

کد MT3DMS چندین گزینه ی حل به منظور غلبه کردن بر هر دو روش پراکندگی عددی و نوسانات مصنوعی طراحی کرده است. روش مشخصاتی^۴ (MOC) برای حذف پراکندگی عددی در مسائلی که همرفت شدیداً غالب است، بسیار موثر می باشد. روش مرتبه ی سوم (ULTIMATE) TVD با محدود کردن تراوش، پراکندگی عددی و نوسانات مصنوعی را به کمترین حد خود می رساند. وقتی پراکندگی

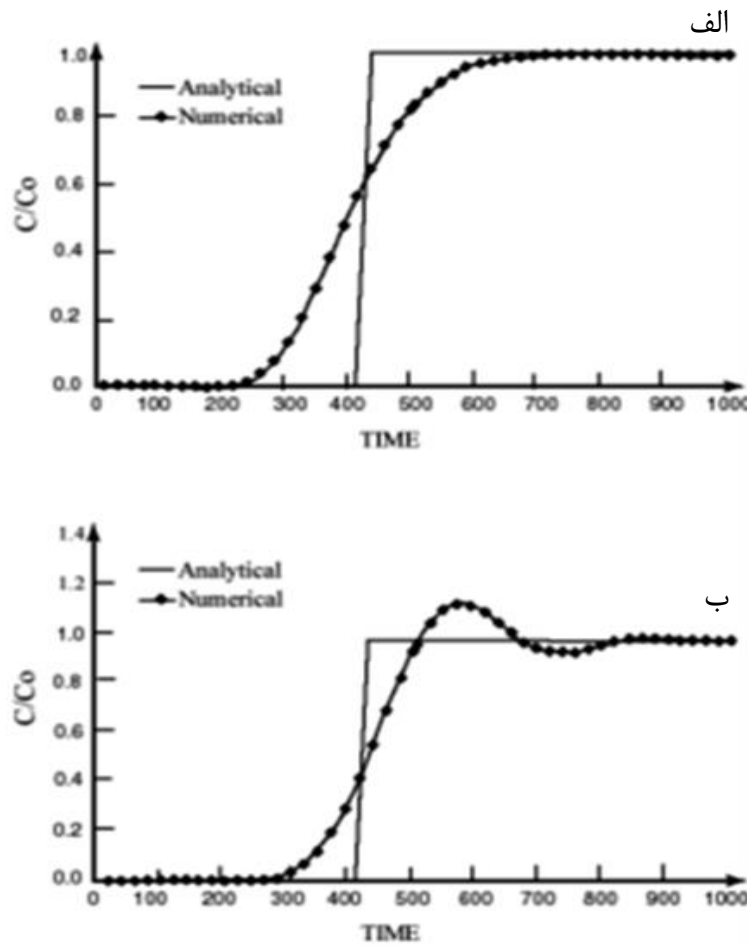
^۱ Peclet

^۲ Numerical dispersion

^۳ Artificial oscillation

^۴ Method of characteristic

عددی مسئله‌ی مهمی نیست، مثلاً در حالتی که یک شبکه مدل خوب استفاده شده است و یا پراکندگی فیزیکی بزرگ است، روش تفاضل متناهی استاندارد^۱ بسیار کارآمد می‌باشد. روش اصلاح شده‌ی مشخصاتی (MMOC) سریع‌تر از روش MOC می‌باشد. اگر این روش در سرعت‌های پایین‌تر استفاده شود، عاری از نوسانات مصنوعی بوده اما در این حالت پخشیدگی عددی ایجاد می‌شود.



شکل (۱-۲) تاثیر پخشیدگی عددی (الف) و نوسانات مصنوعی (ب) در نتایج حاصل از مدل

از ترکیب روش‌های MOC و MMOC روش مشخصاتی ترکیبی (HMOC) به وجود می‌آید. استفاده از حل کننده ذره مبنای HMOC باعث کاهش پخشیدگی عددی و افزایش دقت محاسبات در حل عبارت همرفت معادله انتقال جرم در مدل انتقال آلاینده می‌شود. این روش سازگاری خودکار روش حل با غلظت صحرائی طبیعی دارد. وقتی جبهه‌ی غلظت مشخص می‌باشد عبارت همرفت به وسیله‌ی

^۱ Standard finite difference method

MOC حل می شود در غیر این صورت از روش HMOC استفاده می کند.

۲-۲-۳- پراکندگی^۱

۲-۲-۳-۱- مکانیسم پراکندگی

پراکندگی در یک محیط متخلخل، به پخش شدگی آلودگی در یک منطقه‌ی بزرگتر گفته می شود که تنها به وسیله‌ی میانگین بردارهای سرعت آب‌ریزمینی پیش‌بینی می شود (Anderson and Woessner, 1992).

پراکندگی به وسیله‌ی دو فرایند پراکندگی مکانیکی^۲ و انتشار مولکولی^۳ ایجاد می گردد. پراکندگی مکانیکی در نتیجه‌ی انحراف سرعت واقعی از سرعت میانگین در مقیاس میکروسکوپی به وجود می آید و در انتشار مولکولی آلودگی به وسیله‌ی شیب غلظت حرکت می کند.

انتشار مولکولی معمولاً در مقایسه با پراکندگی مکانیکی کوچک و ناچیز بوده و تنها زمانی که سرعت آب‌ریزمینی بسیار کم باشد اهمیت پیدا می کند. به مجموع پراکندگی مکانیکی و انتشار مولکولی پراکندگی هیدرودینامیکی^۴ و یا به عبارت ساده تر پراکندگی گفته می شود.

۲-۲-۳-۲- ضریب پراکندگی

بیر (Bear, 1997) تانسور پراکندگی هیدرودینامیکی (D_{ij}) برای یک محیط متخلخل ایزوتروپ را از طریق فرمول‌های زیر تعریف نموده است:

$$D_{xx} = \alpha_L \frac{V_x^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_y^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_z^2}{|V|} + D^* \quad (۹-۲)$$

$$D_{yy} = \alpha_L \frac{V_y^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_x^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_z^2}{|V|} + D^* \quad (۱۰-۲)$$

^۱ Dispersion

^۲ Mechanical dispersion

^۳ Molecular diffusion

^۴ Hydrodynamic dispersion

$$D_{zz} = \alpha_L \frac{V_z^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_x^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_y^2}{|V|} + D^* \quad (11-2)$$

$$D_{xy} = D_{yx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{V_x V_y}{|V|} \quad (12-2)$$

$$D_{xz} = D_{zx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{V_x V_z}{|V|} \quad (13-2)$$

$$D_{zy} = D_{yz} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{V_z V_y}{|V|} \quad (14-2)$$

D_{xx}, D_{yy}, D_{zz} : اجزای اصلی تانسورهای انتشار، ($L^2 T^{-1}$)

$D_{xy}, D_{yz}, D_{yx}, D_{zy}, D_{zx}$: عبارت‌های متقاطع تانسور انتشار، ($L^2 T^{-1}$)

α_L : پراکندگی طولی، (L)

α_T : پراکندگی عرضی، (L)

D^* : ضریب انتشار مولکولی موثر، ($L^2 T^{-1}$)

v_x, v_y, v_z : مؤلفه‌های بردار سرعت در جهت‌های x, y, z ، (LT^{-1})

$$|v| = \sqrt{v_x^2 + v_y^2 + v_z^2} \quad \text{اندازه بردار سرعت، } (LT^{-1})$$

معمولاً در مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ها فرض می‌شود که ضریب پراکندگی همگن در محیط‌های متخلخل ناهمگن نیز کاربرد دارد. بورت و همکاران (Burnett and Frind, 1987) در مدل MT3DMS با بیان پراکندگی عرضی عمودی و افقی که به ترتیب با α_{TV} و α_{TH} نشان می‌دهند، جهت شبیه‌سازی استفاده می‌نمودند:

$$D_{xx} = \alpha_L \frac{V_x^2}{|V|} + \alpha_{TH} \frac{V_y^2}{|V|} + \alpha_{TV} \frac{V_z^2}{|V|} + D^* \quad (15-2)$$

$$D_{yy} = \alpha_L \frac{V_y^2}{|V|} + \alpha_{TH} \frac{V_x^2}{|V|} + \alpha_{TV} \frac{V_z^2}{|V|} + D^* \quad (16-2)$$

$$D_{zz} = \alpha_L \frac{V_z^2}{|V|} + \alpha_{TV} \frac{V_x^2}{|V|} + \alpha_{TV} \frac{V_y^2}{|V|} + D^* \quad (17-2)$$

$$D_{xy} = D_{yx} = (\alpha_L - \alpha_{TH}) \frac{V_x V_y}{|V|} \quad (18-2)$$

$$D_{xz} = D_{zx} = (\alpha_L - \alpha_{TV}) \frac{V_x V_z}{|V|} \quad (19-2)$$

$$D_{zy} = D_{yz} = (\alpha_L - \alpha_{TV}) \frac{V_z V_Y}{|V|} \quad (20-2)$$

اگر پراکندگی عرضی عمودی و افقی با یکدیگر برابر باشند معادلات (۲-۱۵) تا (۲-۲۰) برابر با معادلات (۲-۹) تا (۲-۱۴) می‌شوند.

در معادلات (۲-۱۵) تا (۲-۲۰) اجزای تانسورهای ضریب توزیع در عبارت سرعت آب‌زیرزمینی، v ، تعریف می‌شوند. تانسور انتشار ظاهری در زمانی که تخلخل تغییرات مکانی دارد به صورت زیر تعریف می‌گردد:

$$\hat{D}_{ij} = \theta D_{ij} \quad (21-2)$$

ضریب انتشار ظاهری (\hat{D}) می‌تواند با جایگزینی تخلیه‌ی ویژه q به جای سرعت خطی v و θD^* به جای D^* در معادلات محاسبه گردد.

۲-۲-۴ - فرایند تولید و مصرف

عبارت $q_s c_s$ موسوم به نقش تولید و مصرف در معادله‌ی اساسی در مدل انتقال می‌باشد. این عبارت املاح محلول در آب را که از طریق تغذیه و تخلیه (تولید و مصرف) به آبخوان وارد و یا از آن خارج می‌شود را مدل‌سازی می‌کند. همچنین عبارت $q'_s c$ تغذیه و تخلیه داخلی را بیان می‌کند. تغذیه داخلی تغییر در ذخیره‌ی جرم غیر محلول ایجاد شده به وسیله‌ی تغییر در ذخیره‌ی آب‌زیرزمینی در شرایط ناپایدار تعریف می‌شود. این تغییر در نتیجه‌ی ورود و یا خروج جرم از محدوده‌ی مدل ایجاد نشده است.

تولید و مصرف می‌تواند در انواع گسترده (تغذیه و تبخیر و تعرق) و یا نقطه‌ای (چاه، زهکش و رودخانه) ظاهر گردد. مرزهای با بار عمومی و یا بار ثابت به واسطه عملکرد آنها که شبیه چاه، رودخانه و زهکش در مدل جریان است؛ به عنوان تغذیه یا تخلیه‌ی نقطه‌ای عمل می‌کنند. در فرایند تولید یا تغذیه لازم است تا غلظت در منبع ورودی برای مدل تعریف گردد. در حالی که در مصرف یا تخلیه غلظت برابر غلظت در آب‌زیرزمینی در مکان تخلیه در نظر گرفته می‌شود و نیازی به تعیین آن نیست به استثنا

تبخیر تعرق که در آن با فرض اینکه آب خالص از منبع برداشت می‌شود، غلظت در آب خروجی صفر در نظر گرفته می‌شود.

۵-۲-۲- واکنش شیمیایی

کد MT3DMS این توانایی را دارد که جذب خطی یا غیر خطی کنترل شده‌ی متعادل، جذب غیر متعادل و واکنش مرتبه‌ی اول که می‌توانند فروپاشی رادیواکتیو یا تخریب زیستی را شبیه‌سازی نمایند.

۵-۲-۲-۱- جذب خطی یا جذب غیر خطی کنترل شده تعادلی^۱

فرایند جذب به انتقال جرم بین آلاینده‌ی محلول در آب‌زیرزمینی (فاز مایع) و آلاینده‌ی جذب شده روی محیط متخلخل (فاز جامد) گفته می‌شود. معمولاً فرض می‌شود شرایط بین غلظت فاز محلول و فاز جامد به تعادل رسیده است. لازم به ذکر است، سرعت جذب به سرعت آب‌زیرزمینی وابسته می‌باشد. عملکرد رابطه‌ی بین مواد محلول و غیر محلول تحت شرایط دمایی ثابت ایزوترم جذب نامیده می‌شود. ایزوترم جذب کنترل شده‌ی تعادلی به طور کلی با مدل انتقال به وسیله‌ی فاکتور تاخیر آمیخته شده است. در مدل انتقال MT3DMS سه نوع ایزوترم جذب کنترل شده‌ی متعادل خطی، فروندلیچ^۲ و لانگمویر^۳ گنجانده شده است.

۱- در ایزوترم جذب خطی فرض می‌شود که غلظت جذبی (\bar{C}) با غلظت محلول (C) رابطه‌ی

مستقیم دارد.

$$\bar{C} = K_d C \quad (2-21)$$

K_d : ضریب توزیع (L^3M^{-1})

^۱ Equilibrium – controlled linear or non linear sorption

^۲ Freundlich

^۳ Langmuir

بنابر این فاکتور تاخیر برابر خواهد بود با:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial \bar{C}}{\partial C} = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \quad (22-2)$$

۲- ایزوترم فروندلیچ یک ایزوترم غیر خطی است که از طریق فرمول زیر بیان می‌شود:

$$\bar{C} = K_f C^a \quad (23-2)$$

K_f : ثابت فروندلیچ، $(L^3M^{-1})^a$

a : نمای فروندلیچ، (بدون بعد)

K_f و a ضرایب تجربی هستند. زمانی که نمای a برابر ۱ شود ایزوترم فروندلیچ برابر با ایزوترم خطی می‌شود. فاکتور تاخیر در ایزوترم فروندلیچ مطابق با فرمول زیر تعریف می‌گردد:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial \bar{C}}{\partial C} = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} a K_f C^{a-1} \quad (24-2)$$

۳- ایزوترم جذب غیر خطی لانگمویر که به صورت فرمول زیر نشان داده می‌شود:

$$\bar{C} = \frac{K_1 \bar{S} C}{1 + K_1 C} \quad (25-2)$$

K_1 : ثابت لانگمویر، (L^3M^{-1})

\bar{S} : بیشترین مقدار املاح جذب شده توسط ماتریکس خاک

فاکتور تاخیر تعریف شده توسط لانگمویر عبارت است از:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial \bar{C}}{\partial C} = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} \left[\frac{K_1 \bar{S}}{(1 + K_1 C)^2} \right] \quad (26-2)$$

۲-۲-۵- جذب غیر تعادلی^۱

وقتی تعادل محلی وجود ندارد فرض می‌شود فرایند جذب می‌تواند از طریق واکنش برگشت پذیر

مرتبه‌ی اول طبق فرمول زیر محاسبه گردد:

$$\rho_b \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = \beta \left(C - \frac{\bar{C}}{K_d} \right) \quad (27-2)$$

^۱ Nonequilibrium sorption

β : نرخ انتقال جرم مرتبه‌ی اول بین فاز جامد و محلول

K_d : ضریب توزیع برای فاز جامد که به طور اولیه برای جذب خطی تعریف می‌شود.

برای مشخص شدن این که روش حل انتقال محلول تحت تاثیر جذب غیرتعادلی می‌باشد در ابتدا باید معادله‌ی (۲-۲۷) به وسیله‌ی معادله‌ی اساسی انتقال حل شود. هرچه نرخ انتقال جرمی β افزایش پیدا کند (یعنی سرعت فرایند جذب افزایش پیدا کند) دیدگاه جذب غیرتعادلی به جذب خطی کنترل شده‌ی تعادلی نزدیک‌تر می‌شود (معادله‌ی (۲-۲۱)). وقتی مقدار β بسیار کوچک است تبادل بین فاز جامد و مایع نیز اندک می‌باشد و در نتیجه فرایند جذب ناچیز می‌شود.

۲-۵-۳- فرورپاشی رادیواکتیو یا تخریب زیستی

عبارت $-(\lambda_1 \theta C + \lambda_2 \rho_b \bar{C})$ در معادله اساسی انتقال، واکنش مرتبه اول برگشت ناپذیر می‌باشد و کاهش جرم در هر دو فاز محلول (C) و جامد (\bar{C}) را نشان می‌دهد. نرخ ثابت آن در عبارت نیمه عمر آورده می‌شود:

$$\lambda = (\ln 2)/t_{1/2} \quad (2-28)$$

$t_{1/2}$: نیمه عمر مواد رادیواکتیو و یا زیست‌فرورپاش (یعنی مدت زمانی که لازم است تا غلظت به مقدار نصف مقدار اولیه کاهش پیدا کند).

واکنش فرورپاشی رادیواکتیو معمولاً در هر دو فاز مایع و جامد صورت می‌گیرد. در تخریب زیستی فقط واکنش‌های خاصی در حالت محلول رخ می‌دهد. باید توجه شود که فرایندهای تخریب زیستی زیرسطحی پیچیده‌تر از این هستند که توسط واکنش برگشت‌ناپذیر مرتبه‌ی اول شرح داده شوند. پکیج‌های دیگری در MT3DMS برای انواع پیچیده‌تر واکنش‌های شیمیایی و بیوشیمیایی در حال توسعه می‌باشد.

۲-۲-۶- شرایط اولیه

معادله‌ی اساسی در مدل انتقال، تغییرات ناپایدار غلظت حل شونده در آب زیرزمینی را توضیح می‌دهد. بنابراین شرایط اولیه برای حل معادله‌ی اساسی الزامی می‌باشد. شرایط اولیه در فرم کلی آن به صورت زیر نوشته می‌شود:

$$C(x, y, z, t) = C_0(x, y, z) \text{ on } \Omega ; \quad t=0 \quad (2-29)$$

$C_0(x, y, z)$ توزیع غلظت و Ω به محدوده‌ی داخلی مدل اشاره دارد.

اگر جذب غیرتعادلی یا انتقال جرم با محدوده‌ی دوگانه شبیه‌سازی شود تعریف غلظت اولیه برای فاز جامد یا غیر متحرک نیز ضروری می‌شود.

۲-۳- مروری بر مطالعات مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ی نیتрат در دنیا

انتقال نیترات در آب‌زیرزمینی به منظور پیش‌بینی مدت زمان اقامت آب و نتایج تغییر کاربری زمین بر کیفیت آب با استفاده از کد MODFLOW و MT3D در حوضه‌ی کرویدی (Kervidy) مورد بررسی قرار گرفت. چند سناریو به منظور بررسی تاثیر تغییر در مقدار نیترات فروشویی شده به آب‌زیرزمینی در غلظت نیترات آب رودخانه اجرا شد. نتایج نشان می‌دهند که اگر مقدار کل نیترات فروشویی شده از دامنه تپه کم شود کاهش مهمی در غلظت نیترات رودخانه ایجاد می‌شود. همچنین مدت زمان اقامت نیترات کم‌تر از سه سال می‌باشد (Molenat and Gascuel-Odux, 2002).

بورتون (Burton, 2007)، مدل انتقال آلاینده نیترات را برای شهرستان واتکوم (Whatcom)، در ایالت واشنگتن تهیه کرد. هدف از این تحقیق ارزیابی تاثیر تغییرات استفاده از زمین و آبیاری در غلظت نیترات می‌باشد. نتایج نشان می‌دهد تغییر در کاربری اراضی و غلظت نیترات تغذیه شده تاثیر اندکی بر مقدار نیترات فروشویی شده دارد.

تاثیر نوع کاربری اراضی بر آلودگی نیترات آب‌زیرزمینی در سفره‌ی Sumas-Blaine مورد بررسی قرار گرفته است (Almasri and Kaluarachchi, 2007). مقدار فروشویی نیترات در آب‌زیرزمینی با

استفاده از کد MT3D در ۲۱ منطقه با کاربری اراضی مختلف بررسی شد. نتایج نشان داد که فرایند نیترات زدایی^۱ نسبت به فرایندهای همرفت و پراکندگی مکانیکی تاثیر بیش تری در کاهش مقدار جرم نیترات در آب زیرزمینی دارد و مقدار نیتروژن زدایی در مناطق مختلف بسته به شرایط غالب محیطی متفاوت می باشد.

والتر (Walter, 2008) به منظور شبیه سازی انتقال فاضلاب آلوده به نیترات در آبخوان ساحلی، مرکزی و غربی کیپ کاد، ماساچوست از مدل عددی MT3D استفاده کرد. هدف از این مطالعه استفاده از نتایج و توسعه مفاهیم انتقال هیدروژئولوژیکی در منطقه ی مورد مطالعه و گسترش و آزمایش روشی برای ارزیابی آینده می باشد. آنها تمرکز و مدت زمان اقامت نیترات را محاسبه نمودند و دریافتند که در چاه هایی که تمرکز نیترات بالاتر است مدت زمان اقامت نیز زیاد می باشد و در چاه هایی که تمرکز نیترات کم تر است پدیده ی پراکندگی باعث کاهش مقدار غلظت نیترات شده است.

ژنگ و همکاران (Zhang *et al.* 2013) با استفاده از کد MT3DMS و سیستم اطلاعاتی جغرافیایی^۲ (GIS) آلودگی آب های زیرزمینی در شرود (Sherwood) در بریتانیا را ارزیابی کردند. هدف از این مطالعه تعیین مقدار نیترات از بین رفته و پیش بینی مقدار نیترات در آب زیرزمینی در آینده بود. آنها به این نتیجه دست یافتند که حتی اگر روش های کاهش دهنده ی آلودگی مورد استفاده قرار گیرد، مقدار نیترات در آب زیرزمینی (تا زمانی که کاهش نیترات شروع شود) حتی بیش تر از حد استاندارد آب آشامیدنی (۵۰ میلی گرم بر لیتر) افزایش پیدا خواهد کرد.

۲-۴- مروری بر مطالعات مدل سازی انتقال آلاینده ی نیترات در ایران

محمدی و سامانی (۱۳۷۹) گسترش آلاینده ی محلول در آبخوان آبرفتی در دشت شیراز به کمک مدل های ریاضی را بررسی کردند. نتایج نشان می دهد که غلظت ورودی نیترات در آب تغذیه شده

^۱ Denitrification

^۲ Geographic Information System

۱۰ ppm می‌باشد. البته بعضی از سلول‌های شبکه همانند منشا نقطه‌ای عمل کرده و غلظت نیترات در آنها به ۳۰ ppm می‌رسد.

سعیدی فر (۱۳۸۳) به مدل‌سازی هیدرولیکی آب‌زیرزمینی در دشت یاسوج و بررسی پخش انتقال آلودگی در آن به کمک نرم‌افزار PMWIN پرداخته است. نتایج نشان می‌دهد که چشمه‌های با دبی بالا تاثیر زیادی بر حرکت ذرات (آلاینده‌ها) دارند و این امر در آینده می‌تواند بسیار خطرناک باشد. رزاق منش و همکاران (۱۳۸۵) به بررسی کمی و کیفی آبهای زیرزمینی دشت تبریز با استفاده از مدل PMWIN و MT3D پرداختند. نتایج نشان داد که افزایش برداشت در طولانی مدت باعث افت سطح ایستابی تا حدود ۵ متر خواهد گردید و میزان شوری آب زیرزمینی در درازمدت افزایش پیدا خواهد کرد.

احتشامی و شریفی (۱۳۸۷ و ۱۳۸۵) از بین آلودگی‌های مختلف از یون نیترات به دلیل قابلیت انحلال زیاد در آب، جذب کم و نیز پایداری ترکیبات آن در آب به عنوان بهترین شاخص آلودگی در آب‌های زیرزمینی استفاده نمودند. آنها به منظور ارزیابی کیفی آبخوان شهر ری با استفاده از مدل MT3D در نرم افزار PMWIN مدل کیفی این شهر را تهیه نمودند. نتایج نشان می‌دهد که شبکه جمع‌آوری فاضلاب تاثیر بسزایی در آلودگی آب‌زیرزمینی دارد، به طوری که مناطقی که فاقد شبکه فاضلاب بوده غلظت یون نیترات هم‌چنان زیاد خواهد ماند و در مناطقی که دارای شبکه فاضلاب می‌باشد، غلظت نیترات به کم‌تر از ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش پیدا می‌کند.

مقایسه عملکرد مدل هیدرولیکی PMWIN و شبیه ساز کریجینگ در پیش‌بینی مقادیر نیترات در آبخوان (مطالعه موردی آبخوان دشت تهران-شهریار (قاهری و همکاران، ۱۳۸۶)) نشان می‌دهد که استفاده از مدل کریجینگ نوع نمائی دقت بیش‌تری در تخمین مقدار نیترات در آبخوان مورد مطالعه را دارد.

محمدی (۱۳۸۶) به پیش‌بینی کیفیت آب در زهکش‌های جنوب و جنوب شرقی شیراز با استفاده از مدل PMWIN پرداخته است. بر اساس نتایج حاصل از این تحقیق سطح آلودگی موجود در آب

زیرزمینی دشت شیراز باید در بلند مدت تحت کنترل و پایش جدی تر قرار بگیرد.

لاله‌زاری (۱۳۸۷) تاثیر تغذیه آبخوان شهرکرد با فاضلاب بر انتشار نیترات با استفاده از مدل MT3D مطالعه نموده و چند سناریو تغذیه فاضلاب به منظور بررسی تاثیر آنها بر کیفیت و هاله‌ی آلودگی نیترات در آب‌زیرزمینی را مورد بررسی قرار داده است. نتایج نشان می‌دهد تغذیه مصنوعی را می‌توان بهترین راهکار در توسعه منابع آب دشت دانست. زیرا تغذیه آبخوان با فاضلاب با غلظت بالا به روش تزریق در چاه تنها موجب افزایش غلظت در محل تغذیه تا ۵۴ میلی‌گرم در لیتر شده و اثرات آن بعد از یک سال به بیش از شعاع یک کیلومتری نخواهد رسید.

ناصری و ندافیان (۱۳۸۷) مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات آب‌های زیرزمینی در محدوده‌ی چاه‌های آب شرب همدان را با استفاده از کدهای MODFLOW و MT3D به منظور تعیین منشا آلاینده‌ها انجام داده‌اند و به این نتیجه رسیده‌اند که عوامل آلاینده‌ای نظیر فاضلاب شهری، کشتارگاه‌های صنعتی دام، مرغداری‌ها، دام‌داری‌ها و کشاورزی منطقه نقش بسزایی در آلودگی آب‌های زیرزمینی به ویژه به نیترات دارد. همچنین ضخامت کم آبرفت و وجود رسوبات ریزدانه (سیلت و رس) از عوامل مهم افزایش شدید غلظت نیترات آب‌زیرزمینی می‌باشد. ایجاد حریم کیفی و ضخامت زیاد آبرفت در حوالی چاه‌های آب شرب شهر همدان منجر به کاهش آلودگی در این ناحیه شده است.

کی‌همایون و همکاران (۱۳۹۰) به بررسی متغیرهای کنترل‌کننده‌ی نیترات در آبخوان لنجان‌ات در محدوده‌ی تمرکز فعالیت‌های کشاورزی پرداختند. آنها به این نتیجه رسیدند که تغذیه‌ی نیترات از سطح زمین‌های زراعی، نرخ تجزیه‌ی مرتبه‌ی اول یون نیترات، تخلخل موثر رسوبات و بارش بیش‌ترین تاثیر را در ورود و ماندگاری این یون در آب‌های زیرزمینی محدوده‌ی مطالعاتی و تغذیه از مرزهای آبخوان و فرایند پخشیدگی کم‌ترین میزان تاثیر را دارد.

عزیزی‌پور و همکاران (۱۳۹۰) مدل ریاضی آلودگی نیترات و نیتريت در آبخوان شهرک صنعتی شیراز را با هدف پیش‌بینی پتانسیل پاک‌سازی طبیعی آبخوان در سال‌های آتی گسترش دادند. نتایج نشان می‌دهد که تنها فرایندهای همرفت، پراکنش هیدرودینامیکی و نرخ ثابت انحلال است که سرعت

حرکت و پیشروی و در نتیجه میرایی طبیعی هاله‌های آلودگی این آلاینده‌ها را کنترل می‌کند. گودرزی و سامانی (۱۳۹۰) انتقال عناصر سنگین در آبخوان شهرک صنعتی بزرگ شیراز را با استفاده از کد MT3DMS شبیه‌سازی نموده‌اند. سپس با هدف بررسی پتانسیل پاک‌سازی سفره برای هر عنصر، با در نظر گرفتن فرایندهای همرفت، پراکنش هیدرودینامیکی و جذب در روند پاک‌سازی طبیعی، مدل تا زمان رسیدن به غلظت استاندارد برای هر عنصر اجرا شد. در نهایت با استفاده از نمودارهای رسم شده‌ی پاک‌سازی برای هر عنصر، معادلات مربوط به هر نمودار محاسبه کردند. شبیه‌سازی انتقال آلاینده‌ی نترات در مناطق مختلف جهان به منظور بررسی عوامل آلاینده آب‌های زیرزمینی به نترات، عوامل تاثیرگذار در سرعت پخش و گسترش آلودگی، تاثیر تغییر در کاربری اراضی در انتقال آلاینده نترات، پیش‌بینی آینده، بررسی پتانسیل خودپالایی آبخوان، تعیین روش‌های کنترل آلودگی، ایجاد حریم کیفی در آبخوان و... انجام گرفته است. نتایج نشان می‌دهد فاضلاب‌های شهری، فاضلاب‌های صنعتی و آب برگشتی کشاورزی مهم‌ترین عوامل آلاینده آب‌های زیرزمینی به نترات هستند. همچنین فرایندهای همرفت، پراکندگی، انتشار، نترات زدایی و واکنش‌های شیمیایی مهم‌ترین عوامل کم شدن غلظت نترات در آب‌های زیرزمینی در طی زمان می‌باشند. به منظور کنترل گسترش آلودگی نترات در آب‌های زیرزمینی اجرای طرح شبکه جمع‌آوری فاضلاب و بهبود در مدیریت استفاده از کودهای شیمیایی و تغییر کاربری اراضی می‌تواند موثر باشد.

۳- فصل سوم: روش کار

۳-۱- مقدمه

هدف از انجام تحقیق حاضر بررسی آلودگی و انتقال نیترات در آبخوان شاهرود می‌باشد. در این راستا ابتدا مدل جریان آب‌زیرزمینی که پیش‌نیاز شبیه‌سازی انتقال نیترات می‌باشد، توسعه یافته و سپس انتقال نیترات شبیه‌سازی شده است. روش و مراحل انجام تحقیق در ادامه با جزئیات بیشتر ارائه شده است.

۳-۲- توسعه‌ی مدل جریان آب‌زیرزمینی

در این تحقیق مدل‌سازی جریان آب‌زیرزمینی با کد MODFLOW و از طریق نرم‌افزار PMWIN تهیه شده که در ادامه به طور مختصر شرح داده می‌شود. MODFLOW یک مدل تفاضل محدود سه بعدی جریان در سیستم‌های جریان آب‌زیرزمینی می‌باشد (Pollock, 1994, Burton, 2007, Bear and Cheng, 2010). این نرم‌افزار اولین بار توسط سازمان زمین‌شناسی آمریکا در سال ۱۹۸۴ به عنوان یک کد کامپیوتری با کاربرد عمومی منتشر شد (McDonald and Harbaugh, 1984). نسخه‌های اولیه آن تحت عناوین MODFLOW-88، MODFLOW-96 و MODFLOW-2000 (Harbaugh et al., 2000; Hill et al., 2000) و نسخه‌ی کنونی آن MODFLOW-2005 (Harbaugh, 2005) موجود می‌باشد. MODFLOW یکی از پرکاربردترین کدهای کامپیوتری شبیه‌سازی جریان آب‌زیرزمینی به دلیل Open-Source بودن و کاربرد وسیع می‌باشد. همچنین این نرم افزار دارای ساختار مدولار و یادگیری آسان می‌باشد. مخصوصاً در نسخه‌ی MODFLOW-2000 و نسخه‌های بعدی کاربر می‌تواند معادلات جریان چندگانه غیر از آب‌زیرزمینی مانند معادلات انتقال آلودگی را به منظور بالا بردن قابلیت مدل‌سازی اضافه کند (Cheng and Bear, 2010). مراحل توسعه‌ی مدل جریان آب‌زیرزمینی در آبخوان شاهرود به طور مختصر شامل ساخت مدل مفهومی، ساخت مدل عددی، واسنجی و صحت‌سنجی می‌باشد. در زیر به طور مختصر این مراحل شرح داده شده است.

۳-۲-۱- مدل مفهومی جریان آب زیرزمینی

هدف از ساخت مدل مفهومی^۱ ساده‌تر کردن شرایط واقعی منطقه‌ی مورد بررسی و سازمان‌دهی بهتر داده‌های صحرائی به منظور تجزیه و تحلیل ساده‌تر آن می‌باشد. در این مرحله، واحدهای استراتیگرافی و مرزهای سیستم تعیین می‌شود. تهیه‌ی داده‌های مشاهده‌ای شامل جمع‌آوری اطلاعات بیلان آب زیرزمینی و داده‌های مورد نیاز برای لحاظ نمودن پارامترهای سفره و استرس‌های هیدرولوژیکی می‌باشد (Anderson and Woessner, 1992). هر چه مدل مفهومی سفره دقت بالاتری داشته باشد، دقت مدل جریان آب زیرزمینی افزایش می‌یابد. همچنین هر چه آمار و اطلاعات جمع‌آوری شده از دشت کامل‌تر و دقیق‌تر باشد مدل ساخته شده نیز از دقت و اعتبار بیشتری برخوردار می‌باشد.

برای ساخت مدل مفهومی در ابتدا مطالعات و گزارشات موجود از دشت شاهرود جمع‌آوری و مطالعه شد. با استفاده از عکس‌های ماهواره‌ای، نقشه‌ی ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود (وزیری، ۱۳۸۰) و بسطام (حاجی حسینی و قاسمی، ۱۳۸۲) و نقشه‌ی ۱:۲۵۰۰۰۰ گرگان (جمشیدی و همکاران، ۱۳۶۹) و با کمک نرم افزار GIS مرزهای آبخوان مشخص گردید. در مرحله‌ی بعد موقعیت مکانی و آمار سطح آب در پیزومترهای حفر شده در سطح دشت و موقعیت مکانی و مقدار دبی پمپاژ چاه‌ها در سطح دشت که توسط شرکت آب منطقه‌ای شاهرود آماربرداری شده است، جمع‌آوری گردید.

تهیه‌ی نقشه‌های هم‌ضخامت آبرفت و سنگ کف، به دلیل عدم امکان تشخیص عمق سنگ بستر مارنی و ماسه‌سنگی که در بخش وسیعی از دشت شاهرود گسترش یافته است، میسر نبوده است (شرکت سهامی آب منطقه‌ای سمنان، ۱۳۹۰). در نتیجه ارتفاع سنگ کف سفره با استفاده از اطلاعات مربوط به لاگ‌های حفاری چاه‌های عمیق با کمک نرم افزار Surfer تهیه گردید. نقشه‌ی توپوگرافی دشت شاهرود با استفاده از نرم افزار Global mapper و نقشه‌ی سطح آب زیرزمینی به صورت دستی رسم گردید. سپس با استفاده از نقشه‌ی سطح آب زیرزمینی نوع مرزهای سفره و محل‌های ورودی و

^۱ Conceptual model

خروجی آب‌زیرزمینی از مرزهای آبخوان مشخص شد. همچنین آمار و اطلاعات هواشناسی نیز از سازمان هواشناسی شاهرود جمع‌آوری شد.

۳-۲-۲- ساخت مدل جریان آب‌زیرزمینی

اولین قدم در ساخت مدل جریان آب‌زیرزمینی شبکه‌بندی مدل می‌باشد. در نتیجه محدوده‌ی مورد مطالعه با توجه به وسعت و شکل دشت و خصوصیات هیدروژئولوژی و موقعیت و پراکندگی چاه‌ها به سلول‌هایی با ابعاد مختلف تقسیم‌بندی شد. چاه‌های منطقه موجود در منطقه مورد مطالعه با استفاده از بسته‌ی چاه وارد مدل گردید. مرزهای ورودی و خروجی از طریق بسته‌ی مرز بار عمومی (GHB^۱) مدل‌سازی شد. همچنین اطلاعات مربوط به موقعیت مکانی و سطح آب‌زیرزمینی در پیزومترها وارد مدل شد. به دلیل عدم وجود اطلاعات کافی در زمینه اطلاعات لاگ حفاری چاه‌های اکتشافی و نتایج حاصل از آزمایشات پمپاژ در محدوده‌ی شاهرود برای تعیین مقادیر اولیه هدایت‌هیدرولیکی از مقادیر هدایت‌هیدرولیکی مدل قبلی ساخته شده از دشت (ملکی، ۱۳۹۰) استفاده گردید.

۳-۲-۳- واسنجی مدل جریان آب‌زیرزمینی

واسنجی مدل جریان عبارت است از پیدا کردن مجموعه‌ای از پارامترهای هیدروژئولوژیک، شرایط مرزی و تنش‌ها که بار هیدرولیکی مشاهده‌ای در صحرا و محاسبه‌ای توسط مدل در یک محدوده‌ی مشخص از خطا قرار بگیرند. به این شیوه از حل مسائل مسئله معکوس^۲ گفته می‌شود. در یک مسئله‌ی معکوس بر خلاف یک مسئله‌ی پیشرو^۳ مقادیر پارامترها و استرس‌های هیدرولوژیکی با استفاده از اطلاعات بار هیدرولیکی بدست می‌آید (چیت‌سازان، ۱۳۸۵).

واسنجی در هر مدل باید دارای هدفی از خطای قابل قبول باشد که مقدار این خطا به هدف مدل بستگی دارد (چیت‌سازان، ۱۳۸۵). هدف از واسنجی کمینه کردن این خطا است که معیار واسنجی

^۱ General head Boundary

^۲ Invers problem

^۳ Forward problem

نامیده می شود (Anderson and Woessner, 1992). در این تحقیق از روش ریشه میانگین مربع خطا (RMS) به منظور تعیین مقدار خطای مدل استفاده شده است. ریشه میانگین مربع خطا یا انحراف معیار که میانگین مربعات تفاضل بار هیدرولیکی محاسبه‌ای و مشاهده‌ای می‌باشد از طریق فرمول زیر محاسبه می‌گردد:

$$ME = \left[\frac{1}{N} \sum_{i=1}^n (h_m - h_s)_i^2 \right]^{0/5} \quad (1-3)$$

مدل پایدار جریان آب‌زیرزمینی براساس میانگین اعداد تراز آب‌زیرزمینی پیزومترها در چهار ماه آخر سال ۸۶ ساخته شد. ارقام مربوط به تغذیه بارندگی و تخلیه چاه‌ها نیز میانگین مقادیر در این دوره قرار داده شد. مدل ناپایدار جریان آب‌زیرزمینی نیز از اسفند ماه سال ۸۶ تا اسفند ماه سال ۸۸ به مدت ۲۵ ماه واسنجی شد. مقادیر و منطقه‌بندی هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه در طی واسنجی حالت پایدار و ناپایدار کالیبره گردید.

۳-۲-۴- صحت‌سنجی مدل جریان آب‌زیرزمینی

صحت‌سنجی مدل عبارت است از اثبات این‌که مدل ساخته شده قابلیت شبیه‌سازی سطح آب‌زیرزمینی در زمان‌های مختلف و با داده‌های غیر از داده‌های مورد استفاده در مرحله‌ی واسنجی را دارا می‌باشد. در طول دوره‌ی صحت‌سنجی پارامترهای کالیبره شده در مدل ناپایدار تغییر نمی‌کند و تنها پارامترهای وابسته به زمان (تغذیه آب‌زیرزمینی از طریق بارندگی و دبی برداشت چاه‌ها) تغییر می‌کنند. در این مرحله نیز مانند مرحله‌ی واسنجی دارای هدفی از خطای قابل قبول می‌باشد. پس از اتمام واسنجی در شرایط ناپایدار مدل از فروردین تا اسفند ۸۹ به مدت ۱۲ ماه صحت‌سنجی شد.

۳-۳- شبیه‌سازی انتقال نیترات

با توجه به این‌که از کد MT3DMS برای شبیه‌سازی انتقال نیترات در دشت شاهرود استفاده شده است در ابتدا توضیح مختصری درباره‌ی این کد ارائه می‌گردد:

کد MT3DMS از گسترش MT3D و MODFLOW ساخته شد. اختصار^۱ MS به ساختار چند جزئی برای اضافه کردن بسته‌ی واکنش اشاره دارد. MT3DMS دارای سه نوع روش حل برای مسائل انتقال شامل روش تفاضل متناهی، انتقال املاح بر اساس روش Eulerian-Lagrangian و روش TVD می‌باشد. علاوه بر فرمول‌های صریح^۲ در MT3D، MT3DMS شامل روش‌های حل تکراری غیرصریح^۳ بر اساس روش شیب دوگانه‌ی کلی (GCG)^۴ نیز می‌باشد. استفاده از این روش باعث می‌شود عبارات‌های پراکندگی، تخلیه و یا تغذیه و واکنشی بدون هیچ مانع پایداری به روش غیر صریح حل شود. MT3DMS و نسخه‌ی پیشین خود MT3D به عنوان یک کد انتقال همراه با مدل جریان آب‌یرزمینی سازمان زمین‌شناسی آمریکا (MODFLOW) توسعه پیدا کرد. از سال ۱۹۹۰ MT3D و MT3DMS در زمینه‌ی پروژه‌های تحقیقاتی و کاربری‌های صحرایی تجربی کاربرد بسیاری یافتند. مراحل توسعه‌ی مدل جریان آب‌یرزمینی به طور مختصر شامل ساخت مدل مفهومی، ساخت مدل کیفی، واسنجی و صحت‌سنجی می‌باشد. در زیر به طور مختصر این مراحل شرح داده شده است.

۳-۱-۳- مدل مفهومی آلاینده‌ی نترات در دشت شاهرود

ساخت مدل مفهومی آلودگی در دشت شامل تعیین نوع منبع آلودگی می‌باشد. آلودگی‌ها در سه دسته‌ی آلودگی با منبع نقطه‌ای، منبع خطی و آلودگی پراکندگی قرار می‌گیرند (Todd, 2005). رایج‌ترین منبع آلودگی نقطه‌ای سامانه‌ی دفع فاضلاب خانگی توسط چاه‌های جذبی و اصلی‌ترین منابع آلودگی توزیعی در دشت‌ها، شهرهای بزرگ و مناطق کشاورزی می‌باشند. در دشت شاهرود مناطق شهری و کشاورزی مهم‌ترین منابع آلاینده‌ی نترات در آب‌یرزمینی می‌باشند. مقادیر نترات در سال‌های مختلف ۸۲، ۸۴ (Kazemi, 2011) و ۹۰ (زارع، ۱۳۹۱) در این دشت اندازه‌گیری شده است. تمرکز داده‌های سال ۸۲ و ۸۴ بیش‌تر در شهر و اطراف آن و تمرکز نمونه‌های سال ۹۰ بیش‌تر در

^۱ Multi-species

^۲ Implicit

^۳ Explicit

^۴ Generalized conjugate gradient

اطراف و داخل زمین‌های کشاورزی می‌باشد. به همین دلیل از نمونه‌های سال ۸۲ و ۸۴ به منظور ساخت مدل انتقال در محدوده‌ی شهری و از تعدادی از داده‌های سال ۹۰ که در منطقه‌ی کشاورزی قرار گرفته‌اند و از آلودگی شهری دورتر می‌باشند برای شبیه‌سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات در زمین‌های کشاورزی استفاده شد. همچنین با استفاده از غلظت نیترات در نمونه‌های اندازه‌گیری شده خارج از مرز آبخوان مقدار غلظت زمینه در دشت و غلظت نیترات در مرزهای ورودی آب‌یرزمینی تعیین گردید.

۳-۲- ساخت مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات

مهم‌ترین داده‌های ورودی به مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات، شامل تعیین نوع واکنش شیمیایی، شرایط اولیه، همرفت، پراکندگی، انتشار، واکنش‌های شیمیایی، منابع ورودی و خروجی آلودگی می‌باشد، که به ترتیب از طریق تنظیمات مدل‌سازی، غلظت اولیه، بسته‌ی همرفت، بسته‌ی پراکندگی، بسته‌ی انتشار، بسته‌ی واکنش‌های شیمیایی و غلظت منابع ورودی و خروجی وارد مدل می‌شوند.

در قسمت تنظیمات مدل‌سازی در کد MT3DM نوع واکنش شیمیایی و تعداد اجزای واکنش دهنده مشخص می‌گردد. در کد MT3DMS واکنش برگشت ناپذیر مرتبه‌ی اول^۱ برای شبیه‌سازی اجزای محلول دارای تخریب زیستی و یا واپاشی هسته‌ای به کار می‌رود. از این روش محاسباتی برای شبیه‌سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات در آبخوان شاهرود استفاده شد. در این تحقیق غلظت نمونه‌های اندازه‌گیری شده در سال ۸۲ به عنوان غلظت اولیه وارد مدل گردید. یکی از مهم‌ترین متغیرهای کنترل کننده‌ی مقدار و گسترش آلودگی نیترات در آب‌یرزمینی همرفت می‌باشد. از حل کننده ذره مبنای HMOC برای محاسبه مقدار همرفت در دشت شاهرود استفاده شد. علاوه بر پدیده‌ی همرفت پدیده‌ی پراکندگی هم بر انتقال آلاینده‌های مختلف در آب‌یرزمینی موثر می‌باشد. قابلیت پراکندگی طولی اولیه برای مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات دشت شاهرود با توجه به محاسبات انجام شده بر مبنای

^۱ First-order irreversible reaction

فرمول‌های موجود (معادله‌ی (۲-۳))، تعیین و طی مراحل واسنجی تنظیم گردید. طبق این فرمول پراکندگی طولی α_L اولیه بر مبنای متوسط‌گیری داده‌های منتشر شده برابر است با:

$$\alpha_L = 0.1L \quad (2-3)$$

که در این معادله L طول مسیر جریان و بر حسب متر می‌باشد. نسبت مقدار پراکندگی افقی به طولی و نسبت مقدار پراکندگی عمودی به طولی با توجه به اطلاعات حاصل از مطالعات پیشین در مدل اعمال شده است. همچنین ضریب انتشار از طریق بسته‌ی انتشار وارد مدل گردید. به منظور تاثیر دادن واکنش‌های شیمیایی در منطقه‌ی مورد مطالعه از بسته‌ی واکنش‌های شیمیایی استفاده شد. با در نظر گرفتن عوامل تجزیه و تلاشی روش استفاده شده در مدل حاضر ایزوتروم تعادل خطی^۱ می‌باشد. مقدار ضریب توزیع در این قسمت بر اساس واسنجی مدل و مطالعات قبلی قرار داده شد.

۳-۳-۳- واسنجی و صحت‌سنجی مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات

مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات از تیرماه ۸۲ تا مهر ماه ۸۴ واسنجی شد. در طی این مرحله نیمه عمر و غلظت نیترات در آب تغذیه شده از طریق شهر و آب برگشتی کشاورزی مورد واسنجی قرار گرفت. به دلیل محدودیت داده‌های موجود از غلظت نیترات در سال‌های مختلف صحت‌سنجی در مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات در این مرحله انجام نشد.

۳-۳-۴- بررسی انتقال نیترات در دشت شاهرود

از مدل واسنجی شده انتقال آلاینده‌ی نیترات به منظور بررسی گسترش آلودگی نیترات در سطح دشت، محاسبه‌ی مقدار نیترات تغذیه شده به آبخوان از طریق آب برگشتی کشاورزی و فاضلاب شهری، بررسی محدوده‌ی خطر ناشی از نیترات در دشت شاهرود و بررسی میرایی غلظت نیترات پس از حذف منابع آلاینده استفاده شد.

^۱ Equilibrium linear isotherm

۴- فصل چہارم: نتایج و بحث

۴-۱- مقدمه

مدل آب‌زیرزمینی ابزاری بسیار مناسب جهت شبیه‌سازی و پیش‌بینی وضعیت جریان آب‌زیرزمینی در شرایط مختلف می‌باشد. به منظور بررسی انتقال آلاینده نیترات در دشت شاهرود در ابتدا بایستی مدل جریان آب‌زیرزمینی دشت ساخته شود. اولین مرحله در ساخت مدل جریان ساختن مدل مفهومی آبخوان می‌باشد. در مرحله‌ی بعد اطلاعات و داده‌های جمع‌آوری شده مورد نیاز برای مدل‌سازی وارد نرم‌افزار شده و مدل جریان آب‌زیرزمینی ساخته می‌شود. سپس در مرحله‌ی واسنجی پارامترهای مدل از قبیل هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه به گونه‌ای در حد قابل قبول تنظیم می‌شوند تا اختلاف بین بارهای هیدرولیکی مشاهده شده در پیژومترها و محاسبه شده به وسیله‌ی مدل به کم‌ترین مقدار خود برسد. همچنین مدل باید صحت‌سنجی شود تا ثابت شود که مدل قابلیت محاسبه بارهای هیدرولیکی ایجاد شده در شرایط جدید را دارد.

مهم‌ترین اهداف مدل‌سازی انتقال آلاینده نیترات در آب‌های زیرزمینی بررسی تغییرات مکانی و زمانی غلظت نیترات و پیش‌بینی حرکت ابر آلودگی تحت تنش‌های هیدروژئولوژیکی مختلف می‌باشد. یکی از پرکاربردترین کدهای موجود برای شبیه‌سازی انتقال آلاینده‌ها در آب‌زیرزمینی کد MT3DMS می‌باشد. این کد به صورت اولیه برای شبیه‌سازی فرایندهای انتقال فیزیکی شامل همرفت، پراکندگی، انتشار مولکولی و نقاط ورودی و خروجی مختلف جریان به کار می‌رود. MT3DMS همچنین دارای قابلیت‌هایی شامل شبیه‌سازی جذب سطحی، واکنش‌های جنبشی ساده و ضریب واکنشی برای ترکیب کردن شبیه‌سازی انتقالی واکنشی چند جزئی نیز می‌باشد (Zheng, 2009).

در این فصل مراحل که جهت ساخت و واسنجی مدل جریان آب‌زیرزمینی سفره شاهرود انجام شده‌اند مطرح می‌گردد و سپس نتایج حاصل از مدل واسنجی و صحت‌سنجی شده ارائه می‌شود. در پایان بیان آب‌زیرزمینی محاسبه شده توسط مدل ارائه شده است.

در مرحله ساخت مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات، مقادیر نسبت پراکندگی افقی به طولی و نسبت پراکندگی عمودی به طولی، ضریب انتشار و ضریب توزیع بر اساس مقادیر معرفی شده در منابع معتبر

و با توجه به ویژگی‌های آبخوان در نظر گرفته شده است. سپس با توجه به واکنش سفره نسبت به سناریوهای در نظر گرفته شده روند انتقال آلاینده نیترات در سفره دشت شاهرود مورد بررسی قرار گرفته است.

۴-۲- مدل جریان آب‌زیرزمینی و نتایج حاصل از اجرای آن

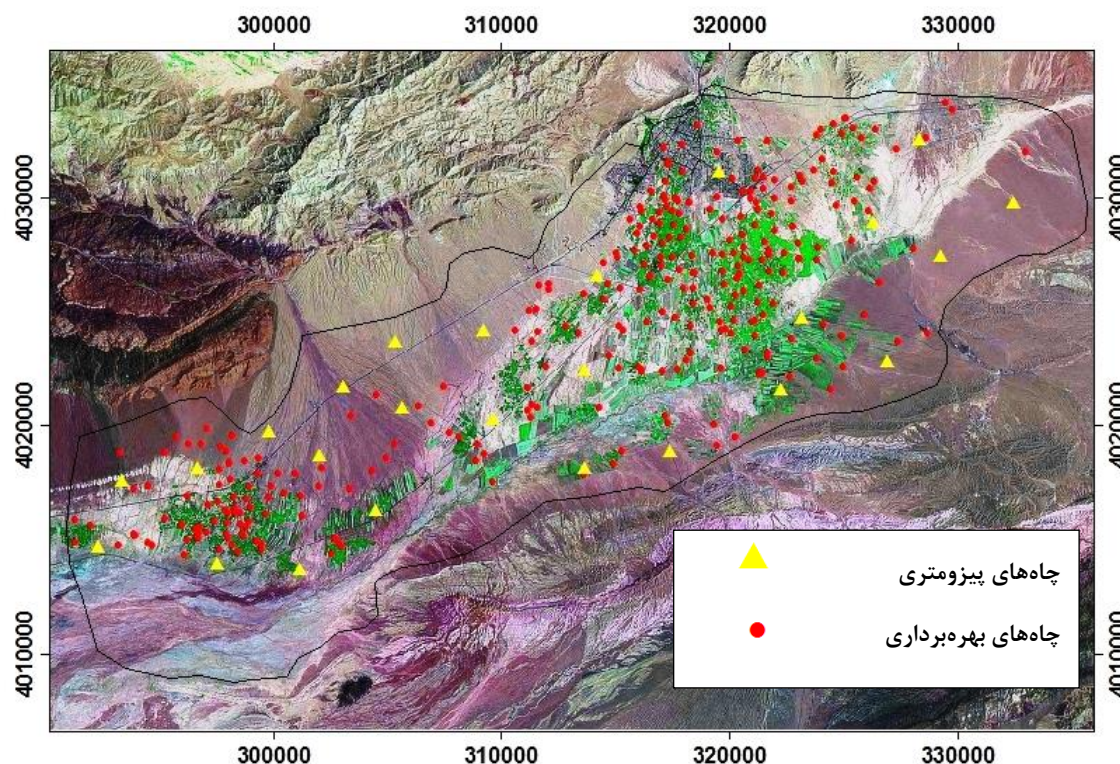
۴-۲-۱- مدل مفهومی آبخوان

هدف از ساخت مدل مفهومی ساده‌تر کردن شرایط واقعی منطقه‌ی مورد بررسی و سازمان‌دهی بهتر داده‌های صحرائی به منظور تجزیه و تحلیل ساده‌تر آن می‌باشد (Anderson and Woessner, 1992). برای تهیه‌ی مدل مفهومی یک آبخوان تمامی اطلاعاتی که برای شناخت وضعیت آب‌زیرزمینی لازم است (مانند شرایط زمین‌شناسی، هیدرولوژی، هیدروژئولوژی، هواشناسی و...) باید جمع‌آوری شود. هرچه مدل مفهومی سفره دقت بیش‌تری داشته باشد دقت مدل جریان آب‌زیرزمینی هم بیش‌تر می‌شود. همچنین هر چه آمار و اطلاعات جمع‌آوری شده از دشت کامل‌تر و دقیق‌تر باشد مدل ساخته شده نیز از دقت و اعتبار بیش‌تری برخوردار می‌باشد.

برای ساخت مدل مفهومی دشت ابتدا نقشه‌ی زمین‌شناسی دشت وارد نرم افزار GIS گردید. سپس شرایط مرزی آبخوان مشخص شد. در قدم بعدی ویژگی‌های هیدرولوژی و هیدروژئولوژی منطقه مورد بررسی قرار گرفت.

آبخوان دشت شاهرود آبخوانی آزاد و تک‌لایه فرض شده است. مهم‌ترین ورودی‌های آن نفوذ آب بارندگی، پساب شهر شاهرود، آب برگشتی کشاورزی، جریان آب‌زیرزمینی از سازندهای مجاور می‌باشد. همچنین جریان خروجی زیرزمینی و برداشت از چاه‌ها مهم‌ترین خروجی‌های آن می‌باشد. از بین ورودی‌های آبخوان فاضلاب شهر و آب برگشتی کشاورزی از منابع آلاینده‌ی نیترات در آب‌زیرزمینی هستند. جهت غالب جریان آب‌زیرزمینی از سمت شمال شرق به سمت جنوب غرب آبخوان می‌باشد. در دشت شاهرود تعداد ۴۰ چاه پیزومتری وجود دارد که ۲۵ حلقه آن دارای آمار

کامل تری (ده سال) می باشد. ۳۱۵ حلقه چاه در محدوده‌ی دشت شاهرود جهت شرب، مصارف صنعتی و کشاورزی بهره‌برداری می گردند. شکل (۴-۱) عکس ماهواره‌ای، موقعیت مکانی پیزومترها و چاه‌های بهره‌برداری را در دشت شاهرود نشان می دهد. مقدار هدایت هیدرولیکی در آبخوان از ۰/۹۶ تا ۹/۳۵ متر بر روز و مقدار آبدهی ویژه از ۰/۰۱۱ تا ۰/۰۴۱ متغیر است (ملکی، ۱۳۹۰).



شکل (۴-۱) عکس ماهواره‌ای، موقعیت مکانی چاه‌های پیزومتری و چاه‌های بهره‌برداری در دشت شاهرود

۴-۲-۲- گسسته‌سازی مدل

شبکه‌بندی مدل اولین نقطه‌ی شروع در طراحی واقعی مدل رایانه‌ای است (چیت‌سازان، ۱۳۸۵). محدوده‌ی مورد مطالعه با توجه به وسعت و شکل هندسی دشت و خصوصیات هیدروژئولوژی به سلول‌هایی با ابعاد ۱۰۰۰ متر مربع تقسیم‌بندی شد. سپس با توجه به موقعیت مکانی چاه‌ها جهت افزایش دقت محاسبات، مدل به سلول‌های کوچکتر با ابعاد ۵۰۰×۱۰۰۰ متر و ۵۰۰×۵۰۰ متر تقسیم‌بندی شد. در نهایت شبکه‌ای متشکل از ۳۰ ردیف و ۸۶ ستون بدست آمد. سلول‌های تعریف شده در دو دسته سلول‌های فعال و سلول‌های غیرفعال قرار می‌گیرند. سلول‌های غیرفعال شامل

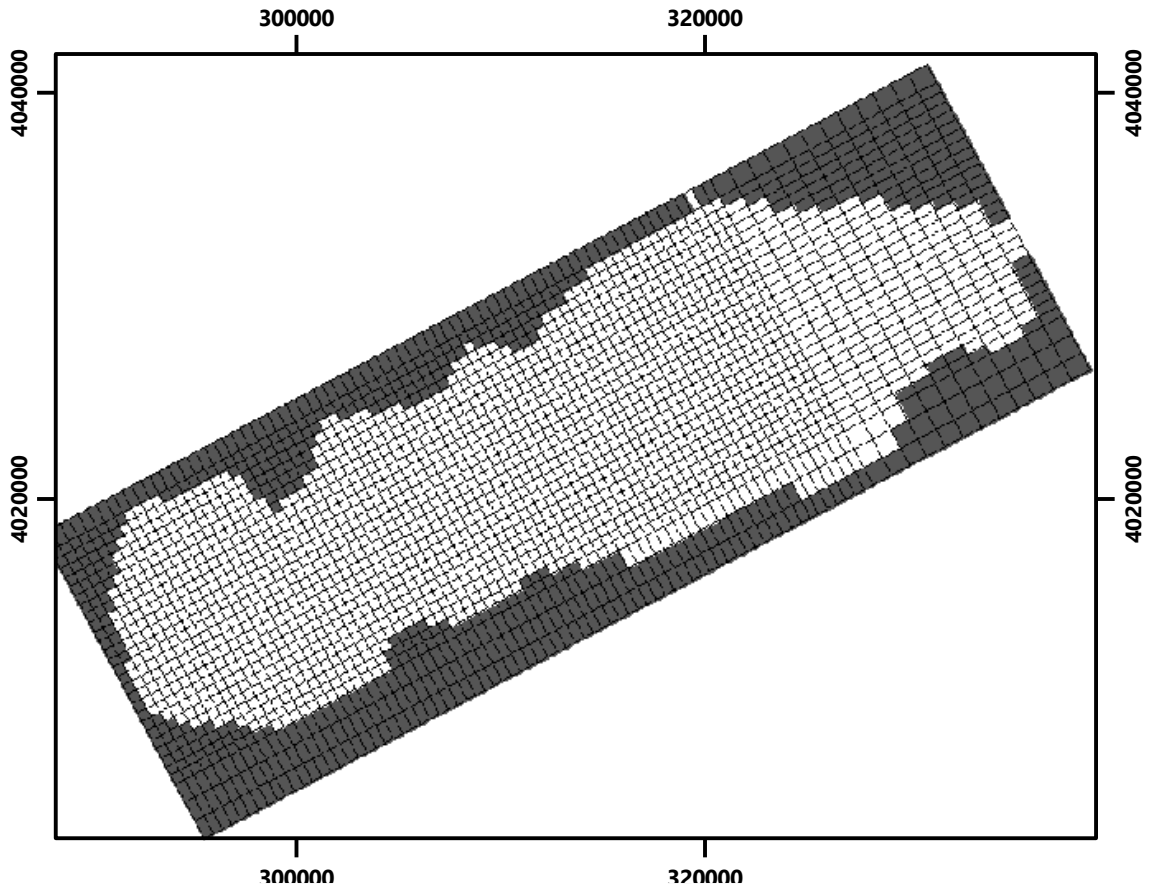
مرزهای خارجی دشت و سلول‌های فاقد جریان هستند و در فرایند شبیه‌سازی مشارکت داده نمی‌شوند. در سلول‌های فعال عملیات و محاسبات مدل‌سازی، که جریان و سطح ایستایی در آنها مرتباً در حال تغییر است، صورت می‌گیرد.

در مدل تفاضل متناهی مهم است که تعداد سلول‌هایی که در خارج از محدوده‌ی مدل قرار می‌گیرند به کم‌ترین مقدار خود برسد (Anderson and Woessner, 1992). زمانی که آبخوان همسان است (یعنی هدایت هیدرولیکی در تمام جهات یکسان می‌باشد) جهت‌یابی شبکه مشکل‌ساز نیست. حتی در چنین مواردی نیز توصیه می‌شود که شبکه چنان جهت‌یابی شود که تعداد سلول‌های غیرفعال به حداقل کاهش یابد (چیت‌سازان، ۱۳۸۵). به همین منظور و با توجه به این که آبخوان همسان فرض شده است شبکه ساخته شده در مدل به مقدار ۲۸ درجه در خلاف جهت عقربه‌های ساعت چرخانده شد تا تعداد سلول‌های قرار گرفته در خارج از محدوده‌ی مورد مطالعه به کم‌ترین مقدار خود برسد. شکل (۲-۴) شبکه‌ی مدل و موقعیت سلول‌های فعال و غیرفعال را در آبخوان شاهرود نشان می‌دهد. در این شکل سلول‌های خاکستری سلول‌های غیرفعال و سلول‌های سفید سلول‌های فعال منطقه را نشان می‌دهد.

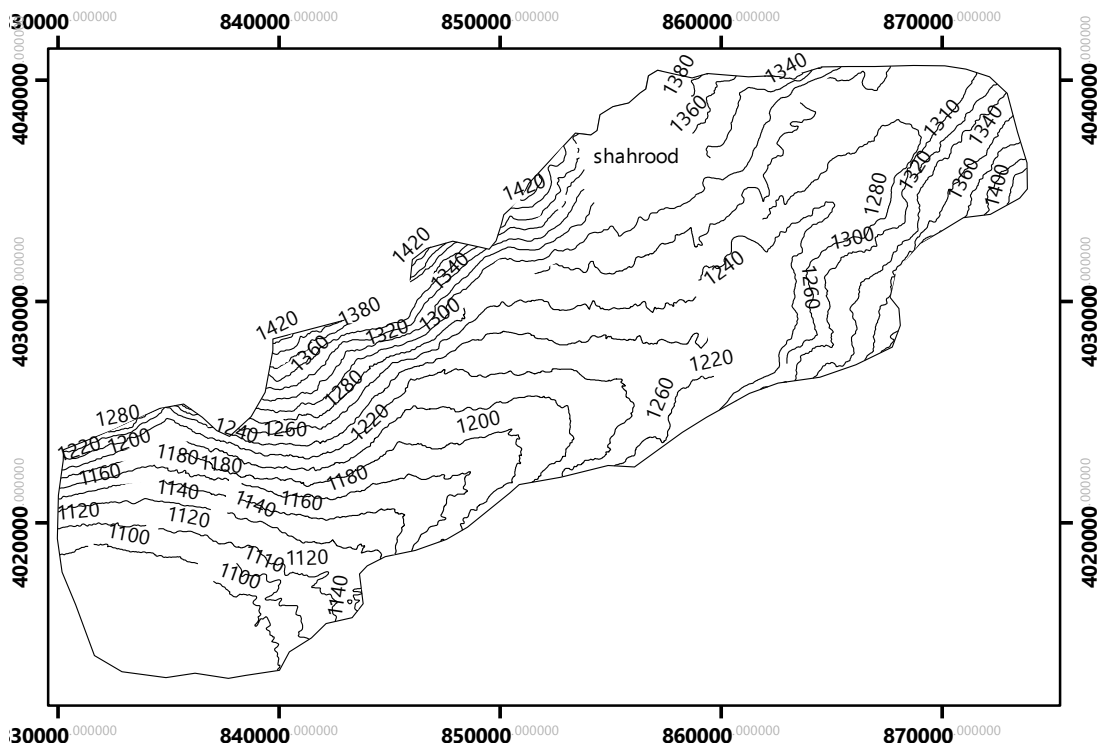
۳-۲-۴- داده‌های ورودی به مدل

۱-۳-۲-۴- ارتفاع توپوگرافی و ارتفاع کف سفره

به منظور تهیه‌ی ارتفاع نقاط و سلول‌های شبکه از نقشه‌ی رقومی ارتفاعی (DEM) منطقه استفاده شد. هرچند توپوگرافی تأثیری در مدل‌سازی ندارد مقدار دقیق آن بایستی مشخص گردد (شکل (۳-۴)). به دلیل عدم امکان تشخیص عمق سنگ بستر ماری، ماسه سنگی، که در بخش وسیعی از محدوده‌ی مورد مطالعه گسترش یافته، تهیه‌ی نقشه‌های هم‌ضخامت آبرفت و هم‌عمق سنگ کف آبخوان شاهرود میسر نبوده است (شرکت سهامی آب منطقه‌ای سمنان، ۱۳۹۰). در نتیجه جهت بدست آوردن ارتفاع سنگ کف از اطلاعات مربوط به لاگ حفاری چاه‌های عمیق استفاده گردید.

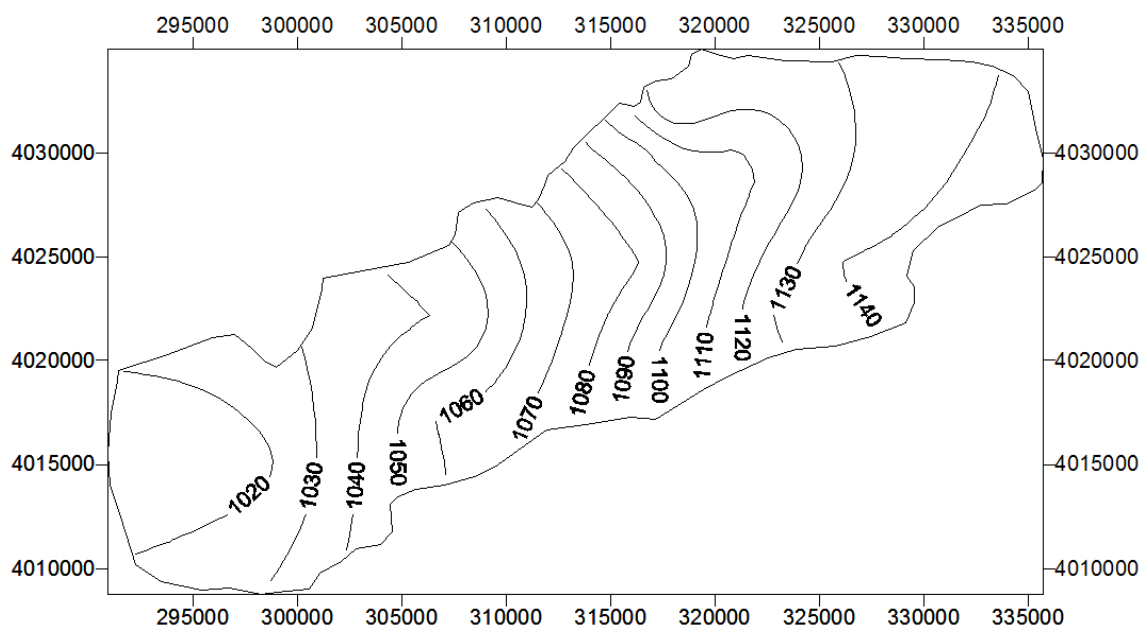


شکل (۲-۴) شبکه‌ی مدل و موقعیت سلول‌های فعال (سفید رنگ) و غیرفعال (خاکستری رنگ) آبخوان شاهرود



شکل (۳-۴) نقشه‌ی توپوگرافی دشت شاهرود

شکل (۴-۴) نقشه‌ی ارتفاعی سنگ کف آبخوان شاهرود را نشان می‌دهد. طبق این نقشه ارتفاع سنگ کف آبخوان شاهرود از ۱۰۱۲ تا ۱۲۴۵ متر متغیر می‌باشد. به عبارت دیگر ضخامت آبخوان از ۶۰ تا ۳۴۰ متر متغیر و متوسط آن ۱۴۷ متر می‌باشد.



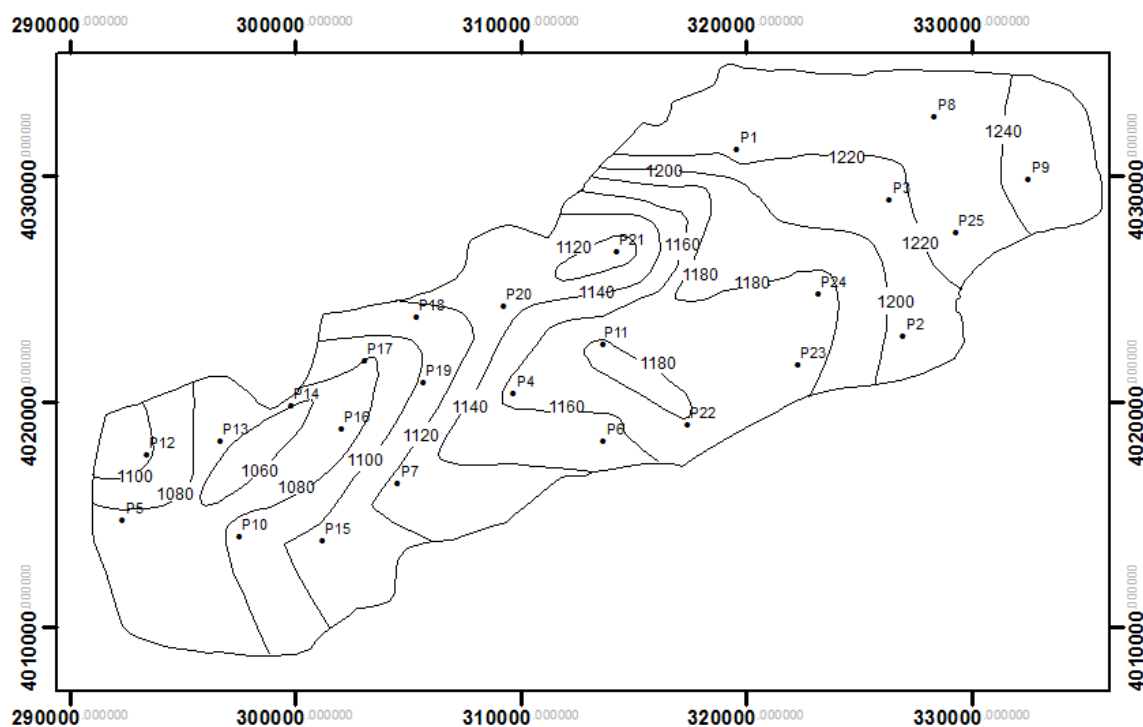
شکل (۴-۴) نقشه‌ی ارتفاعی سنگ کف (متر) آبخوان شاهرود

۲-۳-۲-۴ شرایط اولیه و شرایط مرزی

شرایط اولیه‌ی سفره شامل مقادیر اولیه سطح آب در سلول‌های فعال و غیرفعال و شرایط مرزی بیانگر تعیین مرزهای ورودی و خروجی آبخوان می‌باشد. نقشه‌ی تراز آب‌زیرزمینی آبخوان شاهرود در اردیبهشت ۱۳۹۱ در شکل (۴-۵) نشان داده شده است. جهت غالب جریان آب‌زیرزمینی از سمت شمال شرق به سمت جنوب غرب می‌باشد.

بر اساس نقشه تراز آب‌زیرزمینی و با توجه به زمین‌شناسی دشت و سازندهای مجاور شرایط مرزی (محل ورودی‌ها و خروجی‌ها) سفره تعیین شد (شکل (۴-۶)). به طور کلی مرز ورودی از سازندهای مجاور به آبخوان مرز شمال شرقی و مرز خروجی آن مرز جنوب غربی منطقه می‌باشد. بیش‌ترین مقدار جریان آب‌زیرزمینی ورودی به آبخوان شاهرود از سمت شمال شرق و بیش‌ترین خروجی آن از

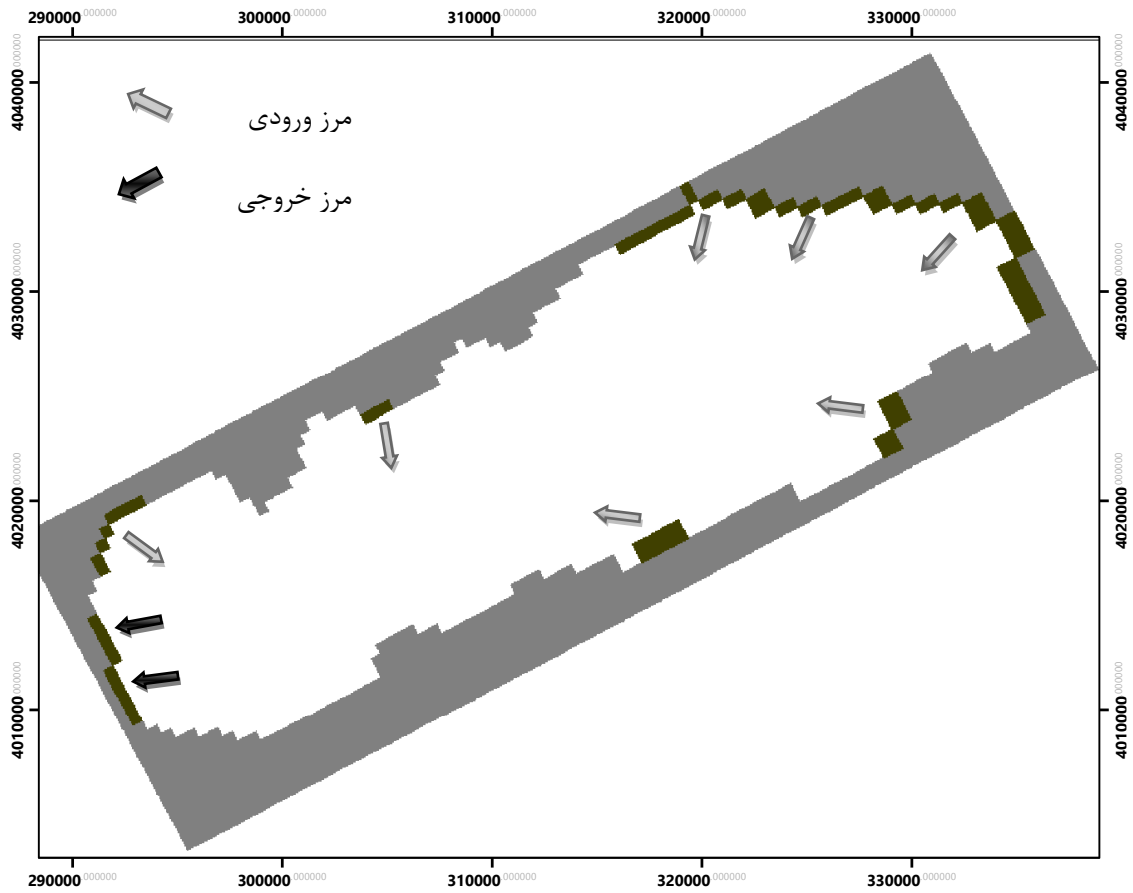
سمت جنوب غربی منطقه صورت می‌گیرد. قسمت‌هایی از مرزهای سفره که منطبق بر محل مخروط افکنه‌ها می‌باشد به عنوان مرز ورودی مدل در نظر گرفته شده است.



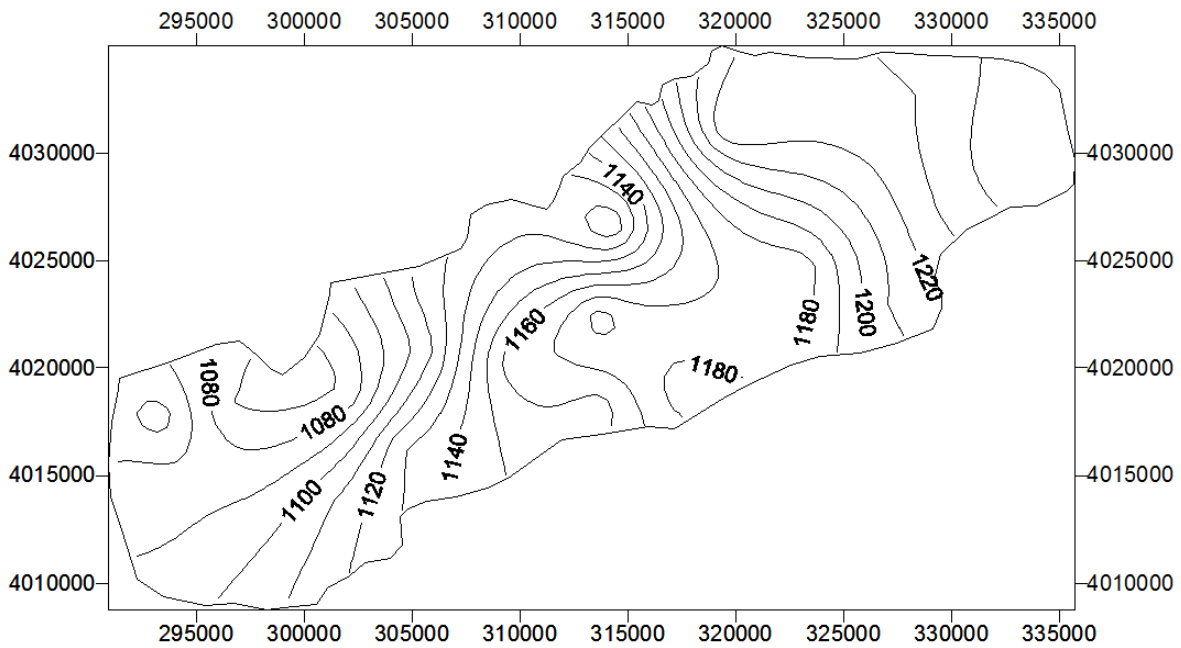
شکل (۴-۵) نقشه‌ی تراز آب‌زیرزمینی (متر) آبخوان شاهرود در اردیبهشت ۱۳۹۱

برای در نظر گرفتن مرزهای ورودی و خروجی آبخوان از بسته مرز با بارهیدرولیکی عمومی (GHB) استفاده گردید. در سایر قسمت‌های مدل، مرزها فاقد جریان می‌باشند. سنگ کف سفره نیز نفوذناپذیر بوده و از طریق آن جریان آب‌زیرزمینی تغذیه یا تخلیه نمی‌گردد.

شرایط اولیه بارهیدرولیکی مدل بر اساس درون‌یابی میانگین مقادیر سطح آب‌زیرزمینی پیژومترها در ماه‌های آذر، دی، بهمن و اسفند سال ۸۶ در هر یک از سلول‌های مدل تعیین و وارد مدل شده است. نقشه‌ی سطح آب‌زیرزمینی برای شرایط اولیه مدل در شکل (۴-۷) نشان داده شده است. سطح آب زیرزمینی در این نقشه از ۱۰۶۰ تا ۱۲۴۰ متغیر و دارای ۱۸۰ متر اختلاف ارتفاع بوده و جهت کلی جریان آب‌زیرزمینی در آن از سمت شمال شرق به سمت جنوب غرب می‌باشد.



شکل (۴-۶) شرایط مرزی آبخوان شاهرود در مدل

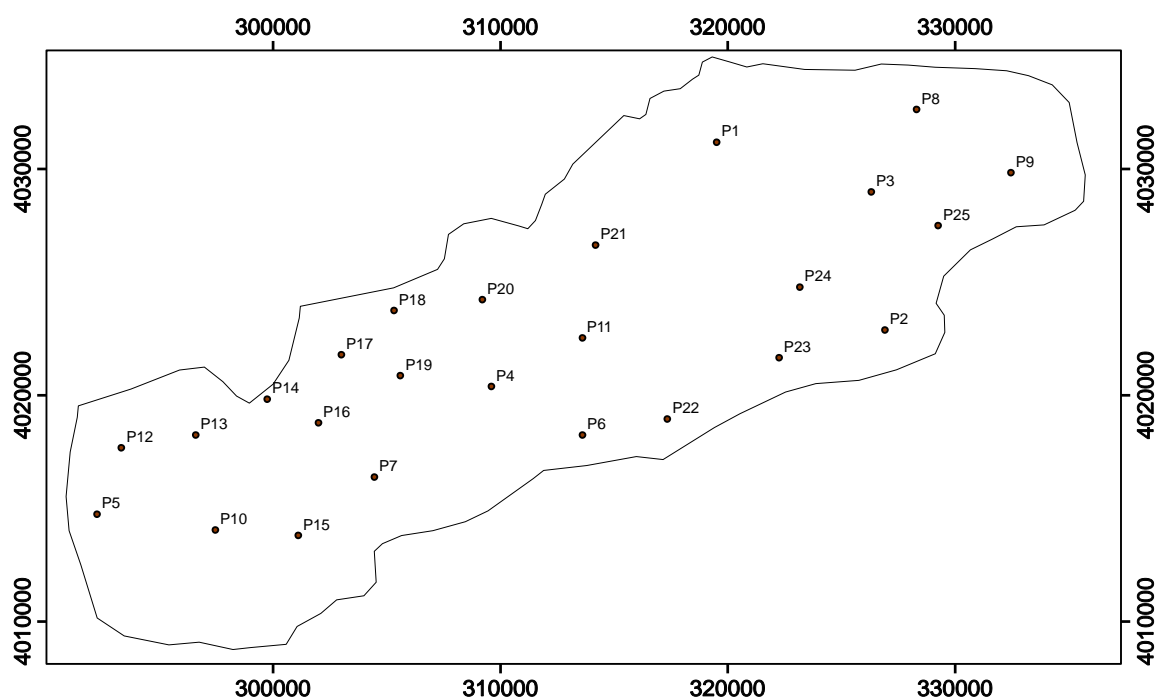


شکل (۴-۷) شرایط اولیه سطح آب‌برزمینی در آبخوان شاهرود (اسفند ۸۶)

۴-۲-۳-۳- چاه‌های پیزومتری

در دشت شاهرود تعداد ۴۰ چاه پیزومتری وجود دارد که از بین آنها ۲۵ حلقه که دارای آمار کامل‌تری می‌باشند در مدل‌سازی استفاده شده است. شکل (۴-۸) موقعیت و جدول (۴-۱) مشخصات چاه‌های پیزومتری در محدوده‌ی دشت شاهرود را نشان می‌دهد. این چاه‌های پیزومتری به صورت ماهانه توسط شرکت آب منطقه‌ای آماربرداری می‌شود.

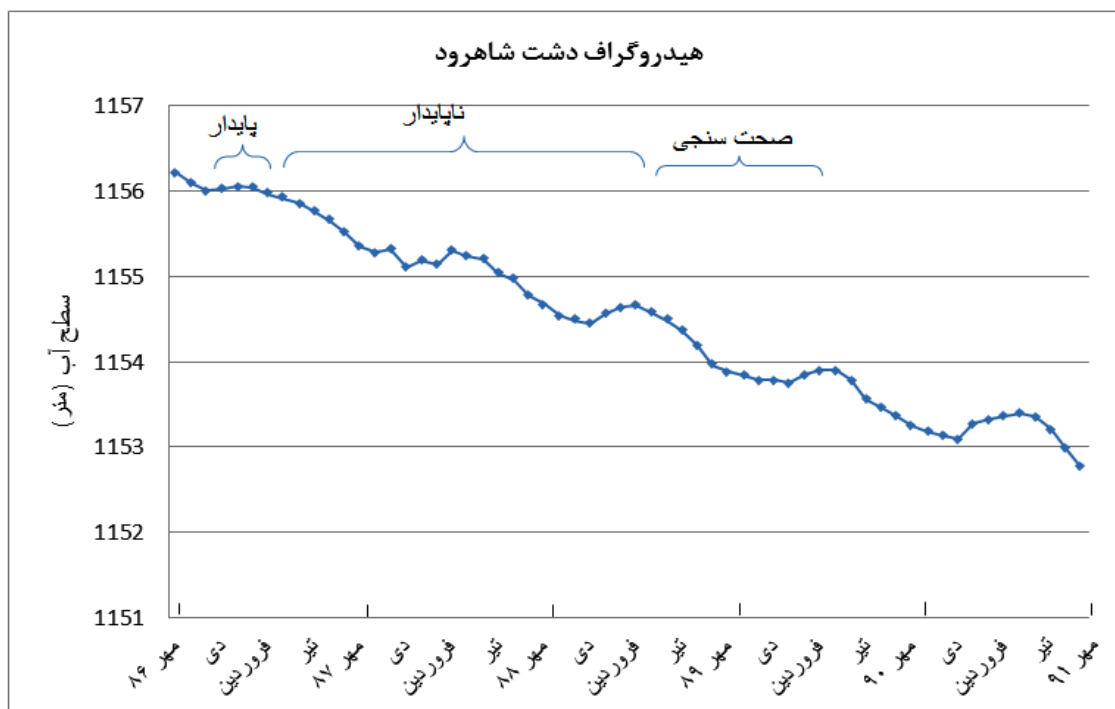
شکل (۴-۹) هیدروگراف دشت شاهرود از مهر سال ۸۶ تا مهر سال ۹۱ را نشان می‌دهد. این شکل نشان می‌دهد که سطح آب‌زیرزمینی از ارتفاع ۱۱۵۶/۲۲ به ۱۱۵۲/۷۷ متر به میزان ۳/۴۵ متر افت نشان می‌دهد. به عبارت دیگر سطح آب‌زیرزمینی در آبخوان شاهرود به طور متوسط سالانه ۰/۷ متر در اثر برداشت چاه‌های آب و خشکسالی‌های اخیر افت پیدا کرده است. از میانگین مقادیر سطح آب‌زیرزمینی پیزومترها در ماه‌های آذر، دی، بهمن و اسفند سال ۸۶ برای واسنجی حالت پایدار، از داده‌های اسفند ۸۶ تا اسفند ۸۸ برای واسنجی حالت ناپایدار و از داده‌های فروردین ۸۹ تا اسفند ۸۹ به منظور صحت‌سنجی استفاده شده است.



شکل (۴-۸) موقعیت چاه‌های پیزومتری در دشت شاهرود

جدول (۱-۴) مشخصات چاه‌های پیزومتری در محدوده‌ی دشت شاهرود

شماره	اسم پیزومتر	UTM (x)	UTM (y)	ارتفاع دهانه‌ی پیزومتر از سطح دریا
P1	پارک انقلاب	۳۱۹۵۵۰	۴۰۳۱۱۵۰	۱۳۲۹/۰۸
P2	جعفرخان	۳۲۶۹۵۰	۴۰۲۲۸۵۰	۱۳۱۶/۶۱
P3	حصار	۳۲۶۳۵۰	۴۰۲۸۹۵۰	۱۲۶۹/۸۵
P4	شرق کلاتخان	۳۰۹۶۵۰	۴۰۲۰۳۵۰	۱۱۸۲/۲۵
P5	شرق مؤمن آباد	۲۹۲۳۰۰	۴۰۱۴۷۰۰	۱۰۹۱/۲۵
P6	شکار آباد	۳۱۳۶۵۰	۴۰۱۸۲۰۰	۱۲۰۰/۰۰
P7	علی آباد	۳۰۴۵۰۰	۴۰۱۶۳۵۰	۱۱۴۸/۳۶
P8	فرودگاه	۳۲۸۳۵۰	۴۰۳۲۶۰۰	۱۲۸۳/۱۲
P9	قلعه اصف	۳۳۲۵۰۰	۴۰۲۹۸۰۰	۱۳۰۳/۰۶
P10	مراد آباد	۲۹۷۵۰۰	۴۰۱۴۰۰۰	۱۱۰۱/۹۸
P11	قلعه نو خالصه	۳۱۳۶۵۰	۴۰۲۲۵۰۰	۱۲۱۹/۲۶
P12	غرب ورچم کوهی	۲۹۳۳۷۲	۴۰۱۷۶۳۷	۱۱۶۱/۷۲
P13	شرق ورچم کوهی	۲۹۶۶۳۹	۴۰۱۸۲۰۳	۱۲۱۹/۸۵
P14	شمال قهوه خانه دهملا ۱	۲۹۹۷۸۸	۴۰۱۹۷۸۸	۱۲۴۳/۶
P15	عباس آباد ۱	۳۰۱۱۵۰	۴۰۱۳۷۶۷	۱۲۱۶/۷۸
P16	کارگاه شن و ماسه دهملا ۱	۳۰۲۰۳۶	۴۰۱۸۷۴۰	۱۱۴۸/۳۶
P17	وسفه	۳۰۳۰۴۵	۴۰۲۱۷۵۵	۱۲۹۰/۹۸
P18	فولاد	۳۰۵۳۵۸	۴۰۲۳۷۱۵	۱۲۹۷/۶۵
P19	جاده کلاتخان ۱	۳۰۵۶۴۴	۴۰۲۰۸۳۴	۱۲۶۶/۱۶
P20	خوربان ۱	۳۰۹۲۴۴	۴۰۲۴۱۸۶	۱۱۸۲/۲۵
P21	پلیس راه ۱	۳۱۴۲۲۸	۴۰۲۶۵۹۶	۱۲۳۰/۶۳
P22	تل ۱	۳۱۷۳۸۴	۴۰۱۸۹۱۳	۱۲۴۹/۷۹
P23	حسین آبادساغری ۱	۳۲۲۲۹۷	۴۰۲۱۶۱۷	۱۲۴۹/۹۶
P24	دیزج ۱	۳۲۳۲۱۰	۴۰۲۴۷۴۰	۱۳۰۶/۹۱
P25	جنوب حصار	۳۲۹۲۹۷	۴۰۲۷۴۶۴	۱۱۳۸/۹۹



شکل (۹-۴) هیدروگراف دشت شاهرود از مهر سال ۸۶ تا مهر سال ۹۱

۴-۳-۲-۴- ویژگی‌های سفره

الف) هدایت هیدرولیکی (HK)

به دلیل در دسترس نبودن اطلاعات لاگ حفاری چاه‌های اکتشافی و نتایج حاصل از آزمایشات پمپاژ در محدوده‌ی دشت شاهرود، مقادیر اولیه هدایت هیدرولیکی بر اساس مقادیر کالیبره شده هدایت هیدرولیکی در مدل قبلی آبخوان (ملکی، ۱۳۹۰) در نظر گرفته شده است. برای وارد کردن داده‌های هدایت هیدرولیکی به مدل از روش زون‌بندی استفاده شده است. در ابتدا ۱۴ زون هدایت هیدرولیکی تعریف گردید و سپس در مرحله‌ی واسنجی مقادیر هدایت هیدرولیکی از نقطه نظر مقادیر و زون‌بندی به‌گونه‌ای اصلاح شدند که بهترین انطباق مقادیر محاسبه‌ای توسط مدل و مشاهده‌ای در چاه‌های پیزومتری ایجاد گردد.

ب) آبدهی ویژه

برای این پارامتر نیز زون‌هایی با ویژگی تقریباً یکسان تعیین و برای هر زون مقدار آبدهی ویژه در نظر

گرفته شده است. در ابتدا ۹ زون برای محدوده‌ی دشت شاهرود تعریف گردید و سپس در واسنجی حالت ناپایدار مدل مقادیر آبدهی ویژه از نقطه نظر مقادیر و زون‌بندی به گونه‌ای اصلاح شدند که بهترین انطباق مقادیر محاسبه‌ای توسط مدل و مشاهده‌ای در پی‌زومترها ایجاد گردد.

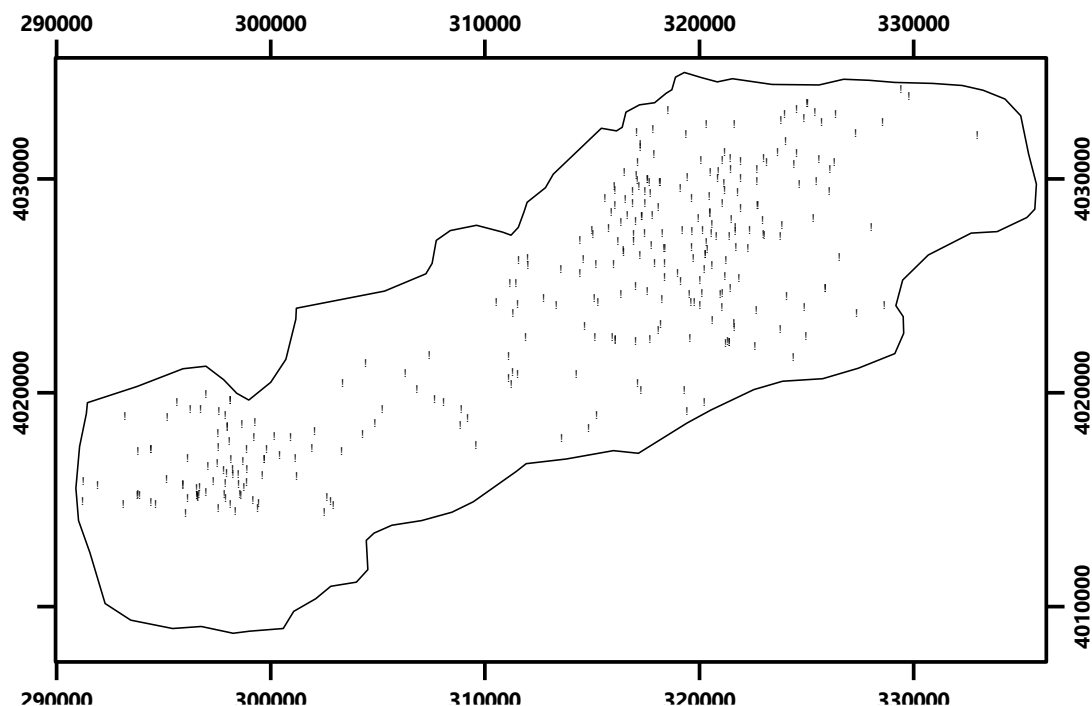
۴-۲-۴- تنش‌های وارده به سفره

۴-۲-۴-۱- بهره‌برداری از چاه‌ها

یکی از مهم‌ترین منابع تخلیه آب‌زیرزمینی چاه‌های بهره‌برداری می‌باشند که به صورت فصلی و یا دائمی آب‌زیرزمینی دشت را تخلیه می‌کنند. این چاه‌ها در دشت شاهرود به منظور تأمین آب کشاورزی و به مقدار کم‌تر آب مصارف شهری و صنعتی آب‌زیرزمینی را تخلیه می‌کنند. از بین ۳۱۵ حلقه چاه حفر شده در دشت شاهرود تعداد ۲۳ حلقه جهت شرب، ۴۱ حلقه جهت مصارف صنعتی و ۲۵۱ حلقه به منظور مصارف کشاورزی آب‌زیرزمینی را بهره‌برداری می‌گردند. به منظور وارد کردن چاه‌ها از بسته‌ی چاه استفاده شده است. مقادیر تخلیه‌ای چاه‌هایی که در یک سلول شبکه‌ی مدل قرار گرفته‌اند باهم جمع و به صورت یک چاه به مدل وارد شده است. شکل (۴-۱۰) موقعیت و پراکندگی چاه‌های بهره‌برداری در محدوده‌ی مدل را نشان می‌دهد.

۴-۲-۴-۲- تغذیه مستقیم ناشی از بارندگی

معمولاً به دلیل ویژگی‌های متفاوت خاک‌شناسی، زمین‌شناسی، پوشش گیاهی، شدت بارندگی و شیب زمین میزان تغذیه‌ی آب‌های زیرزمینی در نقاط مختلف دشت متفاوت می‌باشد (ملکی، ۱۳۹۰). مقدار بارندگی برای ماه‌های مختلف به‌وسیله‌ی آمار جمع‌آوری شده در ایستگاه هواشناسی و سینوپتیک شاهرود تعیین و سپس با توجه به نوع خاک مقدار تغذیه ناشی از بارندگی در بخش‌های مختلف شبکه مدل تعیین شده است.



شکل (۴-۱۰) توزیع مکانی چاه‌های بهره‌برداری دشت شاهرود در محدوده‌ی مدل

در سلول‌هایی از شبکه که در محدوده‌ی زمین‌های کشاورزی و در آبرفت‌های بستر رودخانه (Q^{al}) قرار گرفته‌اند مقدار ۲۰ درصد از بارندگی و بقیه سلول‌ها که در مناطق نهشته‌های آبرفتی جوان (Q^{l1}) قرار دارند مقدار ۵ درصد از بارندگی به عنوان تغذیه لحاظ شده است (شکل (۴-۱۱)).

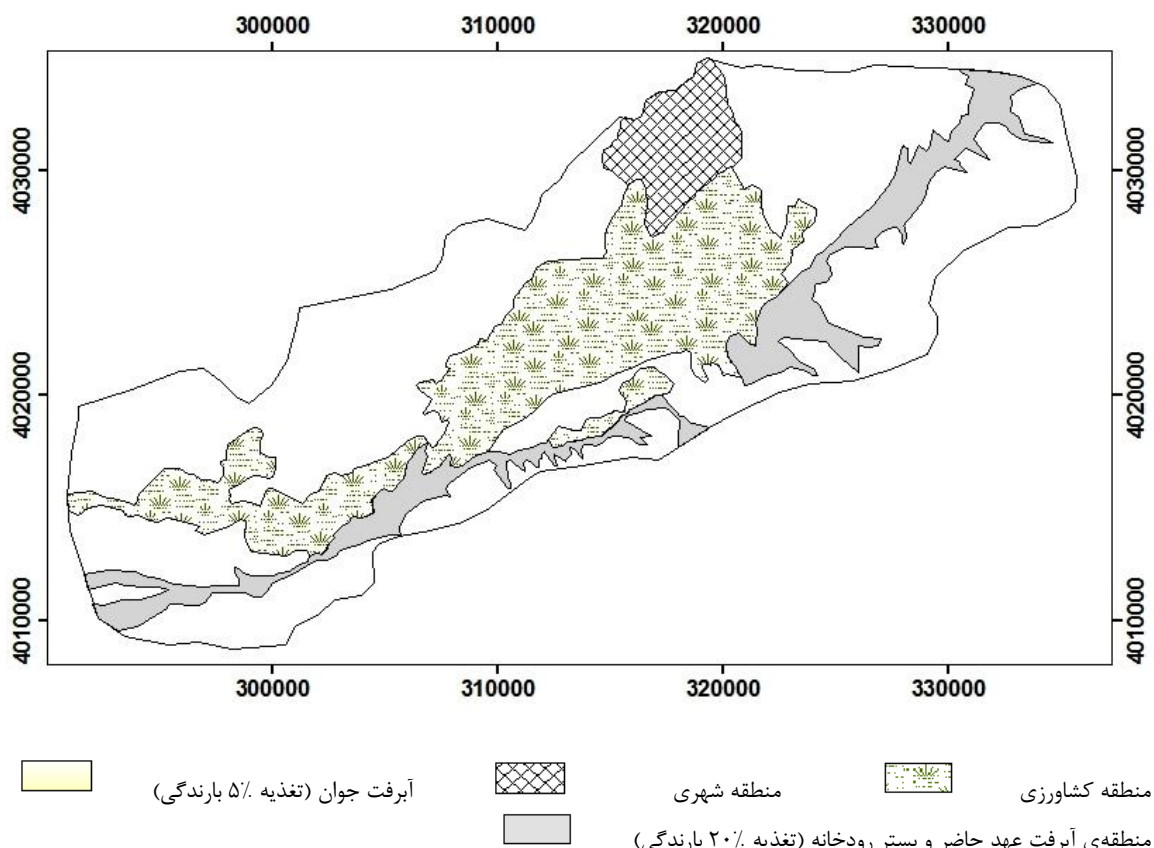
۴-۲-۴-۳- تغذیه جریان برگشتی کشاورزی

مناطق کشاورزی از جمله مهم‌ترین مناطق تغذیه‌ی ناحیه‌ای پراکنده می‌باشد. آب مصرفی کشاورزی از پمپاژ سفره آب زیرزمینی تامین می‌گردد و پس از آبیاری مقداری از آن به سفره برمی‌گردد. ۲۰ درصد از آب پمپاژ شده از چاه‌های کشاورزی به عنوان تغذیه آب زیرزمینی ناشی از آب برگشتی کشاورزی در نظر گرفته شده و این مقدار در هنگام وارد کردن چاه‌ها از مقدار تخلیه آن‌ها کسر شده است.

۴-۲-۴-۴- تغذیه ناشی از فاضلاب شهری

مناطق شهری معمولاً مهم‌ترین مناطق تغذیه ناحیه‌ای پراکنده در هر دشت می‌باشند که حجم زیادی

از آب را به صورت دائم وارد سفره‌ی آب‌زیرزمینی می‌کنند. میزان تغذیه ناشی از چاه‌های فاضلاب شهری ۶۵ درصد از مقدار آب مصرفی شهر در نظر گرفته شده است. محدوده‌ی تحت تاثیر تغذیه ناشی از فاضلاب شهری در شکل (۴-۱۱) نشان داده شده است.



شکل (۴-۱۱) منطقه‌بندی تغذیه ناشی از فاضلاب شهری و بارندگی در محدوده‌ی مورد مطالعه

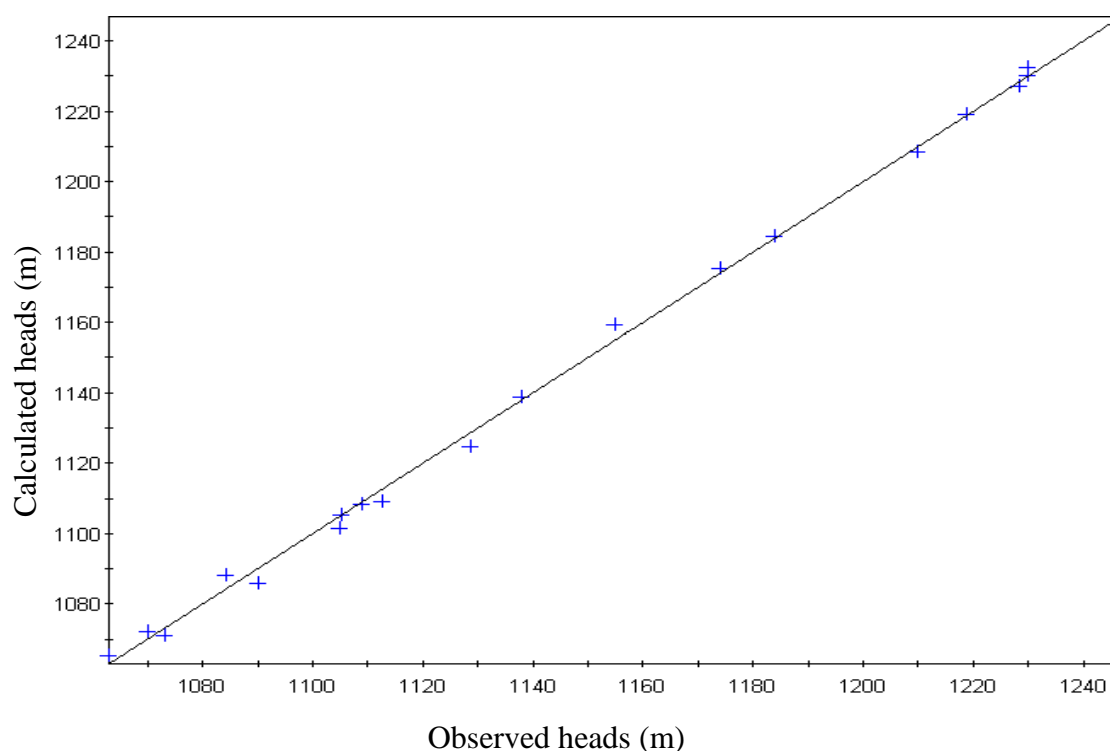
۴-۲-۵- واسنجی مدل (Calibration)

۴-۲-۵-۱- واسنجی حالت پایدار

از میانگین مقادیر سطح آب‌زیرزمینی پیزومترها در ماه‌های آذر، دی، بهمن و اسفند سال ۸۶ برای واسنجی حالت پایدار استفاده شد. در این مرحله پارامترهای هدایت هیدرولیکی و مقدار جریان ورودی و خروجی از مرزها تا اندازه‌ای که اختلاف بین مقادیر بارهای هیدرولیکی مشاهده شده در پیزومترها و محاسبه شده به وسیله‌ی مدل به کمترین مقدار خود برسند تغییر داده شدند.

شکل (۴-۱۲) انطباق خوب مقادیر محاسبه شده توسط مدل و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری در

واسنجی حالت پایدار را نشان می‌دهد. واریانس خطا، میانگین مربع اختلاف بین مقادیر مشاهده‌ای و مقادیر محاسبه‌ای توسط مدل می‌باشد که بر روی نمودار پراکندگی نشان داده شده است. مقدار خطای بدست آمده حاصل از جذر واریانس در مرحله پایدار حدود ۲/۷ متر می‌باشد که با در نظر گرفتن اختلاف زیاد بین کم‌ترین و بیش‌ترین ارتفاع سطح آب در پیزومترها (حدود ۱۸۴ متر) عدد قابل قبولی است.

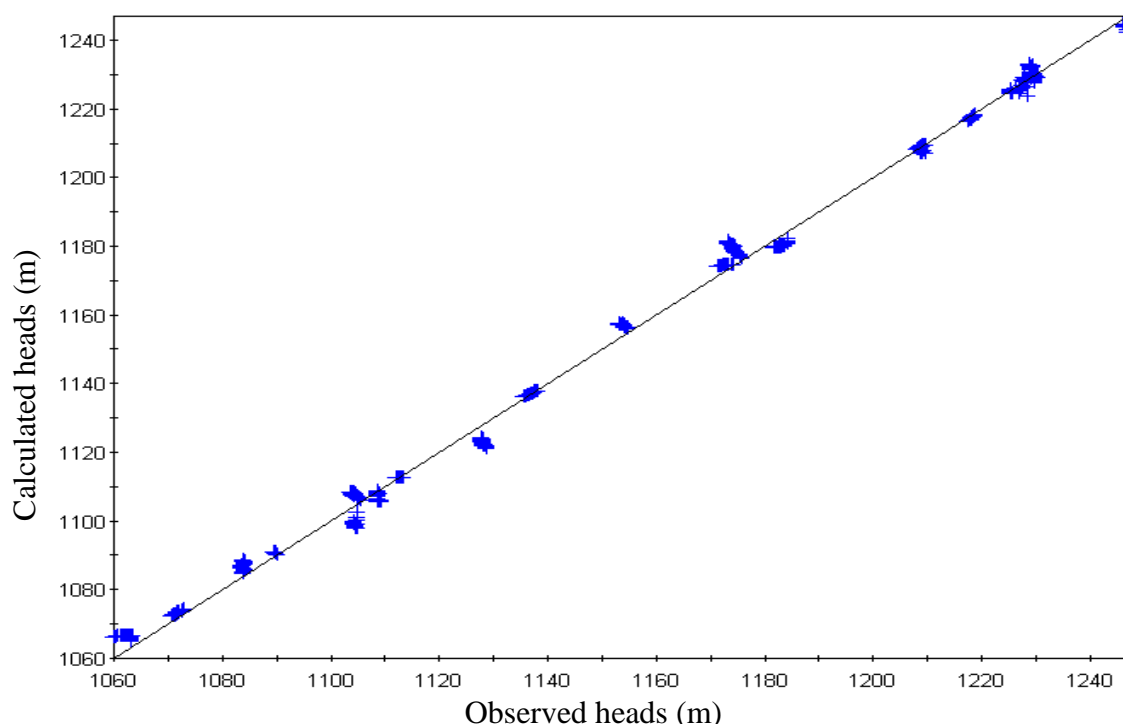


شکل (۴-۱۲) انطباق مقادیر محاسبه شده توسط مدل، و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری در واسنجی حالت پایدار

۴-۲-۵-۲- واسنجی حالت ناپایدار

در این مرحله از ۲۵ دوره‌ی تنش از اسفند ۸۶ تا اسفند ۸۸ به منظور واسنجی حالت ناپایدار استفاده شده است. همچنین پارامتر آبدهی ویژه تا اندازه‌ای که اختلاف بین مقادیر بارهای هیدرولیکی مشاهده شده در پیزومترها و محاسبه شده به وسیله‌ی مدل به کم‌ترین مقدار خود برسند تغییر داده شد. همچنین مقادیر و زون‌بندی هدایت هیدرولیکی در مرحله‌ی واسنجی حال پایدار نیز به مقدار اندکی تغییر داده شد تا دقت برازش داده‌ها بالاتر برود.

شکل (۴-۱۳) انطباق نسبتاً خوب مقادیر محاسبه شده توسط مدل و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری در واسنجی حالت ناپایدار را نشان می‌دهد. مقدار خطای بدست آمده حاصل از جذر واریانس در این مرحله حدود ۳ متر می‌باشد. با توجه به اختلاف زیاد در ماکزیمم و مینیمم سطح آب پیزومترها در دشت که برابر ۱۸۷ متر می‌باشد معیار واسنجی در حالت ناپایدار نیز برآورده شده و واسنجی قابل قبول می‌باشد.

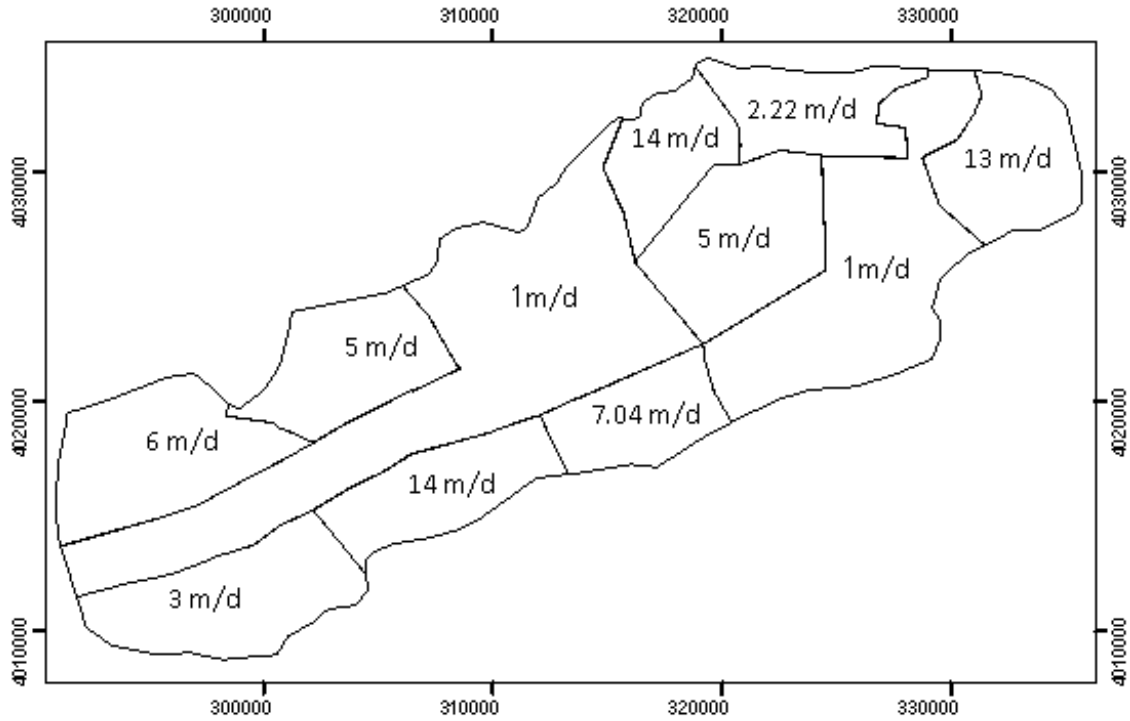


شکل (۴-۱۳) انطباق مقادیر محاسبه شده توسط مدل، و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری در واسنجی حالت ناپایدار

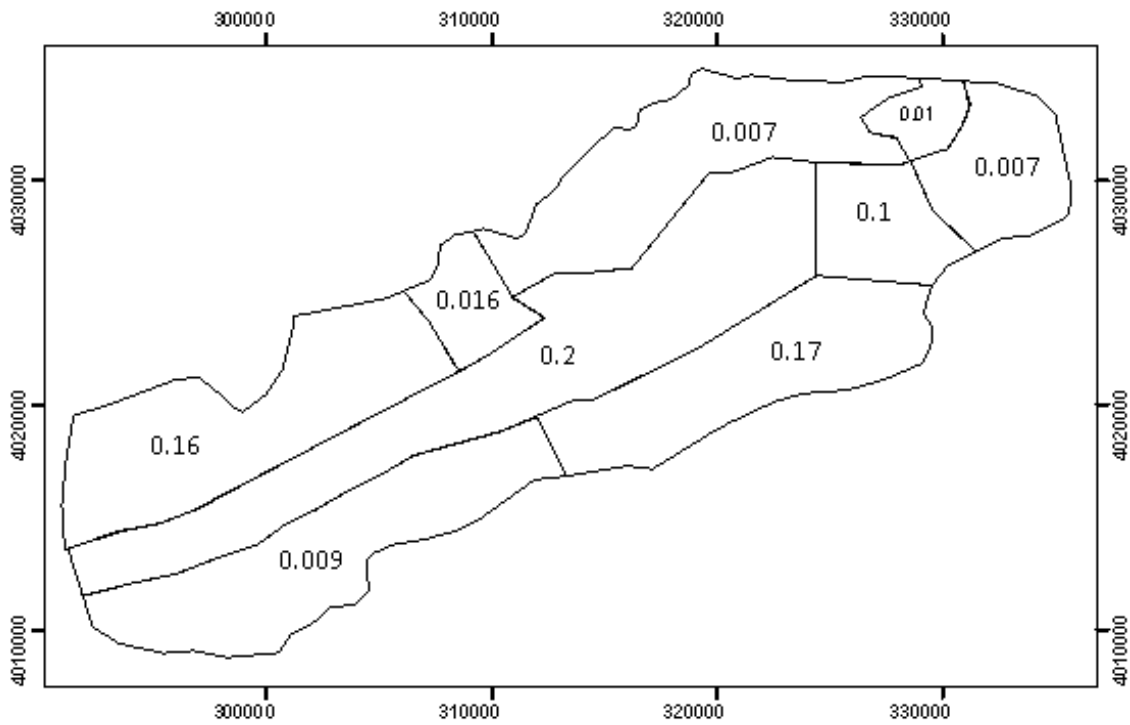
۴-۲-۶- نتایج حاصل از واسنجی

شکل (۴-۱۴) مقادیر و زون بندی نهایی هدایت هیدرولیکی و شکل (۴-۱۵) مقادیر و زون بندی آبدهی ویژه در انتهای واسنجی را نشان می‌دهد. در طی مراحل واسنجی مدل، ۱۱ زون با هدایت هیدرولیکی بین ۱ متر بر روز تا ۱۴ متر بر روز و ۹ زون با آبدهی ویژه بین ۰/۰۰۷ تا ۰/۲ بدست آورده شد. به دلیل زیاد بودن تعداد پیزومترها فقط سری زمانی پیزومترهای شماره ۳، ۱۶، ۱۸ و ۲۰ ارائه شده است (اشکال ۴-۱۶ تا ۴-۱۹). در همه‌ی این پیزومترها سطح آب زیرزمینی در آبخوان روند کاهشی

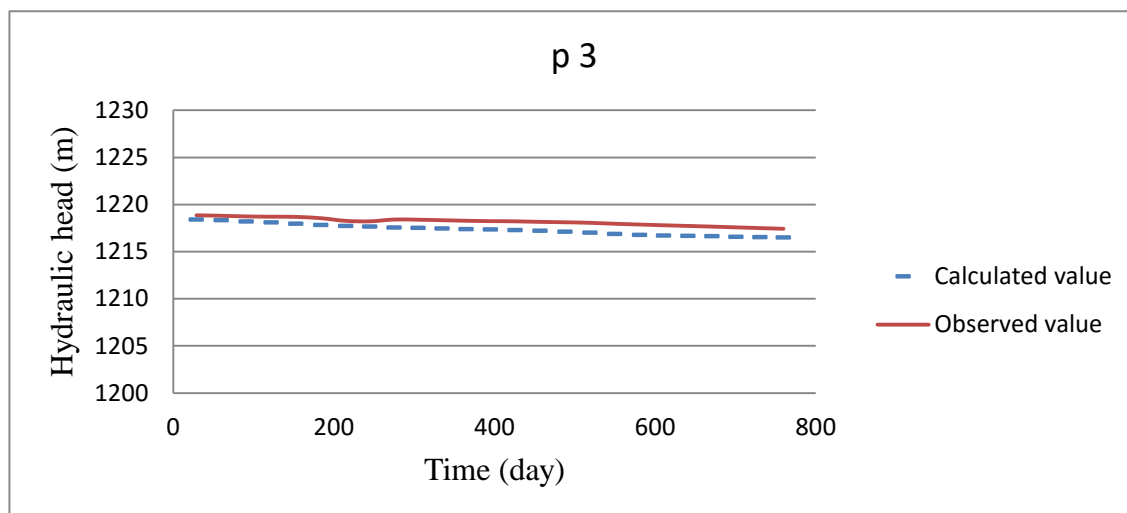
دارند و مقدار افت در آنها $1/5$ تا $1/9$ متر می‌باشد به‌جز پیژومتر شماره‌ی ۱۸ که مقدار افت در آن کم است.



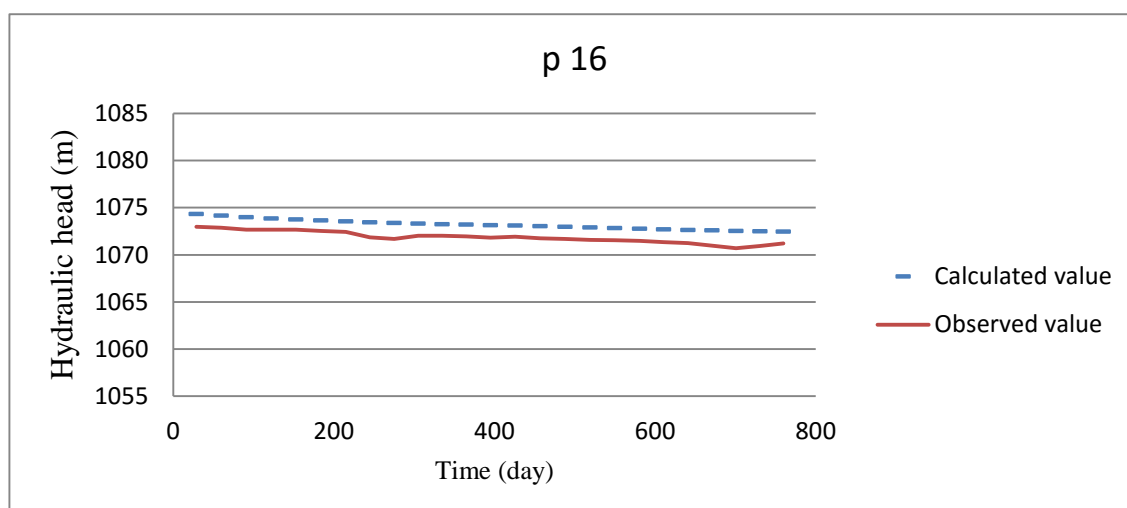
شکل (۴-۱۴) زون‌بندی مقادیر هدایت هیدرولیکی آبخوان شاهرود بعد از واسنجی حالت ناپایدار



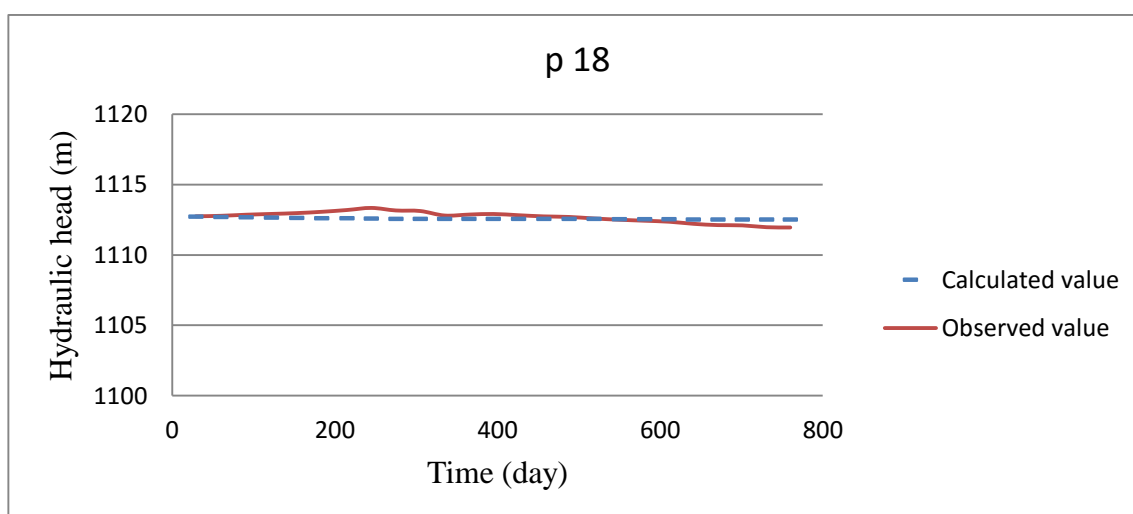
شکل (۴-۱۵) مقادیر نهایی آبدهی ویژه و زون‌بندی آنها در آبخوان شاهرود بعد از واسنجی مدل در حالت ناپایدار



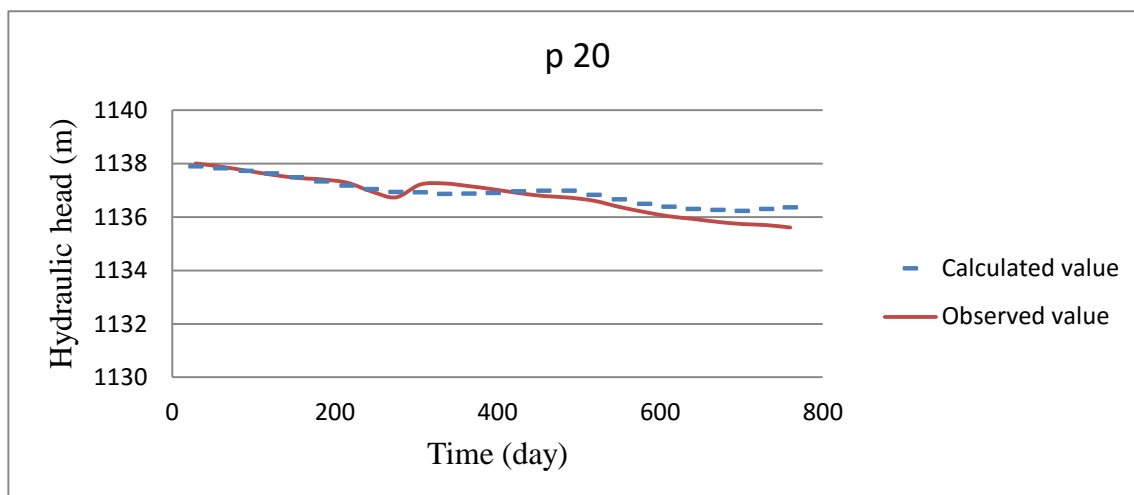
شکل (۴-۱۶) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در پیزومتر شماره‌ی ۳



شکل (۴-۱۷) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در پیزومتر شماره‌ی ۱۶



شکل (۴-۱۸) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در پیزومتر شماره‌ی ۱۸



شکل (۴-۱۹) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در پیزومتر شماره‌ی ۲۰

۷-۲-۴- صحت‌سنجی مدل

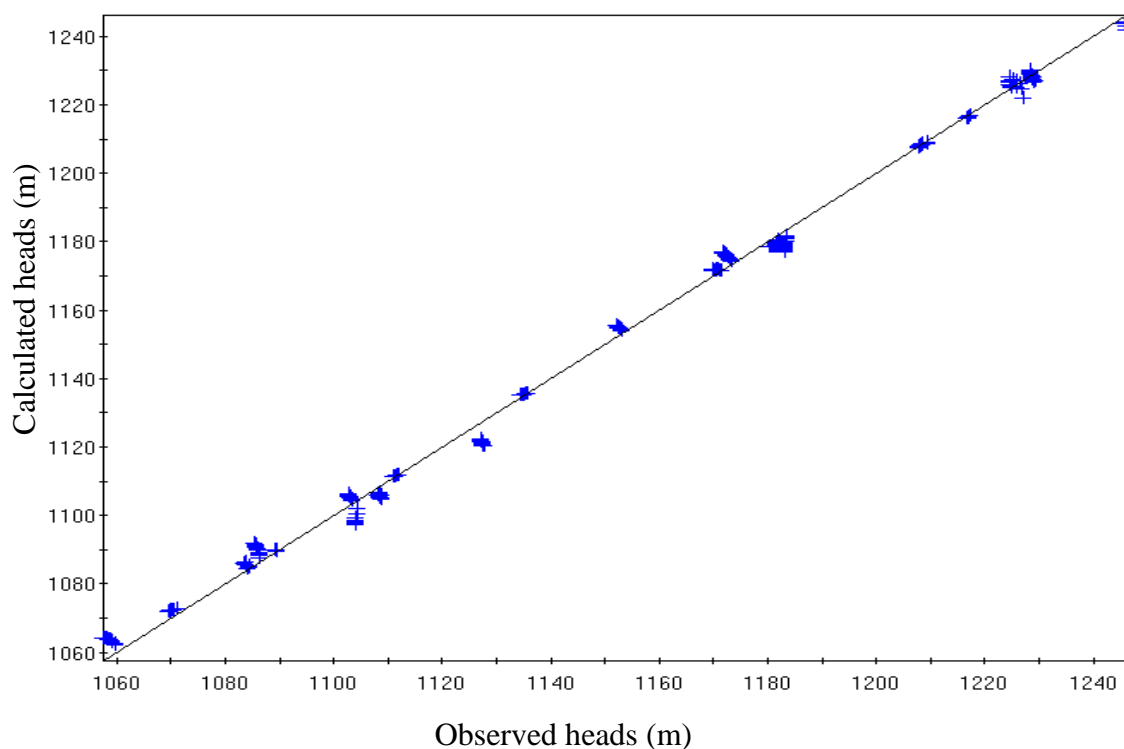
طبق نظر کونیکو (Konikow, 1978) صحت‌سنجی مدل برای اثبات این که مدل قابلیت شبیه‌سازی سطح آب را با استفاده از مجموعه‌ای مجزا از داده‌ها غیر از داده‌های مورد استفاده در فرایند واسنجی را دارد، انجام می‌گردد.

در طول دوره‌ی صحت‌سنجی پارامترهای کالیبره شده در مدل ناپایدار تغییر نمی‌کند و تنها پارامترهای وابسته به زمان شامل تغذیه آب‌زیرزمینی از طریق بارندگی و دبی برداشت چاه‌ها تغییر می‌کنند.

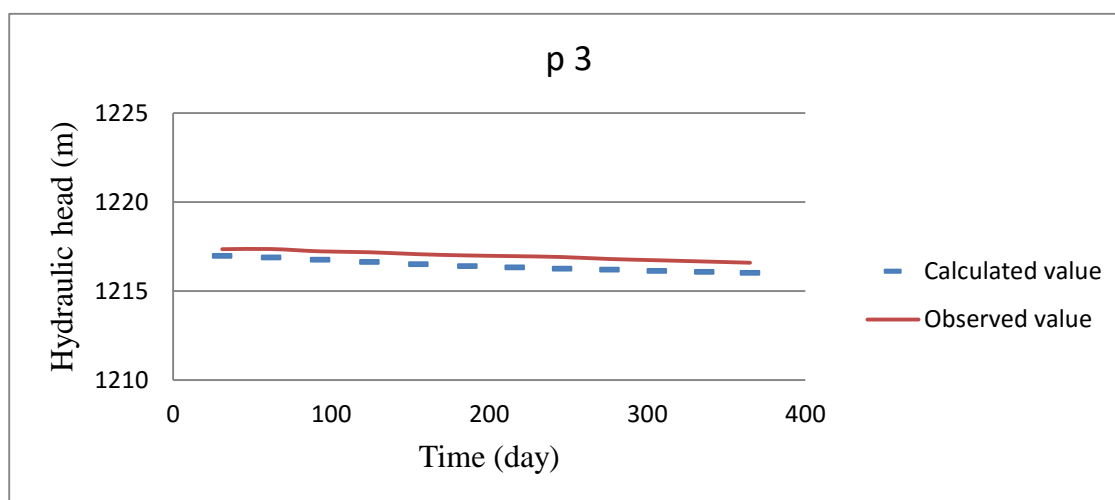
دوره‌ی صحت‌سنجی بلافاصله بعد از واسنجی برای مدت زمان یک سال از فروردین تا اسفند ۸۹ انجام شد و شامل ۱۲ دوره‌ی تنش یک ماهه می‌باشد. همان‌طور که شکل (۴-۲۰) انطباق نسبتاً خوب مقادیر محاسبه شده توسط مدل و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری را در طی صحت‌سنجی نشان می‌دهد، مدل تهیه شده به خوبی می‌تواند مقادیر بار هیدرولیکی دوره‌ی صحت‌سنجی را ایجاد کند. در نتیجه می‌توان گفت که مدل می‌تواند اهداف مدل‌سازی را برآورده کند و برای ساختن مدل انتقال آلاینده نیترات استفاده شود.

مقدار خطای بدست آمده حاصل از جذر واریانس در این مرحله حدود ۳ متر بوده که قابل قبول

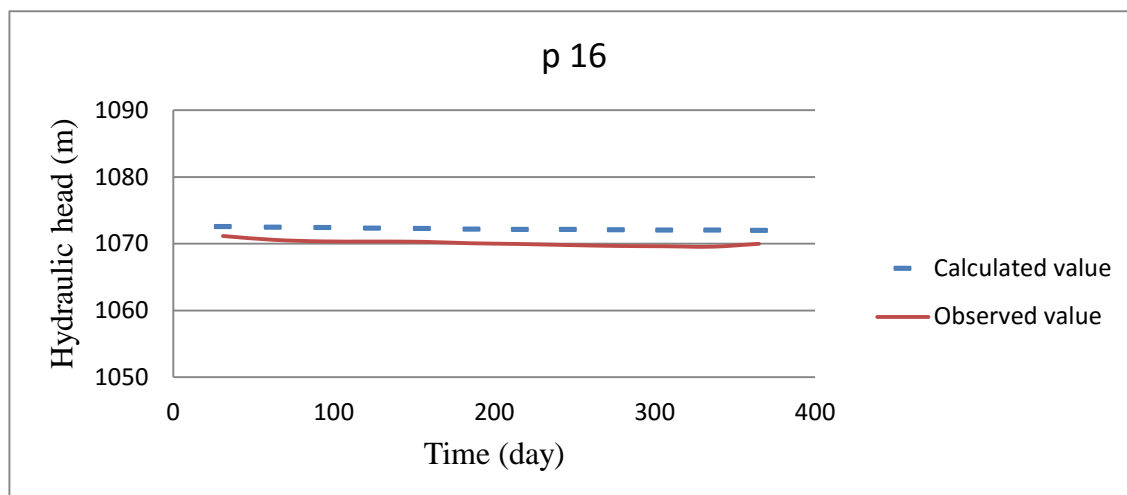
می باشد. اشکال (۲۱-۴) تا (۲۴-۴) مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای را نسبت به زمان در پیزومترهای شماره‌ی نشان ۳، ۱۶، ۱۸ و ۲۰ می دهد. سطح آب در این پیزومترها نیز روند کاهشی دارند.



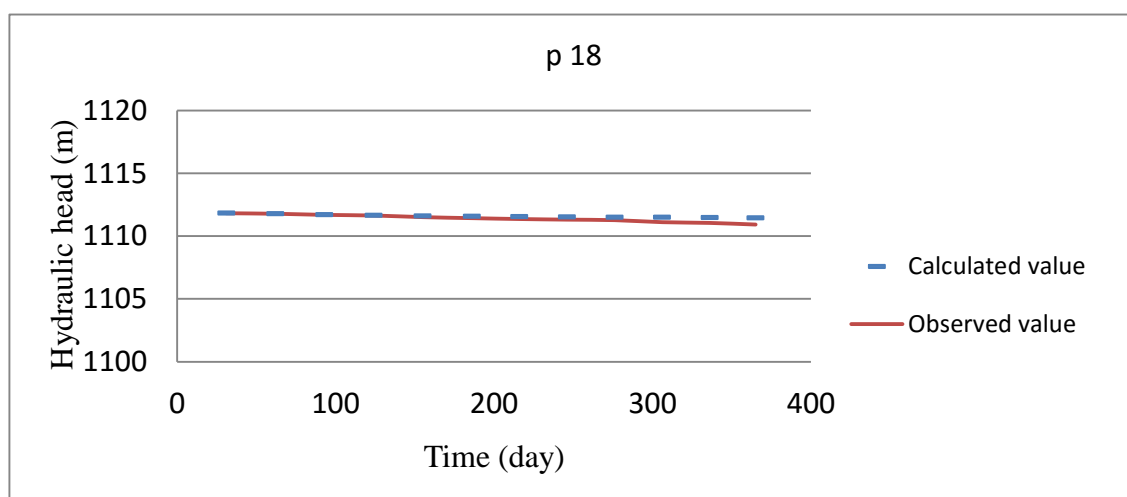
شکل (۲۰-۴) انطباق مقادیر محاسبه شده توسط مدل و مشاهده شده در چاه‌های پیزومتری



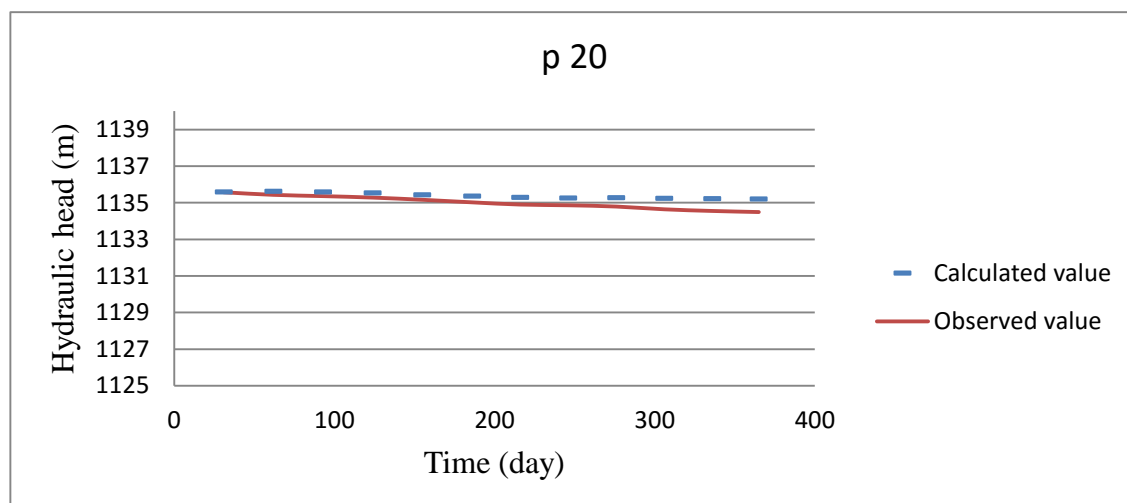
شکل (۲۱-۴) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در پیزومتر شماره‌ی ۳



شکل (۴-۲۲) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در پیزومتر شماره‌ی ۱۶



شکل (۴-۲۳) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در پیزومتر شماره‌ی ۱۸



شکل (۴-۲۴) مقایسه‌ی بین مقادیر بار هیدرولیکی محاسبه شده توسط مدل و مشاهده‌ای در پیزومتر شماره‌ی ۲۰

۴-۲-۸- بیان آب‌زیرزمینی محاسبه شده به وسیله‌ی مدل

تهیه‌ی بیان آب‌زیرزمینی یکی از مهم‌ترین و کاربردی‌ترین اطلاعات خروجی است که می‌توان از مدل جریان آب‌زیرزمینی گرفت. جدول (۲-۴) بیان آب‌زیرزمینی محاسبه شده توسط مدل جریان را در دوره‌ی پایدار نشان می‌دهد. مدل MODFLOW این قابلیت را دارد که بیان خروجی را برای هر ماه و یا به صورت تجمعی برای همه‌ی ماه‌ها، هم به صورت حجمی و هم نرخ جریان محاسبه کند. همچنین در بیان محاسبه شده توسط مدل باید توجه کرد که مقدار تغذیه به سفره از طریق آب برگشتی کشاورزی و آب برگشتی شهری مجموع آنها با هم محاسبه می‌گردد. مقدار آب تغذیه شده در مرحله‌ی پایدار تقریباً برابر با ۴۴۸۳۴ مترمکعب بر روز و مقدار آب ورودی از سازندهای مجاور حدود ۶۸۵۲۱ متر مکعب بر روز می‌باشد. همچنین مقدار برداشت روزانه آب‌زیرزمینی از آبخوان در حالت پایدار حدود ۱۳۳۵۵ مترمکعب می‌باشد.

جدول (۲-۴) بیان آب‌زیرزمینی محاسبه شده توسط مدل جریان در دوره‌ی پایدار

```
*****
*                TIME STEP    1 OF STRESS PERIOD    1                *
*****
```

```
=====
WATER BUDGET OF THE WHOLE MODEL DOMAIN:
=====
```

FLOW TERM	IN	OUT	IN-OUT
STORAGE	0.000000E+00	0.000000E+00	0.000000E+00
CONSTANT HEAD	0.000000E+00	0.000000E+00	0.000000E+00
WELLS	0.000000E+00	1.1335496E+05	-1.1335496E+05
DRAINS	0.000000E+00	0.000000E+00	0.000000E+00
RECHARGE	4.4833766E+04	0.000000E+00	4.4833766E+04
ET	0.000000E+00	0.000000E+00	0.000000E+00
RIVER LEAKAGE	0.000000E+00	0.000000E+00	0.000000E+00
HEAD DEP BOUNDS	8.5561227E+04	1.7040334E+04	6.8520891E+04
STREAM LEAKAGE	0.000000E+00	0.000000E+00	0.000000E+00
INTERBED STORAGE	0.000000E+00	0.000000E+00	0.000000E+00
RESERV. LEAKAGE	0.000000E+00	0.000000E+00	0.000000E+00
SUM	1.3039499E+05	1.3039530E+05	-3.0468750E-01
DISCREPANCY [%]	0.00		

در حالت ناپایدار بیان برای هر دوره از تنش محاسبه می‌گردد که به دلیل حجم زیاد اطلاعات فقط آخرین دوره‌ی تنش آورده شده است (جدول ۳-۴). مقدار آب تغذیه شده در آخرین دوره‌ی تنش در

مرحله‌ی ناپایدار تقریباً برابر با ۷۶۲۴۹ مترمکعب بر روز، مقدار آب ورودی از سازندهای مجاور حدود ۱۳۲۶۹۸ متر مکعب بر روز و مقدار برداشت آب زیرزمینی از آبخوان حدود ۱۰۱۹۰۶ مترمکعب بر روز می‌باشد.

جدول (۳-۴) بیلان آب زیرزمینی محاسبه شده توسط مدل جریان در آخرین دوره‌ی تنش مرحله‌ی ناپایدار

```
*****
*                TIME STEP    1 OF STRESS PERIOD    25                *
*****
```

=====

WATER BUDGET OF THE WHOLE MODEL DOMAIN:

=====

FLOW TERM	IN	OUT	IN-OUT
STORAGE	4.7874027E+04	1.2642170E+05	-7.8547672E+04
CONSTANT HEAD	0.0000000E+00	0.0000000E+00	0.0000000E+00
WELLS	0.0000000E+00	1.0190569E+05	-1.0190569E+05
DRAINS	0.0000000E+00	0.0000000E+00	0.0000000E+00
RECHARGE	7.6248562E+04	0.0000000E+00	7.6248562E+04
ET	0.0000000E+00	0.0000000E+00	0.0000000E+00
RIVER LEAKAGE	0.0000000E+00	0.0000000E+00	0.0000000E+00
HEAD DEP BOUNDS	1.3269809E+05	2.8514850E+04	1.0418324E+05
STREAM LEAKAGE	0.0000000E+00	0.0000000E+00	0.0000000E+00
INTERBED STORAGE	0.0000000E+00	0.0000000E+00	0.0000000E+00
RESERV. LEAKAGE	0.0000000E+00	0.0000000E+00	0.0000000E+00
SUM	2.5682069E+05	2.5684223E+05	-2.1546875E+01
DISCREPANCY [%]	-0.01		

در مدل MODFLOW ذخیره‌ی استاتیک سفره به عنوان یک مولفه از بیلان در نظر گرفته می‌شود به عبارت دیگر اگر ورودی‌ها بیش‌تر از خروجی‌ها باشد وارد ذخیره سفره می‌شود و بلعکس وقتی از برداشت از سفره زیاد باشد از ذخیره سفره کم می‌شود (خزاعی، ۱۳۸۵). در آخرین دوره‌ی تنش در مرحله‌ی ناپایدار مقدار آب وارد شده به ذخیره‌ی استاتیک تقریباً برابر با ۴۷۸۷۴ متر مکعب بر روز و مقدار خروجی از آن تقریباً برابر با ۱۲۶۴۲۲ متر مکعب بر روز می‌باشد. به عبارت دیگر ۷۸۵۴۸ متر مکعب بر روز روزانه از ذخیره‌ی استاتیک سفره کم می‌شود.

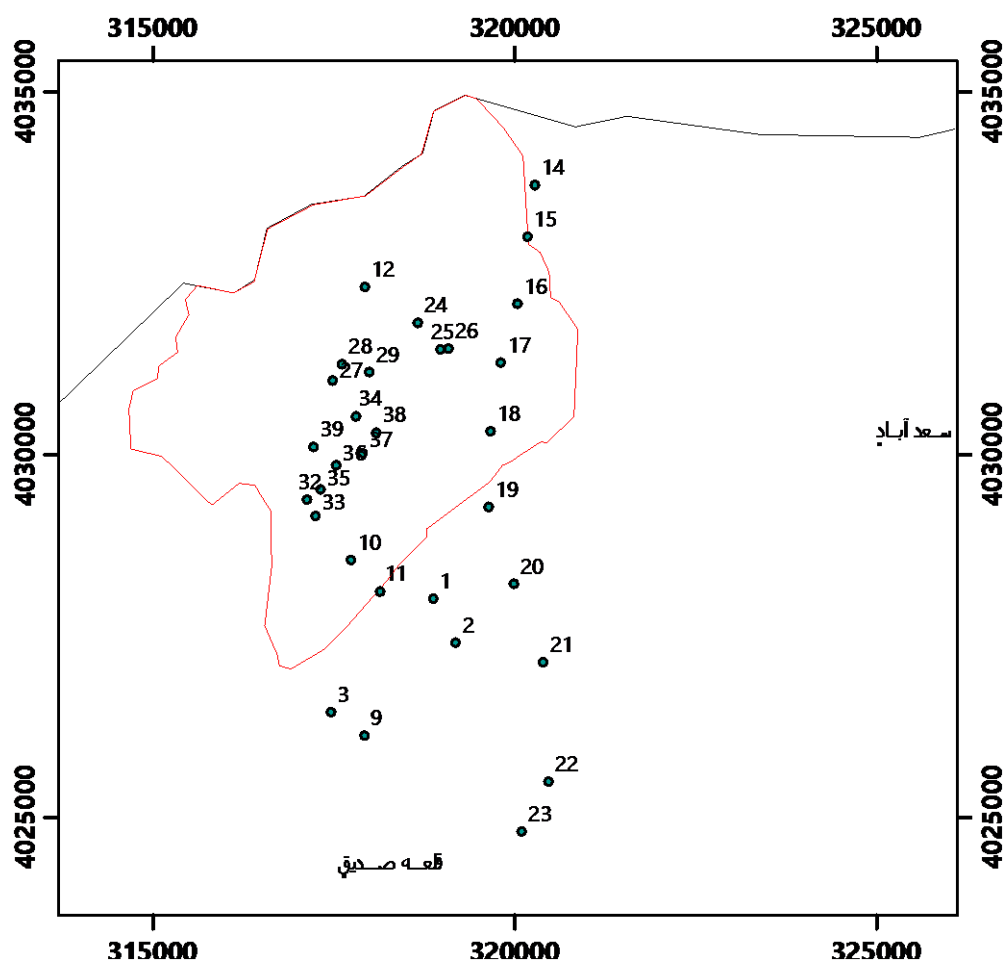
۳-۴- مدل انتقال آلاینده نیترات و نتایج حاصل از آن

۳-۴-۱- مدل مفهومی انتقال آلایندهی نیترات

چاه‌های جمع‌آوری فاضلاب (چاه‌های جذبی) در محدوده‌ی شهری دشت شاهرود آلودگی نیترات را به آب‌های زیرزمینی وارد می‌کند. غلظت نیترات در دشت شاهرود (محدوده‌ی شهر شاهرود) در سال‌های ۸۲ و ۸۴ اندازه‌گیری شده است (Kazemi, 2011). شکل (۴-۲۵) توزیع مکانی نقاط نمونه‌برداری شده در دشت شاهرود را نشان می‌دهد. مقادیر نیترات در نقاط نمونه‌برداری در تیر ماه ۸۲ و مهر ماه ۸۴ به ترتیب در جدول (۴-۴) و جدول (۴-۵) ارائه شده است. لازم به ذکر است که تعدادی از نقاط نمونه‌برداری به دلایلی در این تحقیق مورد استفاده قرار نگرفته است. نمونه‌های شماره‌ی ۱۳، ۳۰ و ۳۱ به دلیل قرار نگرفتن در محدوده‌ی مطالعاتی و نمونه‌های شماره ۴، ۵، ۶، ۷ و ۸ به دلیل قرار نگرفتن در محدوده‌ی شهری استفاده نشده است. شکل (۴-۲۶) خطوط هم‌غلظت نیترات در تیر ماه ۸۲ را نشان می‌دهد. مقدار غلظت نیترات به سمت مرکز شهر افزایش نشان می‌دهد و از ۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر تا ۱۴۰ میلی‌گرم بر لیتر متغیر می‌باشد.

زمین‌های کشاورزی یکی دیگر از منابع آلاینده‌ی نیترات در آب‌های زیرزمینی محسوب می‌گردند. ضمن استفاده از کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی، بخشی از آن معمولاً از خاک شسته شده و به آب‌زیرزمینی می‌رسد. کودها معمولاً ترکیباتی از نیتروژن، فسفر و پتاسیم هستند. کودهای فسفات و پتاسیم‌دار به آسانی روی ذرات خاک جذب شده و به ندرت مشکل آلودگی ایجاد می‌نمایند، اما فقط بخشی از نیتروژن به وسیله‌ی گیاه یا خاک جذب شده و بنابر این یکی از آلاینده‌های اصلی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد (Todd, 2005). غلظت نیترات در دشت شاهرود در سال ۹۰ نیز اندازه‌گیری شده است (زارع، ۱۳۹۰). غلظت نیترات در سه نمونه مربوط به منطقه‌ی کشاورزی که کم‌تر تحت تاثیر آلودگی شهری می‌باشند در مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات استفاده شده است. شکل (۴-۲۷) توزیع نقاط نمونه‌برداری در سال ۹۰ و غلظت نمونه‌های معرف آلودگی منطقه‌ی

کشاورزی که در فرایند مدل سازی مورد استفاده قرار گرفته اند را نشان می دهد.



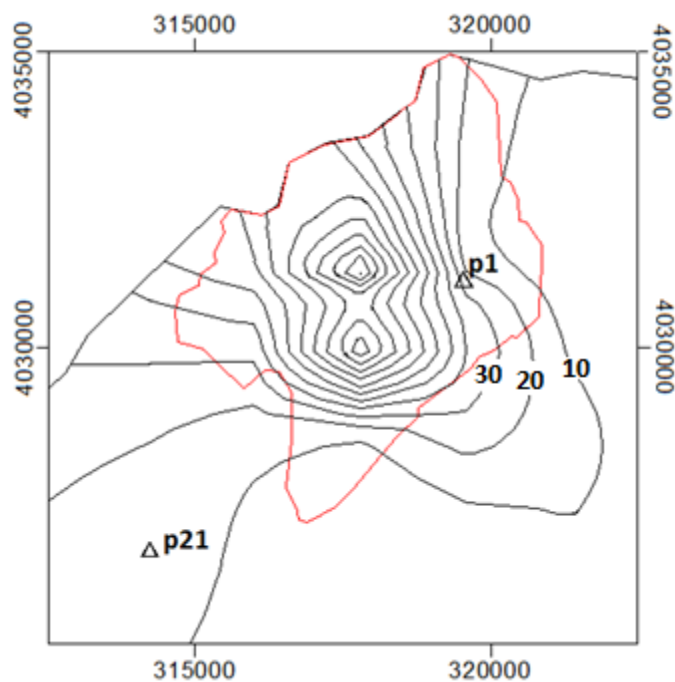
شکل (۴-۲۵) توزیع مکانی نقاط نمونه برداری شده برای اندازه گیری غلظت نیترات در دشت شاهرود (سال ۸۲)

جدول (۴-۴) مقادیر نیترات در نقاط نمونه برداری از آبخوان شاهرود در تیرماه ۸۲ (Kazemi, 2011)

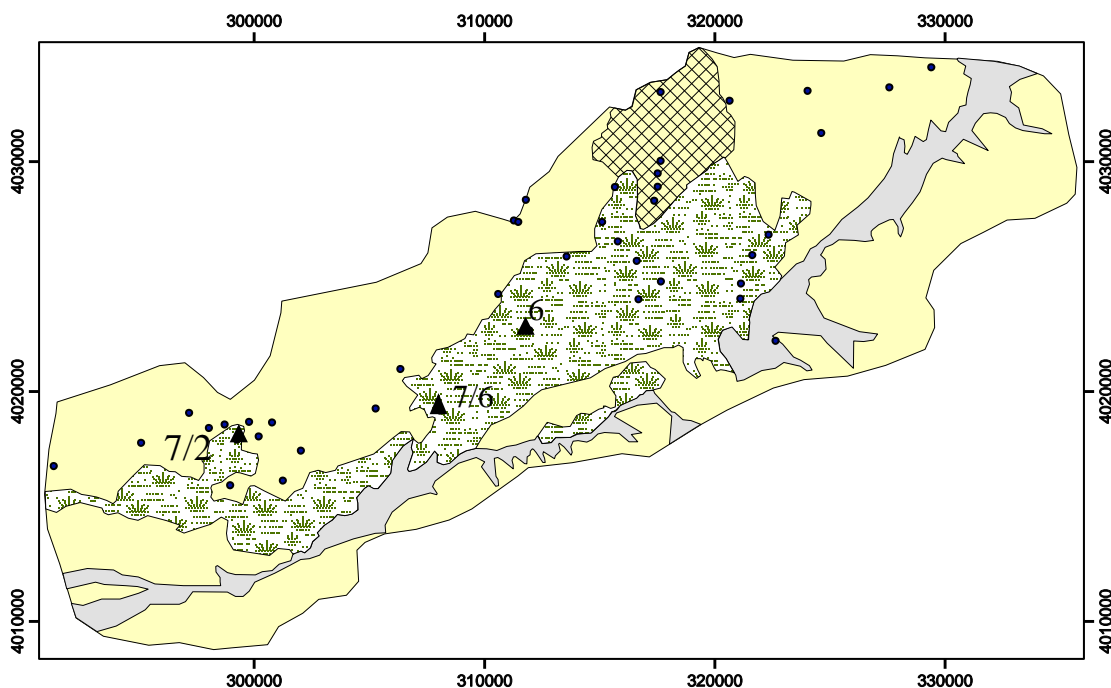
شماره	غلظت نیترات (mg/L)	شماره	غلظت نیترات (mg/L)	شماره	غلظت نیترات (mg/L)
۱	۸	۱۷	۹,۲	۲۸	۱۴۰
۲	۶	۱۸	۳۴	۲۹	۱۲۰
۳	۹,۲	۱۹	۳۱,۶	۳۲	۳۸,۴
۹	۶,۸	۲۰	۲۴,۸	۳۳	۳۱,۶
۱۰	۱۰,۴	۲۱	۱۱,۲	۳۴	۱۰,۴
۱۱	۸,۸	۲۲	۸,۸	۳۵	۷۰
۱۲	۸۶,۸	۲۳	۶,۴	۳۶	۸۳
۱۳	۷,۶	۲۴	۲۵,۲	۳۷	۱۳۶
۱۴	۵,۶	۲۵	۷۲	۳۸	۱۰,۴
۱۵	۸	۲۶	۳۸,۴	۳۹	۵۰
۱۶	۷,۶	۲۷	۵۴		

جدول (۴-۵) مقادیر نیترات در نقاط نمونه برداری از آبخوان شاهرود در مهر ماه ۸۴ (Kazemi, 2011)

شماره	غلظت نیترات (mg/L)	شماره	غلظت نیترات (mg/L)	شماره	غلظت نیترات (mg/L)
۱۳	۷/۶	۲۶	۵۰	۳۴	۱۰۴
۱۴	۱۱/۲	۲۹	۱۰۴	۳۸	۱۰۰



شکل (۴-۲۶) خطوط هم‌غلظت نیترات در محدوده‌ی شهر شاهرود (تیرماه ۸۲)



شکل (۴-۲۷) توزیع نقاط نمونه برداری (زارع، ۹۰) و غلظت نیترات در نمونه‌های معرف آلودگی ناشی از مناطق

کشاورزی

۴-۳-۲- اطلاعات ورودی به مدل

به منظور ساخت مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات در دشت شاهرود، ابتدا مدل جریان آب‌زیرزمینی از تیر ماه ۸۲ تا تا مهرماه ۸۴ به مدت ۲۵ ماه اجرا شد و سپس اطلاعات مورد نیاز مدل انتقال نیترات به صورت زیر تعبیه و اعمال گردید.

۴-۳-۱- شرایط اولیه غلظت نیترات

مقادیر غلظت نیترات در نمونه‌های سال ۸۲ به عنوان غلظت اولیه نیترات در منطقه‌ی شهری شاهرود لحاظ گردید. مقدار نیترات زمینه در سایر قسمت‌های آبخوان برابر با ۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر و بر اساس کم‌ترین مقادیر اندازه‌گیری شده نیترات در دشت منظور گردید.

۴-۳-۲- شرایط مرزی آلودگی نیترات در محدوده‌ی آبخوان شاهرود

مقادیر غلظت نیترات در مرز ورودی از سمت بسطام بر اساس غلظت نیترات در دشت جلالی شاهرود (نمونه شماره ۱۳) در سال ۸۲ برابر ۷/۶ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شد (شکل (۴-۲۸)). در سایر مرزها غلظت نیترات ورودی برابر با حداقل غلظت نیترات در نمونه‌ها و حدود ۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شد. لازم به ذکر است که مرزهای ورودی از نوع غلظت مشخص یا دیریکله^۱ می‌باشد.

۴-۳-۳- مکانیسم‌های انتقال آلاینده‌ی نیترات

الف) همرفت (Advection)

استفاده از حل کننده ذره مبنای HMOC در حل معادله‌ی انتقال آلاینده باعث کاهش پخشیدگی عددی و افزایش دقت محاسبات در حل عبارت همرفت معادله انتقال جرم در مدل انتقال آلاینده می‌شود. به همین دلیل از این روش محاسباتی برای محاسبه مقدار همرفت در دشت شاهرود استفاده شده است.

^۱ Dirichlet



شکل (۴-۲۸) غلظت نیترات در مرزهای ورودی به آبخوان شاهرود

ب) پراکندگی (Dispersion)

پدیده‌ی پراکندگی نیز بر انتقال آلاینده‌های مختلف در آب‌زیرزمینی موثر می‌باشد (Fetter, 1999). قابلیت پراکندگی طولی برای مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات دشت شاهرود با توجه به محاسبات انجام شده بر مبنای فرمول‌های موجود (نظیر Gelhar, et all, Newman, Xu and Eckstein) و نهایتاً طی فرایند واسنجی مدل انتقال حدود ۳۰ متر برآورد گردید. نسبت مقدار پراکندگی افقی به طولی و نسبت مقدار پراکندگی عمودی به طولی با توجه به اطلاعات حاصل از مطالعات پیشین به ترتیب ۱ و ۰/۱ در نظر گرفته شد.

ج) انتشار

ضریب انتشار در یون‌های اصلی آب‌زیرزمینی در دمای ۲۵ درجه‌ی سانتی‌گراد بین 1×10^{-9} تا 2×10^{-9} متر مکعب بر ثانیه متغیر می‌باشد (Todd, 2005). از میانگین این اعداد ($1/5 \times 10^{-9}$) به عنوان ضریب انتشار در مدل انتقال آلاینده نیترات استفاده شد.

د) واکنش‌های شیمیایی

اگر شرایطی مانند محیط احیایی، وجود الکترون دهنده‌های مناسب و باکتری‌های خارج کننده‌ی

نیترات از آب زیرزمینی وجود داشته باشد، فرایند نیتروژن دهی مهم ترین عاملی است که باعث خارج شدن نیترات از آب زیرزمینی می شود. در کد انتقال جرم MT3DMS این فرایند از طریق واکنش نرخ برگشت ناپذیر مرتبه اول^۱ برای هر سلول شبیه سازی می گردد (Zheng and Wang, 1999) به نقل از کی همایون، (۱۳۹۰).

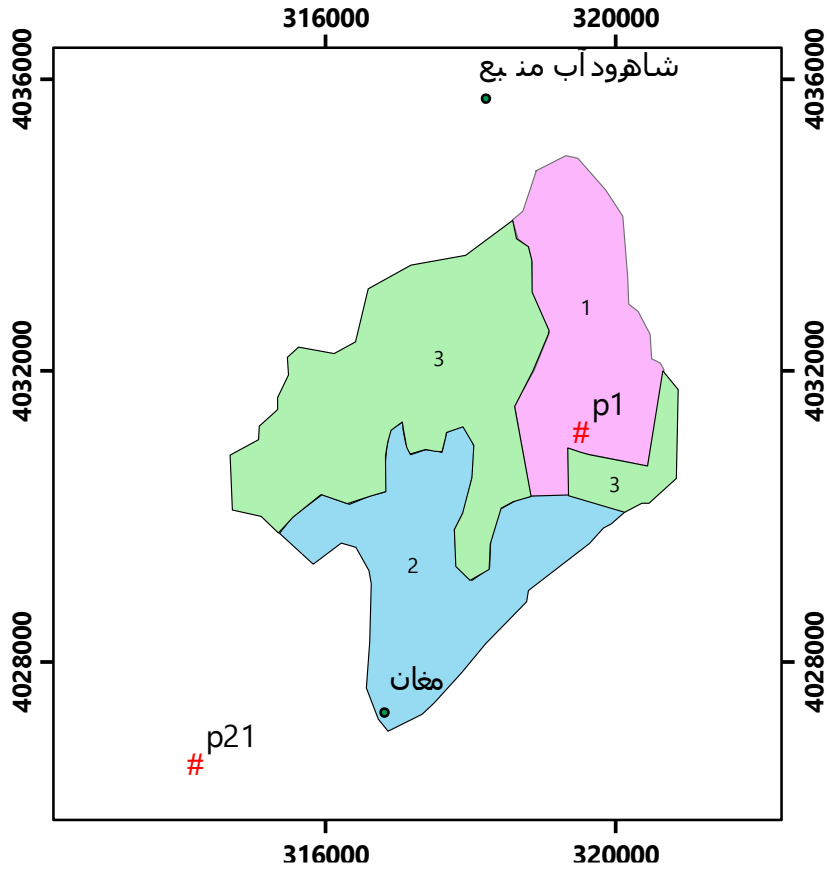
به منظور تاثیر دادن واکنش های شیمیایی در منطقه ی مورد مطالعه از بسته ی واکنش های شیمیایی استفاده گردید. با در نظر گرفتن عوامل تجزیه و تلاشی روش استفاده شده در مدل حاضر ایزوتروم تعادل خطی^۲ می باشد (گودرزی و همکاران، ۱۳۹۱ و لاله زاری، ۱۳۸۷). مقدار ضریب توزیع در این قسمت ۰/۰۰۰۵ قرار داده شد.

۴-۳-۳- واسنجی مدل انتقال آلاینده نیترات

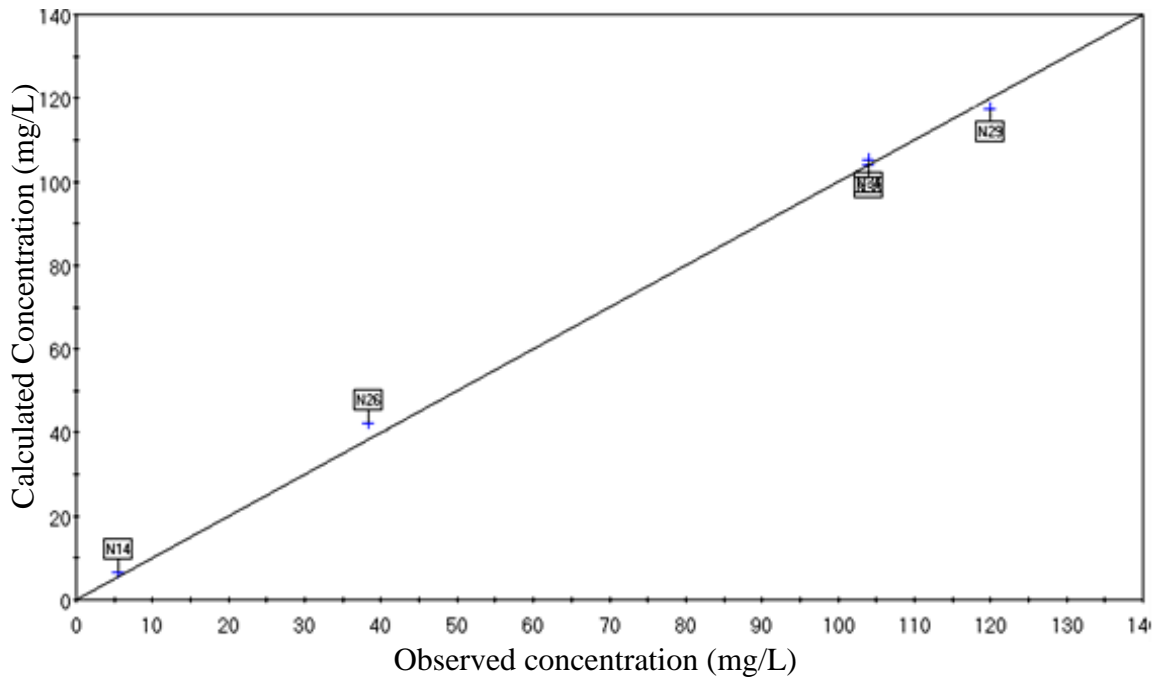
واسنجی مدل انتقال با استفاده از داده های نیترات در مهرماه ۸۴ انجام شده است. با توجه به این که نقاط مورد نظر برای واسنجی در محدوده ی شهری قرار گرفته اند، واسنجی مدل برای محدوده ی شهری شاهرود انجام شده است. در ابتدا با استفاده از تصاویر ماهواره ای شهر به دو منطقه، با بافت پرتراکم و کم تراکم تقسیم شده و سپس این مناطق به زون های کوچکتری تفکیک گردید (شکل (۴-۲۹)). در هر دو مناطق شماره ۱ و ۲ بافت شهری کم تراکم بوده با این تفاوت که در منطقه ی شماره ۲ زمین های اغلب غیرمسکونی مناطق کشاورزی می باشند. منطقه ی شماره ۳ دارای بافت پرتراکم می باشد. طی واسنجی مدل انتقال غلظت و نیمه عمر نیترات در آب تغذیه شده از طریق چاه های جذبی شهری تغییر داده شده تا اختلاف بین غلظت نیترات مشاهده ای و محاسبه ای در چاه های پیژومتری به کمترین مقدار خود برسد. شکل (۴-۳۰) انطباق مقادیر محاسبه شده غلظت نیترات توسط مدل و مشاهده شده در چاه های انتخابی طی دوره واسنجی را نشان می دهد. مقدار خطای بدست آمده حاصل از جذر واریانس در این مرحله حدود ۳ میلی گرم بر لیتر می باشد.

^۱ First-order irreversible rate reaction

^۲ Equilibrium linear isotherm



شکل (۴-۲۹) منطقه‌بندی شهر شاهرود به زون‌ها با بافت ۱- کم تراکم، ۲- کم تراکم با توسعه‌ی زمین‌های کشاورزی، ۳- پرتراکم



شکل (۴-۳۰) انطباق مقادیر محاسبه شده و مشاهده‌ای غلظت نیترات

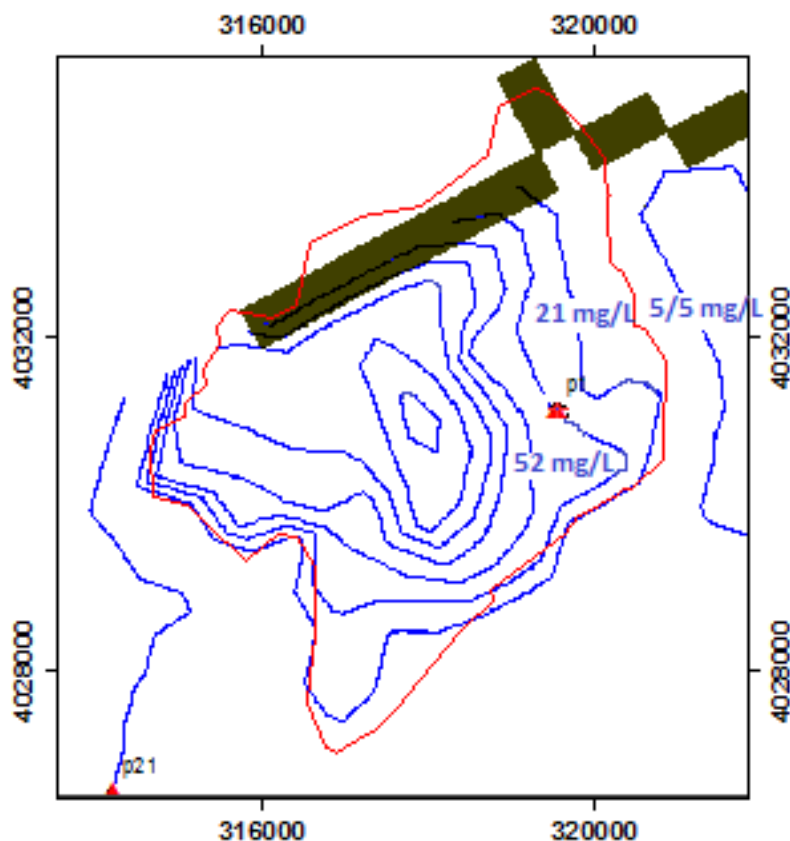
۴-۳-۴- نتایج حاصل از واسنجی مدل انتقال آلایندهی نیترات

شکل (۴-۳۱) خطوط هم‌غلظت نیترات حاصل از اجرا و واسنجی مدل در مهر ماه ۸۴ را نشان می‌دهد. مقدار غلظت نیترات در منطقه‌ی شهری از ۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر (غلظت زمینه) تا ۱۴۰ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند. مقدار غلظت نیترات در قسمت غربی منطقه شهری بیش‌تر از قسمت‌های دیگر بوده که احتمالاً ناشی از تمرکز جمعیتی بالاتر در این منطقه و البته تاثیر جهت جریان آب‌زیرزمینی در انتقال آلایندهی نیترات می‌باشد. وجود منطقه با هدایت هیدرولیکی کم (حدود ۱ متر بر روز) (شکل ۴-۱۴)) در سمت غرب شهر باعث جلوگیری از گسترش بیش‌تر هاله آلودگی نیترات ناشی از شهر در این جهت شده است.

انتقال آلاینده نیترات به مقدار زیادی تحت تاثیر جهت جریان آب‌زیرزمینی و هدایت هیدرولیکی منطقه قرار دارد. در جهت جریان آب‌زیرزمینی مقدار نیترات افزایش بیش‌تری نشان می‌دهد. این موضوع نشان‌دهنده‌ی تاثیر غالب پدیده‌ی همرفت و پراکندگی مکانیکی در انتقال آلایندهی نیترات می‌باشد. گسترش خطوط هم‌غلظت نیترات در خلاف جهت جریان آب‌زیرزمینی به سمت حاشیه‌ی شرقی شهر شاهرود تاثیر فرایند پراکندگی مولکولی (انتشار) را نشان می‌دهد. همچنین وجود تمرکز بالای چاه‌ها در منطقه‌ی شماره ۲ شهری و گسترش مخروط افت ناشی از آنها مانع از گسترش بیش‌تر آلودگی نیترات به سمت پایین‌دست شهر شده است.

به منظور تعیین نیمه عمر نیترات در محدوده‌ی شهر شاهرود مقدار نیمه عمر ثابت فرض کرده و مقدار غلظت نیترات در آب تغذیه‌ای ناشی از شهر تا زمان رسیدن به کم‌ترین مقدار خطا در مدل تغییر داده شد. این مرحله برای نیمه عمرهای مختلف تکرار گردید. نتایج نشان می‌دهد در نیمه عمرهای کم‌تر از ده سال مقدار بهینه‌ی غلظت نیترات تغذیه شهری بیش‌تر از ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بوده، در حالی که خطای مدل نیز در این مرحله بیش‌تر از ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. با افزایش نیمه عمر نیترات مقدار بهینه‌ی غلظت نیترات تغذیه‌ای و خطای مدل کم‌تر شده تا جایی که در نیمه عمر بی‌نهایت کم‌ترین مقدار غلظت (کم‌تر از ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) و کم‌ترین مقدار خطای مدل

حاصل می‌گردد. به عبارت دیگر عملاً نیازی به اعمال نیمه عمر (معرف فرایند نیتروژن‌دهی به عنوان مکانیسم حذف نیترات) در مدل انتقال نبوده و پدیده‌های همرفت، پراکندگی و انتشار تنها فرایندهایی هستند که باعث خارج شدن نیترات از آب زیرزمینی در دشت شاهرود می‌شوند.



شکل (۴-۳) خطوط هم‌غلظت نیترات حاصل از اجرای مدل در مهرماه ۸۴

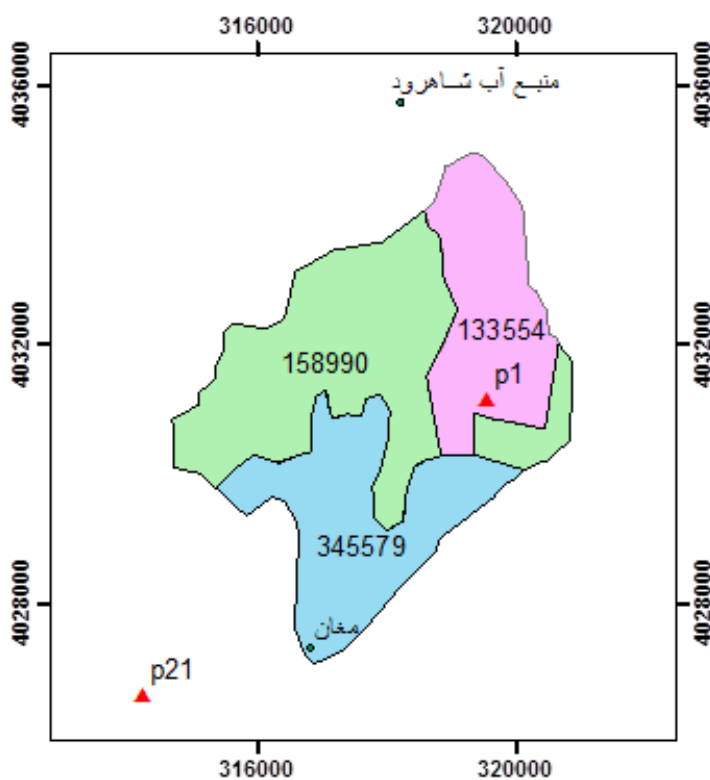
فرایند نیتروژن‌دهی نیازمند شرایط خاصی مانند وجود مواد آلی و شرایط احیایی (بدون اکسیژن) می‌باشد. شهر شاهرود در حاشیه‌ی آبخوان و در منطقه با هدایت هیدرولیکی ۱۴ متر بر روز قرار گرفته است. نزدیکی به منطقه‌ی تغذیه شرایط ورود آب‌های حاوی اکسیژن بالا را به محدوده‌ی شهری فراهم نموده و احتمالاً مانع شرایط احیایی می‌گردد. این پدیده دلیل احتمالی عدم انجام فرایند نیتروژن‌دهی در شهر محدوده شاهرود می‌باشد. بدیهی است تایید این فرضیه نیازمند اندازه‌گیری اکسیژن محلول و مواد آلی بوده که خارج از اهداف تحقیق حاضر می‌باشد.

بر اساس نتایج حاصل از واسنجی مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات، غلظت نیترات در مناطق مختلف شهر

تغییراتی از ۷۰ تا ۴۵۰ میلی‌گرم بر لیتر نشان می‌دهد. جدول (۴-۶) محاسبات مربوط به مقدار نیترات ورودی از طریق چاه‌های جذبی منطقه‌ی شهری به آبخوان شاهرود را نشان می‌دهند. توزیع ورود نیترات از بخش‌های مختلف شهر در شکل (۴-۳۲) نشان داده شده است. بر این اساس سالانه در منطقه‌ی شهری تقریباً $10^6 \times 2/069$ کیلوگرم نیترات (حدود ۲۰۰۰ تن) از طریق فاضلاب شهری وارد آب‌زیرزمینی می‌شود. با توجه به مساحت شهر، مقدار نیترات ورودی ناشی از فاضلاب حدود ۸۰۰ کیلوگرم در هکتار می‌باشد.

جدول (۴-۶) محاسبه مقدار نیترات ورودی از طریق چاه‌های جذبی به آبخوان شاهرود

شماره منطقه	مساحت منطقه (m ²)	مقدار آب برگشتی شهری (m ³ /year)	مقدار نیترات تغذیه شده (kg/ year)
۱	۶۲۸۲۵۵۹	۱۹۰۷۹۱۷	۱۳۳۵۵۴
۲	۷۵۸۶۳۵۵	۲۳۰۳۸۶۰	۳۴۵۵۷۹
۳	۱۱۶۳۴۱۷۸	۵۴۳۵۵۷۴	۱۵۸۹۹۰۵
کل منطقه‌ی شهری	۲۵۵۰۳۰۹۲	۷۷۴۴۹۰۱	۲۰۶۹۰۳۸



شکل (۴-۳۲) منطقه‌بندی و تناژ نیترات ورودی از فاضلاب شهری، حاصل از واسنجی مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات

۴-۳-۵- تعیین محدوده‌ی خطر ناشی از نیترات در دشت شاهرود

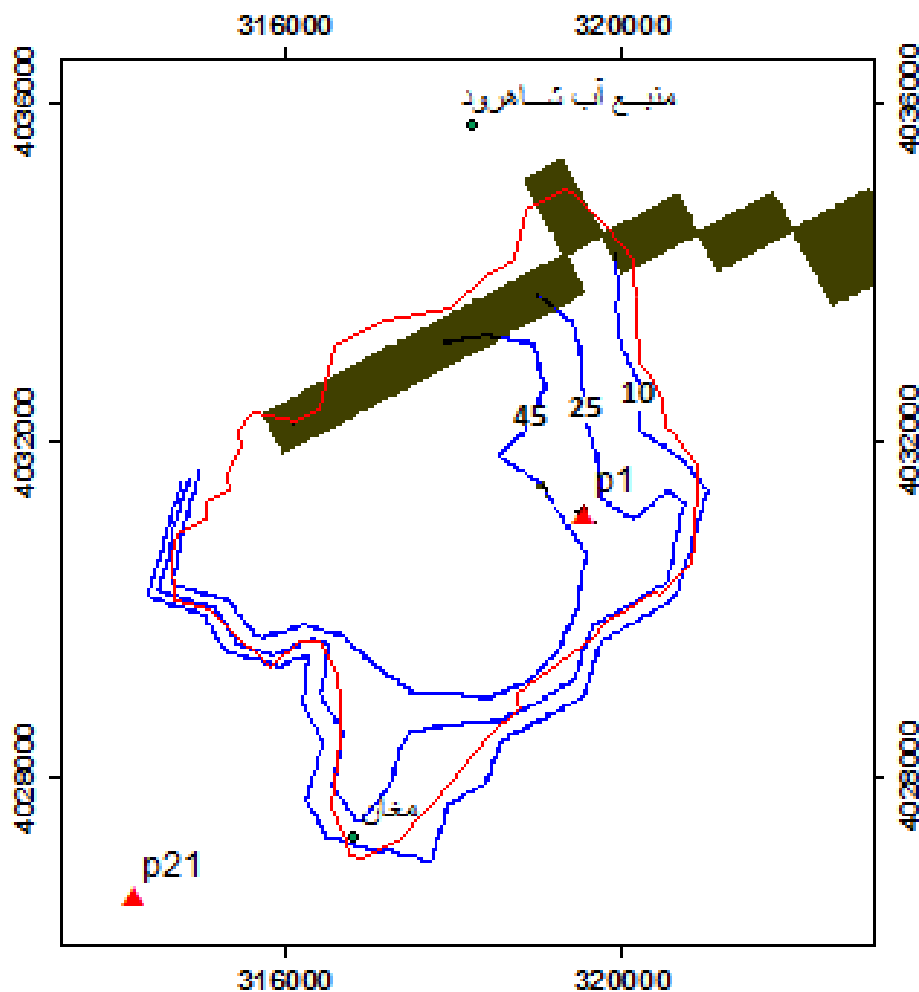
حد آستانه آلودگی احتمالی نیترات در اثر کودهای شیمیایی، فاضلابها، محل‌های نگهداری حیوانات و... (عوامل انسان‌زاد) برابر ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر (Hounslow, 1995) و حد مجاز غلظت آن در آب‌های آشامیدنی بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر تعیین شده است. همچنین در کشورهای اروپایی غلظت ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر به عنوان حد آلودگی نیترات تعیین شده است (Kazemi, 2004).

با توجه به ثابت بودن تقریبی گسترش مکانی آلودگی ناشی از شهر می‌توان محدوده‌ی خطر ناشی از نیترات را برای شهر شاهرود ترسیم نمود. در شکل (۴-۳۳) خط هم‌ارزش غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر محدوده‌ی آلودگی بر اساس نظر هانسلو (Hounslow, 1995) را نشان می‌دهد. محدوده‌ی داخلی این خط بیانگر این موضوع بوده که آلودگی در آبخوان صورت گرفته است. به این معنی که عوامل انسان‌زاد سبب تغییر در کیفیت طبیعی منابع آب‌زیرزمینی شده است. خط هم‌غلظت ۲۵ و ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب محدوده‌ی آلودگی بر اساس حد آلودگی کشورهای اروپایی و حد مجاز غلظت نیترات در آب آشامیدنی سازمان بهداشت جهانی (WHO) در محدوده‌ی شهر شاهرود را نشان می‌دهد.

محدوده‌ی گسترش مکانی آلودگی انسان‌زاد در شمال شرقی منطقه منطبق بر محدوده‌ی مرزی شهر و در سایر مرزها در فاصله‌ی ۵۰۰ متری تا ۱۵۰۰ متری منطقه قرار دارد. تمامی چاه‌هایی که داخل مرز خط هم‌غلظت ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر قرار گرفته‌اند فاقد شرایط استاندارد تعیین شده توسط سازمان جهانی بهداشت برای آب آشامیدنی می‌باشند.

۴-۳-۶- شبیه‌سازی مقدار نیترات فروشویی شده در منطقه‌ی کشاورزی

تغییرات غلظت نیترات در محدوده‌ی شهری تقریباً اندک بوده و در فواصل زمانی کوتاه تاثیری بر غلظت نیترات در محدوده‌ی کشاورزی ندارد. به همین دلیل غلظت‌های نیترات در محدوده‌ی شهری



شکل (۴-۲۳) محدوده‌ی خطر آلودگی نیترات در دشت شاهرود بر اساس حد آستانه‌ی آلودگی (خط هم‌غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) و غلظت مجاز در آب‌های آشامیدنی (۴۵ میلی‌گرم بر لیتر)

به صورت غلظت ثابت در هر سلول به مدل انتقال آلاینده وارد شده و مدل از سال ۸۶ تا ۹۱ اجرا گردید. غلظت زمینه در محدوده‌ی کشاورزی برابر با ۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شد. به منظور بررسی مقدار نیترات فروشویی شده از زمین‌های کشاورزی، تغذیه نیترات از طریق آب برگشتی ناشی از زمین‌های کشاورزی لحاظ گردید. میانگین غلظت نیترات سه نمونه (شکل ۴-۲۷) به دلیل این‌که در درون منطقه‌ی کشاورزی قرار گرفته و نسبت به بقیه‌ی نقاط کم‌تر تحت تاثیر هاله‌ی آلودگی شهر قرار دارند، به عنوان معرف آلودگی منطقه‌ی کشاورزی استفاده شد. سپس مقدار نیترات تغذیه شده ناشی از کشاورزی تا جایی که مقدار میانگین غلظت نیترات در زمین‌های کشاورزی به این مقدار میانگین (۶/۹۳ میلی‌گرم بر لیتر) برسد تغییر داده شد.

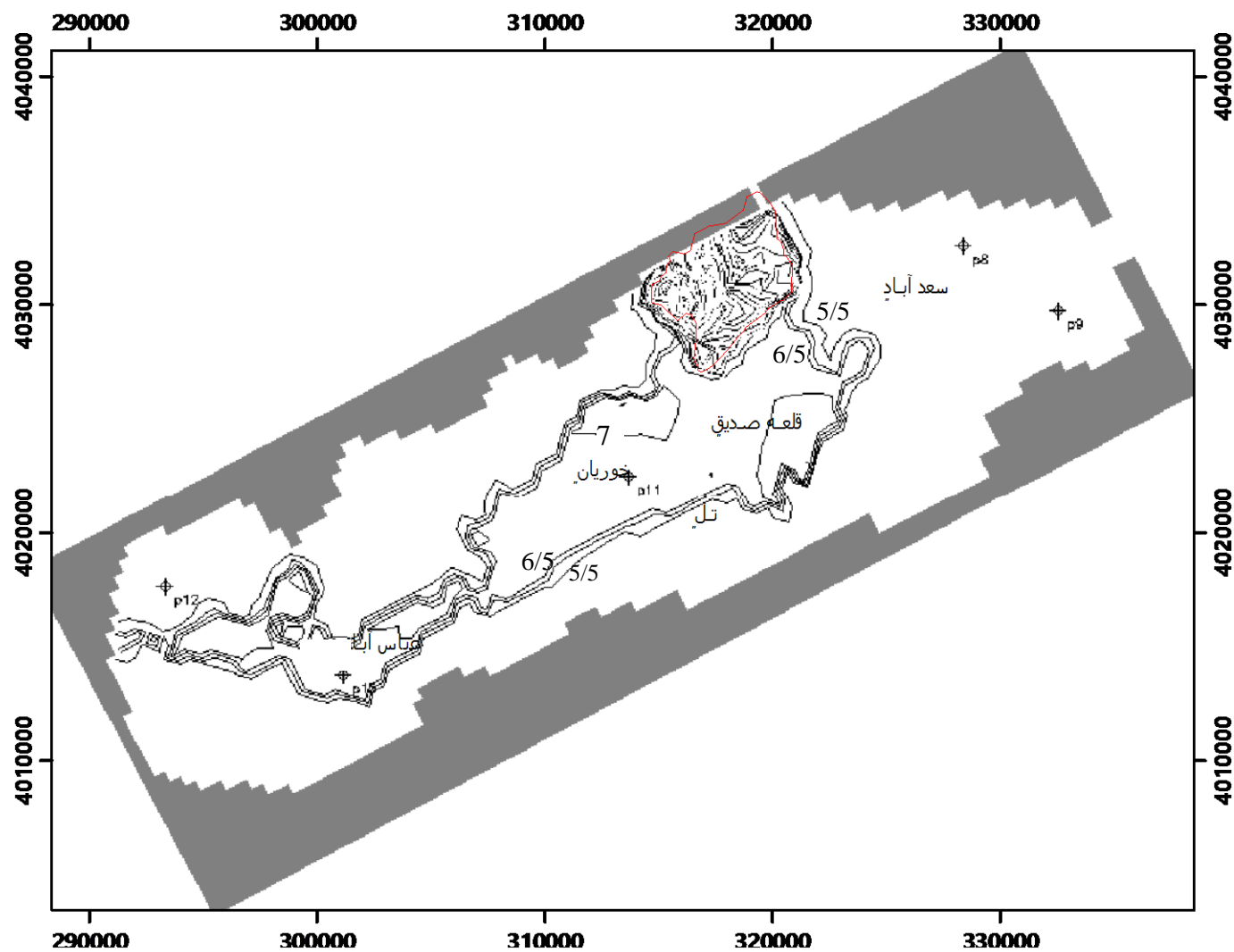
شکل (۴-۳۴) محدوده‌ی گسترش مکانی نیترات در محدوده‌ی شهری و کشاورزی را در شهریور ۹۱ نشان می‌دهد. محدوده‌ی تغییرات غلظت نیترات از ۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر تا ۱۴۰ میلی‌گرم بر لیتر متغیر می‌باشد.

مقدار مجاز استفاده از کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی سالانه در حدود ۲۲۵ کیلوگرم در هر هکتار می‌باشد. استفاده‌ی بیش‌تر از کودهای شیمیایی، که در اغلب مناطق کشور رایج می‌باشد، می‌تواند ضمن فروشویی به آب‌های زیرزمینی، تخریب کیفیت این منابع آبی را به‌دنبال داشته باشد. برای مثال در مناطق مجن و تاش که در نزدیکی منطقه‌ی مورد مطالعه قرار دارند سالانه به ترتیب ۵۰۰ و ۷۵۰ کیلوگرم در هکتار (حدود دو تا سه برابر حد مجاز) کود شیمیایی استفاده می‌شود (Kazemi, 2004)، که می‌تواند سبب آلودگی منابع آب‌زیرزمینی گردد.

غلظت نیترات در تغذیه ناشی از زمین‌های کشاورزی در طی فرایند واسنجی مدل انتقال حدود، ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر محاسبه گردید. با در نظر گرفتن حجم آب برگشتی کشاورزی هر ساله حدود ۱۹۳۸/۶ تن نیترات از منطقه کشاورزی دشت شاهرود فروشویی می‌شود. به عبارت دیگر سالانه ۱۵۲ کیلوگرم نیترات در هر هکتار از منطقه‌ی کشاورزی دشت شاهرود فروشویی می‌شود (جدول ۴-۷).

جدول (۴-۷) محاسبات مقدار نیترات فروشویی شده از زمین‌های کشاورزی دشت شاهرود

۱۲۷۵۵۷۹۸۹	مساحت منطقه‌ی کشاورزی (متر مربع)
۴۸۴۶۳۸۲۵	حجم آب مصرفی کشاورزی (متر مکعب در سال)
۹۶۹۲۷۶۵	حجم آب برگشتی ناشی از مصارف کشاورزی کشاورزی (متر مکعب در سال)
۱۹۳۸۵۵۳	جرم نیترات فروشویی شده از طریق آب برگشتی (کیلوگرم در سال)
۱۵۲	جرم نیترات فروشویی شده از طریق آب برگشتی کشاورزی در هر هکتار (کیلوگرم در سال)



شکل (۴-۳۴) محدوده‌ی گسترش آلودگی نیترات در محدوده‌ی شهری و کشاورزی

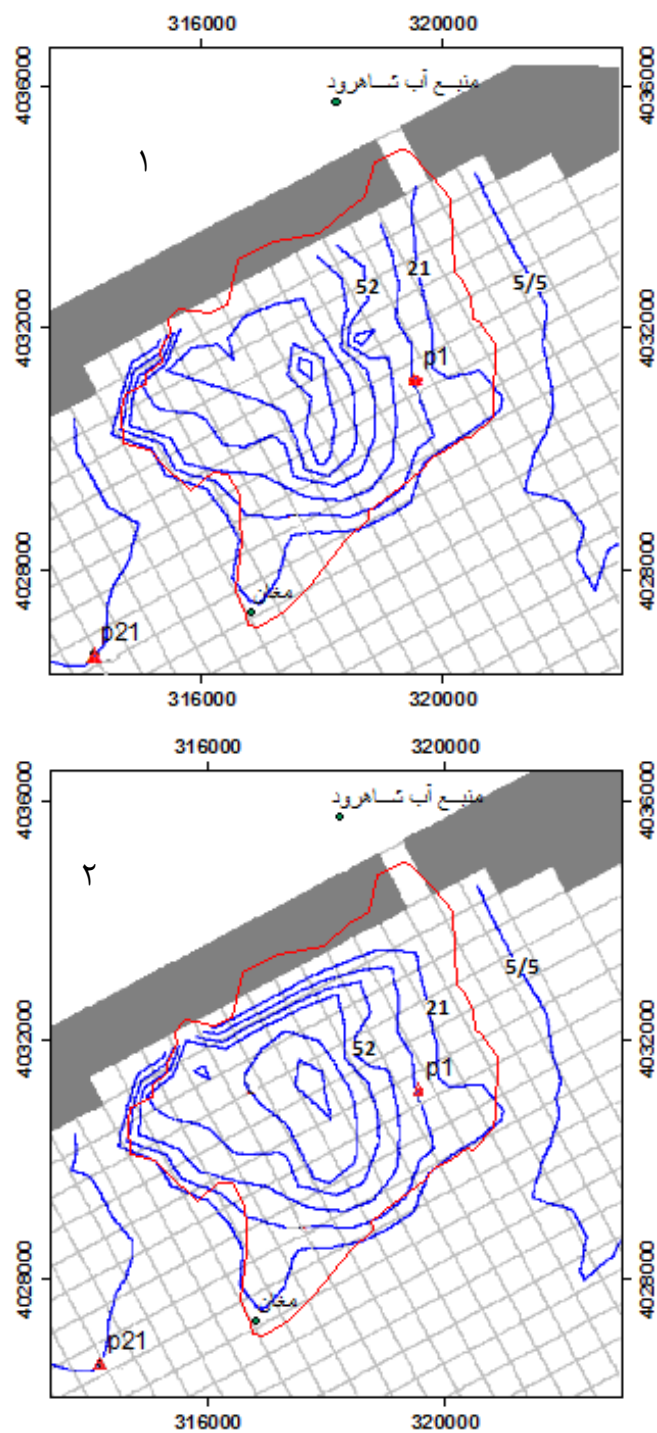
۴-۳-۷- شبیه‌سازی میرایی نیترات پس از حذف منابع آلاینده

آلاینده‌های موجود در آب‌زیرزمینی با گذشت زمان و دورتر شدن از منبع آلودگی تمایل به خارج شدن یا کاهش غلظت دارند. این پدیده اصطلاحاً میرایی گفته می‌شود. مکانیزم‌های درگیر در این کار شامل فیلتراسیون، جذب فرایندهای شیمیایی، تخریب میکروبیولوژیکی و رقیق‌شدگی می‌باشند. نرخ میرایی بستگی به نوع آلاینده و وضعیت هیدرولوژیکی محلی دارد (Todd, 2005).

با هدف بررسی تاثیر اجرای طرح شبکه‌ی جمع‌آوری فاضلاب در سطح شهر شاهرود و بهبود مدیریت استفاده از کودهای نیتراته در مناطق کشاورزی در میرایی آلودگی نیترات در دشت شاهرود، منابع آلاینده‌ی نیترات در مدل قبلی تهیه شده حذف شد. مقادیر غلظت اولیه بر اساس نتایج اجرای مدل در نظر گرفته شده و وارد مدل گردید. تغذیه‌ی مناطق کشاورزی و منطقه‌ی شماره‌ی ۲ شهری فقط از طریق آب برگشتی کشاورزی و بارندگی و در منطقه‌ی شماره‌ی ۱ و ۳ شهری فقط از طریق بارندگی در نظر گرفته شده است. به عبارت دیگر نقش تغذیه ناشی از فاضلاب شهری در مدل لحاظ نشده است. مقدار غلظت تغذیه‌ی نیترات در زمین‌های کشاورزی حدود ۲۲ میلی‌گرم بر لیتر، در منطقه‌ی شماره‌ی ۲ شهری حدود ۸۳ میلی‌گرم بر لیتر و در منطقه‌ی شماره ۱ و ۳ شهری برابر با غلظت زمینه‌ی دشت (۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر) لحاظ گردید. با فرض این که شرایط هیدرولیکی در آبخوان تغییر قابل ملاحظه‌ای نخواهد داشت، مدل از اسفند ماه ۸۶ تا شهریور ۹۱ اجرا شد. سپس پتانسیل خودپالایی آبخوان شاهرود نسبت به زمان مورد بررسی قرار گرفت.

شکل (۴-۳۵) واکنش مدل در محدوده‌ی شهری را در طی یک تا حدود ۵ سال پس از حذف منابع آلاینده نشان می‌دهد. حداکثر غلظت نیترات در طی یک سال پس از اجرای مدل ۱۱۴ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد، در حالی که حداکثر غلظت آن در حدود ۵ سال اجرای مدل به زیر ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش می‌یابد. شیب خطوط هم‌غلظت نیترات در طی اجرای مدل از مرکز به سمت خارج شهر به دلیل کاهش

غلظت نترات در اثر همرفت، پراکندگی مکانیکی و مولکولی کاهش می‌یابد. همچنین در طی اجرای مدل مقدار تغییرات غلظت نترات در کل محدوده‌ی شهری روند کاهشی نشان می‌دهد.



شکل (۴-۳۵) روند میرایی نترات در محدوده‌ی شهر شاهرود (۱) پس از یک سال، (۲) پس از پنج سال

روند میرایی نیترات در کل دشت شاهرود در طی اجرای مدل نشان می‌دهند خطوط هم‌غلظت نیترات در محدوده‌ی کشاورزی تغییر چشم‌گیری را نشان نمی‌دهد. زمین‌های کشاورزی شاهرود نقش زیادی در آلودگی آبخوان به نیترات نداشته‌اند و یا این‌که تاثیر آلودگی نیترات ناشی از منطقه‌ی کشاورزی در درازمدت صورت می‌گیرد و در زمان‌های کوتاه مدت تغییر چشم‌گیری نمی‌کند. این موضوع احتمالاً به دلیل کم‌تر بودن حجم آب برگشتی کشاورزی در مقابل حجم آب زون اشباع آبخوان می‌باشد.

۵- فصل پنجم: نتیجه گیری و پیشنهادها

۵-۱- مقدمه

در این تحقیق انتقال آلاینده‌ی نیترات در آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود از طریق مدل‌سازی مورد بررسی قرار گرفته است. ابتدا مدل جریان با کد MODFLOW تهیه شده و سپس انتقال نیترات از طریق کد MT3DMS مورد بررسی قرار گرفته است. در طی ساخت مدل مقادیر ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان و متغیرهای کنترل‌کننده انتقال نیترات در آبخوان مورد واسنجی قرار گرفت. پس از ساخت مدل جریان و تهیه‌ی مدل آلودگی نیترات در محدوده‌ی آبخوان، شکل و نحوه‌ی گسترش آلودگی در آبخوان شاهرود، ناحیه‌ی خطر آلودگی در محدوده‌ی شهری و پتانسیل خود پالایی نیترات در دشت شاهرود مورد بررسی قرار گرفت. مهم‌ترین نتایج حاصل از این تحقیق شامل موارد زیر می‌باشد:

۱- بر اساس نتایج حاصل از واسنجی مدل جریان، هدایت هیدرولیکی در دشت شاهرود تغییراتی از ۱ متر بر روز تا ۱۴ متر بر روز نشان می‌دهد. همچنین تغییرات آبدهی ویژه بین ۰/۰۰۷ تا ۰/۲ در طی مراحل واسنجی تخمین زده شده است.

۲- یکی از مهم‌ترین اطلاعات خروجی از مدل، بیلان آب زیرزمینی آبخوان می‌باشد. بر اساس نتایج بیلان مقدار آب تغذیه شده به آبخوان شاهرود در مرحله‌ی پایدار تقریباً برابر با ۴۴۸۳۴ مترمکعب بر روز، مقدار آب ورودی از سازندهای مجاور حدود ۶۸۵۲۱ متر مکعب بر روز و مقدار برداشت روزانه آب زیرزمینی از آبخوان در حالت پایدار حدود ۱۱۳۳۵۵ مترمکعب می‌باشد.

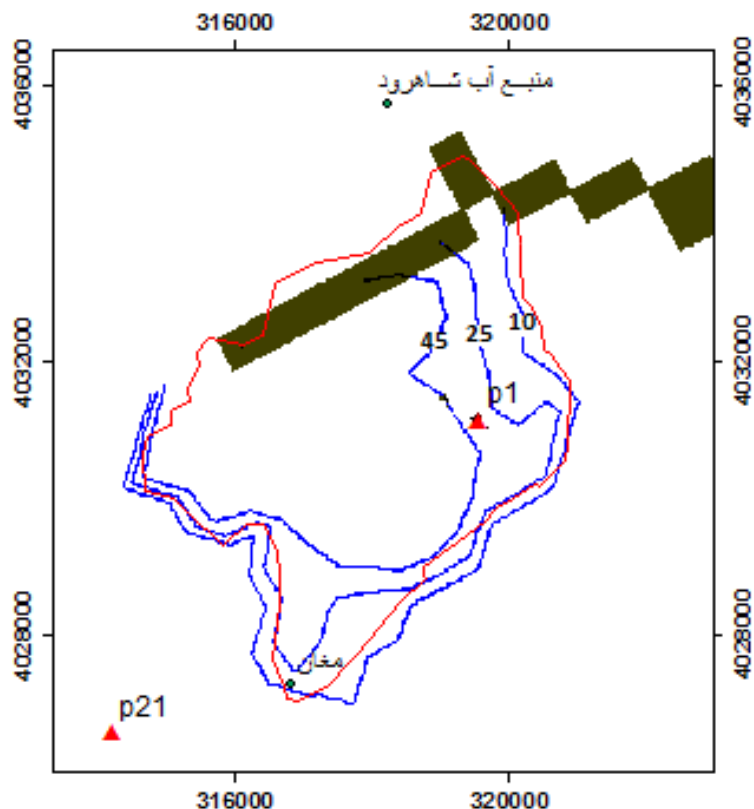
۳- غلظت نیترات در منطقه‌ی شهری از ۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر تا ۱۴۰ میلی‌گرم بر لیتر متغیر می‌باشد. تاثیر جهت جریان آب زیرزمینی در انتقال آلاینده‌ی نیترات و تمرکز جمعیتی بالاتر در قسمت غربی منطقه شهری باعث افزایش غلظت نیترات در این منطقه شده است. وجود منطقه با هدایت هیدرولیکی کم (حدود ۱ متر بر روز) در سمت غرب شهر و تمرکز بالای چاه‌ها در قسمت‌های جنوبی شهر و گسترش مخروط افت ناشی از آنها مانع از گسترش بیش‌تر آلودگی نیترات در این جهت‌ها شده است.

۴- جهت جریان آب‌زیرزمینی و هدایت هیدرولیکی منطقه بیش‌ترین تاثیر را در انتقال آلاینده‌ی نیترات دارند. افزایش نیترات در جهت جریان آب‌زیرزمینی نشان‌دهنده‌ی تاثیر غالب پدیده‌ی همرفت و پراکندگی مکانیکی در انتقال آلاینده‌ی نیترات می‌باشد. همچنین گسترش خطوط هم‌غلظت نیترات در خلاف جهت جریان آب‌زیرزمینی به سمت حاشیه‌ی شرقی شهر شاهرود تاثیر فرایند پراکندگی مولکولی (انتشار) را نشان می‌دهد.

۵- مقادیر بسیار بالای غلظت نیترات در طی فرایند واسنجی در نیمه‌عمرهای کم‌تر از ده سال نشان می‌دهد که نیازی به اعمال نیمه عمر (شبیه‌سازی فرایند نیتروژن‌دهی) در مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات در دشت شاهرود نمی‌باشد. نزدیکی به منطقه‌ی تغذیه و ورود آب‌های حاوی اکسیژن بالا به محدوده‌ی شهری مانع از انجام فرایند نیتروژن‌دهی در محدوده‌ی شهری می‌گردد. در نتیجه فرایندهای همرفت، انتشار، پراکندگی مکانیکی و مولکولی تنها فرایندهایی هستند که باعث دور شدن و رقیق شدگی غلظت نیترات در منطقه‌ی شهری می‌شوند.

۶- بر اساس نتایج حاصل از واسنجی مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات تغییرات غلظت نیترات در مناطق مختلف شهر از ۷۰ تا ۴۵۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.

۷- در این تحقیق محدوده‌ی خطر آلودگی نیترات در محدوده‌ی شهری شاهرود رسم شد (شکل (۵-۱)).
 منحنی غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر محدوده‌ی آلودگی انسان‌زاد بر اساس نظر هانسلو (Hanslow, 1995) و خط هم‌غلظت ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر و ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب محدوده‌ی آلودگی بر اساس حد آلودگی کشورهای اروپایی و حد مجاز غلظت نیترات در آب آشامیدنی سازمان جهانی بهداشت (WHO) در محدوده‌ی شهر شاهرود را نشان می‌دهد. محدوده‌ی گسترش مکانی آلودگی انسان‌زاد در شمال شرقی منطقه منطبق بر محدوده‌ی مرزی شهر و در سایر مرزها در فاصله‌ی ۵۰۰ متری تا ۱۵۰۰ متری منطقه قرار دارد.



شکل (۵-۱) محدوده‌ی خطر آلودگی نترات در دشت شاهرود بر اساس حد آستانه‌ی آلودگی (خط هم‌غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) و غلظت مجاز در آب‌های آشامیدنی (۴۵ میلی‌گرم بر لیتر)

۸- غلظت نترات در آب برگشتی زمین‌های کشاورزی در طی فرایند واسنجی مدل انتقال آلاینده‌ی نترات حدود ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر محاسبه گردید. با توجه به حجم آب برگشتی کشاورزی هر ساله حدود ۱۹۳۸/۶ تن نترات (۱۵۲ کیلوگرم نترات در هر هکتار) از منطقه کشاورزی دشت شاهرود فروشوی می‌شود.

۹- بررسی روند میرایی نترات در آبخوان شاهرود پس از حذف منابع آلاینده و با فرض ثابت بودن شرایط محیطی نشان می‌دهد که حداکثر غلظت نترات در طی یک سال پس از اجرای مدل ۱۱۴ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد، در حالی که حداکثر غلظت آن در حدود ۵ سال اجرای مدل به زیر ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش می‌یابد. در طی اجرای مدل خطوط هم‌غلظت نترات به سمت مرکز شهر حرکت می‌کنند. این موضوع نشان دهنده‌ی کاهش غلظت نترات در کل محدوده‌ی شهری می‌باشد.

۱۰- نتایج بررسی روند میرایی نیترات در محدوده‌ی کشاورزی بیانگر این است که خطوط هم‌غلظت نیترات در محدوده‌ی کشاورزی تغییر چشم‌گیری را در طی اجرای مدل نشان نمی‌دهد. مدت زمان کم اجرای مدل برای بررسی میرایی و کم‌تر بودن حجم آب برگشتی کشاورزی در مقابل حجم آب زون اشباع آبخوان دلیل احتمالی این موضوع می‌باشد.

۵-۲- پیشنهادها

۱- با وجود این‌که نتایج حاصل از واسنجی مدل انتقال آلاینده‌ی نیترات عدم وجود فرایند نیتروژن‌دهی در آبخوان شاهرود را نشان می‌دهد، اثبات این فرضیه نیازمند اندازه‌گیری اکسیژن محلول و مواد آلی در آبخوان می‌باشد. لذا اندازه‌گیری منظم زمانی آنها و در نقاط ثابت و پراکنده در دشت شاهرود ضروری به‌نظر می‌رسد.

۲- بررسی تغییرات مکانی نیترات در دشت شاهرود و توجیه تغییرات در آن می‌تواند به ساخت مدل مفهومی دقیق‌تر در دشت کمک کند. افزایش دقت مدل مفهومی باعث افزایش دقت مدل ساخته شده بر مبنای آن می‌گردد.

۳- تاکنون اندازه‌گیری منظم زمانی کیفی و در نقاط مشاهده‌ای ثابت و با پراکندگی مناسب در دشت شاهرود انجام نشده است. بدیهی است یک مدل انتقال آلاینده نیترات با دقت بالاتر نیازمند اطلاعات دقیق‌تر و بهتر از دشت می‌باشد. در نتیجه، اندازه‌گیری زمانی نیترات در چاه‌هایی با پراکندگی مناسب در کل دشت پیشنهاد می‌گردد.

۴- با توجه به این‌که فاضلاب شهری مهم‌ترین منبع آلاینده‌ی نیترات در دشت شاهرود می‌باشد، اجرای طرح شبکه‌ی جمع‌آوری فاضلاب در محدوده‌ی شهر شاهرود باعث کاهش غلظت آلودگی نیترات در دشت شاهرود می‌گردد.

منابع

منابع فارسی

احتشامی م.، و شریفی ع.، (۱۳۸۵)، "ارزیابی مدل کیفی آبخوان شهر ری". مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست. دوره هشتم، شماره ۴، ص ۹-۱۷.

اداره آب منطقه‌ای شهرستان شاهرود، (۱۳۹۱)، آرشيو آمار آب منطقه‌ای شهرستان شاهرود.

جمشیدی خ.، افشاریان‌زاده ع.، صهبانی م.، ده‌حقی ف.، (۱۳۶۹)، "نقشه زمین شناسی ۱:۲۵۰۰۰۰ گرگان". سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی.

چیت‌سازان، م.، و کشکویی، ح. ع.، (۱۳۸۵)، "مدل‌سازی آبهای زیرزمینی و حل مسائل هیدروژئولوژی. دانشگاه شهید چمران اهواز". فصل ۸، ص ۳۰۰-۳۵۰.

حاجی‌حسینی آ.، قاسمی آ.، (۱۳۸۲)، "نقشه زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ بسطام". سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی.

خزاعی، ا.، (۱۳۸۵)، "اثرات کمی انتقال آب شیرین چاه نیمه بر آبخوان آبرفتی زاهدان". شرکت سهامی آب منطقه‌ای سیستان و بلوچستان، معاونت پژوهشی دانشگاه سیستان و بلوچستان.

رخشنده‌روغ، محمدی د.، مردانی م.، حبیبی م.، (۱۳۸۹)، "بررسی کیفیت آب و غلظت آلاینده‌ها در زهکش‌های جنوب و جنوب شرقی دشت شیراز". پنجمین کنگره ملی مهندسی عمران ایران، مشهد.

رزاق‌منش م.، سالمی ت.، و سراج، م.، (۱۳۸۵)، "بررسی کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی دشت تبریز". همایش ملی مدیریت شبکه‌های آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز.

زارع م. ر.، (۱۳۹۱)، پایان‌نامه کارشناسی ارشد: "بررسی آلودگی فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی و خاک دشت شاهرود". دانشگاه صنعتی شاهرود.

سازمان هواشناسی شهرستان شاهرود، (۱۳۹۱)، آرشيو گزارشات آماری سالانه ایستگاه‌های هواشناسی.

سعیدی‌فرغ، (۱۳۸۳)، پایان‌نامه ارشد: "مدل‌سازی هیدرولیکی آب‌زیرزمینی در دشت یاسوج و بررسی پخش و انتقال آلودگی در آن به کمک نرم‌افزار PMWIN". دانشگاه شیراز.

عزیزی پور ز، سامانی ن، و شاکری ع، (۱۳۹۰)، "مدل سازی ریاضی آلودگی نیترات و نیتريت در آبخوان شهرک صنعتی شیراز". سی‌امین گردهمایی علوم زمین، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات کشور.

قاهری ع، غیائی ع، ر، سعیدی م، و مازندرانی زاده ح، (۱۳۸۵)، "مقایسه عملکرد مدل هیدرولیکی PMWIN و شبیه سازی کریجینگ در پیش بینی مقادیر افت سطح آبخوان - مطالعه موردی: آبخوان دشت تهران - شهریار". دومین کنفرانس مدیریت منابع آب.

قفقازی بک س، م، (۱۳۹۱)، پایان نامه ارشد: "شبیه سازی و پیش بینی سطح ایستابی آبخوان دشت میمه با استفاده از GMS". دانشگاه صنعتی شاهرود.

کی همایون ز، ناصری ح، ر، و نخعی م، (۱۳۹۰)، "متغیرهای کنترل کننده انتقال نیترات در آبخوان لنجان". سی‌امین گردهمایی علوم زمین، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات کشور.

گودرزی م، سامانی ن، و شاکری، ع، (۱۳۹۱)، "شبیه سازی انتقال عناصر سنگین در شهرک صنعتی بزرگ شیراز". مجله زمین‌شناسی کاربردی پیشرفته. شماره ۴، جلد ۱.

لاله زاری ر، (۱۳۸۷)، پایان نامه ارشد: "بررسی تأثیر تغذیه آبخوان شهرکرد با فاضلاب بر انتشار نیترات با استفاده از مدل MT3D". دانشگاه شهرکرد.

محمدی، ا، (۱۳۸۶)، پایان نامه ارشد: "مدیریت آبخوان شیروان با استفاده از مدل ریاضی PMWIN". دانشگاه صنعتی شاهرود.

محمدی د، (۱۳۸۶)، پایان نامه کارشناسی ارشد: "پیش بینی کیفیت آب در زهکش جنوب و جنوب غرب شیراز با استفاده از نرم افزار PMWIN". دانشگاه شیراز.

محمدی ض، و سامانی، ن، (۱۳۷۹)، "بررسی گسترش آلاینده‌ی محلول در آبخوان آبرفتی به کمک مدل‌های ریاضی". سومین همایش بهداشت محیط، ص ۸۱-۸۵.

"مطالعات ژئوالکتریک دشت شاهرود"، (۱۳۹۰)، شرکت سهامی آب منطقه‌ای سمنان.

ملکی ر، (۱۳۹۰)، پایان نامه کارشناسی ارشد: "تهیه‌ی مدل ریاضی دشت شاهرود برای بررسی اثر اجرای طرح فاضلاب بر سطح آب زیرزمینی". دانشگاه صنعتی شاهرود.

ناصری ح. ر. و ندافیان، ح.، (۱۳۸۷)، "مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ی نیترات آب‌های زیرزمینی در محدوده‌ی چاه‌های آب شرب همدان". فصل‌نامه زمین‌شناسی ایران، سال دوم، شماره‌ی ۶، ص ۸۷-۹۸.

وزیری ح.، (۱۳۸۰)، "نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود". سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی.

منابع لاتین

Almasri, M. N. and Kaluarachchi, J. J., (2007), "**Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds**". Journal of Hydrology. 343, pp 211-229.

Anderson, M. p., and Woessner, W. w., (1992), "**Applied groundwater modeling simulation of flow and advective transport**". San diego, CA: Academic press.

Bear, J., and Cheng, A. H.-D., (2010), "**Contaminant, Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport**". volume 23.

Burton, M., (2007), PhD. thesis "**Application of a nitrate fate and transport model to the ABBOTSFORD-SUMAS aquifer**". Whacom, Western Washington University.

Fetter, C. W., (1999), "**Contaminant hydrogeology**". New Jersey, upper Saddle River.

Hounslow, A. W., (1995), "**Water Quality Data: Analysis and Interpretation**". Taylor and Francis.

Mol'énat, J. and Gascuel-Oudou, C., (2002), "**Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality**". Hydrological Processes, pp 479-492.

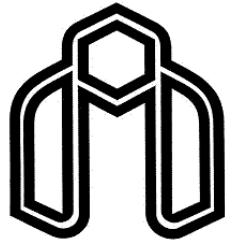
Kazemi, G. A., (2011), "**Impacts of urbanization on the groundwater resources in Shahrood, Northeastern Iran: Comparison with other Iranian and Asian cities**". Physics and Chemistry of the Earth, PP 150-159.

Kazemi, G. A., (2004), "**Temporal changes in the physical properties and chemical composition of the municipal water supply of Shahrood, northeastern Iran**". Hydrogeology Journal, 12, pp 723-734.

- Todd, D. k., and Larry, W. M., (2005), “**Groundwater Hydrology**”. John Wiley and sons, inc. New york U.S.A.
- Walter, D. A., (2008), “**Use of Numerical Models to Simulate Transport of Sewage-Derived Nitrate in a Coastal Aquifer, Central and Western Cape Cod, Massachusetts**” .Virginia: U.S. Geological Survey.
- World Health Organization, (2011), “**Nitrate and Nitrite in Drinking-water**”. WHO Guidelines for Drinking-water Quality.
- Zhang, H. W , Lai Xu, and Hiscock, K. M., (2013), “**Application of MT3DMS and Geographic Information System to Evaluation of Groundwater Contamination in the Sherwood Sandstone Aquifer, UK**”. Water Air Soil Pollut, 224, pp 1-19.
- Zheng, C.,(2009), “**Recent Developments and Future Directions for MT3DMS and Related Transport Codes**”. GROUND WATER, 47, pp 620-625.
- Zheng, C., and Wang, P., (1999), “**MT3DMS:A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model**”. Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP).

Abstract

Shahrood plain with an area of about 540 Km² is located in Semnan province. In this research with the aim of to investigate the transport of nitrate, groundwater flow was firstly modeled by MDFLOW and then transport of nitrate was simulated using MT3DMS code. Groundwater flow model in steady state was calibrated based on the average data for a period of 4 months from December 2007 to March 2008. Unsteady flow model was performed and calibrated for a period of 25 months from March 2008 to 2010. Values of hydraulic conductivity and Specific yield was determined during the steady and unsteady calibration processes. Flow model was verified for a period of 12 months in 2012. Transport model of nitrate was developed from April 2010 to March 2011 considering initial and boundary conditions and transport mechanisms for nitrate (advection, dispersion, diffusion and chemical reactions). The model was calibrated based on data in urban area from July 2003 to October 2005. Nitrate concentrations of groundwater vary from 5.5 to 140 mg/L in this area. Results showed that the nitrate concentration in urban area ranged from 5.5 mg/L to 140 mg/L. Regions with low hydraulic conductivity (1 m/d) at west and water table depression in the south of urban area large number of production wells prevented nitrate contaminant to spread in these areas. Also, the transport of nitrate is highly affected by groundwater flow and hydraulic conductivity of the aquifer. In addition, the results of nitrate transport model showed that nitrate concentration in recharge from urban area ranged from 70 mg/L to 450 mg/L and nitrate concentration in agriculture return flows is about 200mg/l. In the other word, the average flux of nitrate from agricultural areas was estimated to be at 152 Kg-N ha⁻¹ year⁻¹. Risk zone of nitrate pollution in urban area and nitrate attenuation after deletion of contaminant sources was also investigated in Shahrood aquifer. Attenuation trends in urban area showed that maximum nitrate concentration is decreased to 114mg/L after one year and to less than 100mg/L after five years. Iso-concentration maps do not show important changes in agricultural areas during attenuation period. This is probably related to the short time in model run and low volumes of return flow comparing the saturated zone of aquifer.



Shahrood University of Technology

Faculty of Earth Sciences

Modeling transport of nitrate in Shahrood aquifer

Mohadesseh Valizadeh

Supervisor:

Dr. Hadi Jafari

October 2013