

ارایه مدل اجزاء محدود به منظور بررسی کمی و کیفی آبخوان شهر ری

مجید احتشامی^{*۱} و علی شریفی

استادیار دانشگاه صنعتی خواجه نصیرالدین طوسی؛ eht_mj@yahoo.com

کارشناس ارشد عمران محیط زیست پژوهشگاه صنعت نفت؛ ali_sharifi20@yahoo.com

چکیده

مسئله آب شرب ری با جمعیتی بالغ بر ۱ میلیون نفر، از حادثترین و اساسیترین مشکلات این شهر می باشد. چاههای آب شرب شهر ری ۴۰ تا ۵۰ درصد آب شرب شهروندان ری را تأمین می کند. علاوه بر مسئله آلودگی آب زیرزمینی شهر ری، افزایش جمعیت و افزایش سرانه مصرف آب شرب باعث افزایش تقاضای آب و در نتیجه افت سطح آب زیرزمینی در منطقه شده است. اجرای طرح شبکه جمع آوری و انتقال فاضلاب شهری هم باعث تشدید افت سطح آب زیرزمینی شهر ری شده است. در این مقاله از میان آلودگیهای مختلف آب زیرزمینی، نیترات به دلیل قابلیت انحلال زیاد در آب، جذب کم و نیز پایداری ترکیب آن در آب، به عنوان بهترین شاخص برای نشان دادن آلودگی آب زیرزمینی مورد بررسی قرار گرفته است. مدل کمی آبخوان شهر ری با استفاده از کد نرم افزاری PMWIN تهیه شد. سپس اطلاعات نیترات چاههای آب شرب شهر ری از سال ۱۳۷۵ تا سال ۱۳۸۳ جمع آوری و پردازش شدند تا به فرمت ورودی کد نرم افزاری MT3D در آیند. مقادیر ضرایب پخشودگی طولی و عرضی، طول پخش، ضریب جذب واسنجی شدند و در نهایت مدل کیفی آبخوان شهر ری تهیه شد. برای تهیه مدل ریاضی آب زیرزمینی ابتدا اطلاعات ورودی به کد نرم افزاری PMWIN جمع آوری و پردازش شدند. مدل تهیه شده در دو رژیم با جریان دایم و جریان غیر دایم مورد واسنجی قرار گرفت. تحلیل خطای باقیماندهها، توزیع مکانی خطاها، درصد اختلاف ورودی و خروجی مدل، تحلیل حساسیت، واسنجی شرایط مرزی، مقایسه سطح آب محاسبه شده و مشاهده شده و در نهایت صحت سنجی مدل در هر دو رژیم دایم و غیر دایم مورد بررسی قرار گرفتند. با گذر از تمامی این مراحل مدل آب زیرزمینی شهر ری تهیه شد. سطح آب زیرزمینی مناطق شرقی شهر ری بین ۱/۵ تا ۵ متر و مناطق مرکزی شهر ۵ تا ۱۱ متر افت در هشت سال آینده خواهند داشت. به علت فقدان تغذیه آبخوان به خاطر احداث شبکه جمع آوری فاضلاب و همچنین تراکم شدید چاهها در این منطقه و همچنین افزایش سرانه مصرف آب و افزایش جمعیت شهر، سطح آب غرب ری در بعضی مناطق بیش از ۲۲ متر افت خواهد نمود. نتایج مدل نشان دهنده آن است که به علت فقدان شبکه جمع آوری فاضلاب در مرکز شهر میزان نیترات همچنان زیاد خواهد بود. در مناطق غرب و جنوب غربی شهر ری به علت تأثیر شبکه فاضلاب، مقدار نیترات آبخوان به کمتر از ۳۰ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا خواهد کرد و به تدریج دامنه کاهش نیترات آبخوان از سمت غرب و جنوب غربی به سمت مناطق مرکزی شهر گسترش خواهد یافت.

واژه های کلیدی: مدل سازی، شهر ری، نیترات، آلودگی، آب زیرزمینی، ۵/۳- PMWIN - MT3D

مقدمه

شهر ری با جمعیتی حدود ۱ میلیون نفر یکی از شهرهای مهم کشور می باشد که از عدم وجود سیستمهای دفع بهداشتی فاضلاب رنج می برد. چاه های آب شرب

شهر ری با جمعیتی حدود ۱ میلیون نفر یکی از شهرهای مهم کشور می باشد که از عدم وجود سیستمهای دفع بهداشتی فاضلاب رنج می برد. چاه های آب شرب

۱- نویسنده مسئول، آدرس: تهران، دانشگاه خواجه نصیرالدین طوسی، دانشکده عمران، کد پستی ۲۹۶۹۷

* دریافت: ۸۴/۱۲/۱۴ و پذیرش: ۸۷/۵/۳

ریاضی که برای شبیه سازی جریان آب زیر زمینی به کار می رود مجموعه ای از مقادیر عددی پارامترهای مختلف در معادله بیلان می باشد (خلقی، ۱۳۸۲).

معادلات پایه سیستم آبهای زیرزمینی

Barlebo و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند، برای اینکه بتوان معادلات پایه را در یک سیستم آبخوان تشکیل داد، ابتدا یک جزء حجم معرف سفره (REV.Representative Elementary Volume) با ابعاد Δx و Δy (افقی) و Δz (عمودی) در نظر گرفته و سپس معادلات پیوستگی (Continuity Equation) را در روی آن نوشته و با معادلات حرکت (Momentum Equation) تلفیق می کنیم. از تلفیق معادلات فوق با در نظر گرفتن اصل بقا ماده، تغییرات ذخیره برابر است با ورودی منهای خروجی که بر این اساس معادله اساسی جریان در آب زیرزمینی به دست می آید. Barlebo و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند، که در حالت پایدار (Steady State) با در نظر گرفتن تغییرات ذخیره در زمان برابر صفر، به صورت زیر نوشته می شود (Anderman و همکاران، ۲۰۰۳):

(۱)

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(T_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) = 0$$

h پتانسیل هیدرولیکی سفره x, y, z (L) جهات سه گانه (L) $T = T_{ij}$ تانسور ضریب قابلیت انتقال سفره ($L^2 T^{-1}$) معادله فوق در یک محیط همگن و همسو با در نظر گرفتن $T_{xx} = T_{yy} = T_{zz}$ به صورت زیر درمی آید:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad (۲)$$

بدیهی است برای اینکه بتوان معادله فوق را حل کرد، بایستی شرایط در روی مرزهای سیستم مورد بررسی قرار گیرد.

حل معادله آبهای زیرزمینی در حالت ناپایدار (Transient) معادله اصلی جریان آب زیرزمینی در حالت ناپایدار به صورت زیر می باشد:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{S_y}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \pm \frac{R}{T} \quad (۳)$$

که در آن:

S_y : ضریب ذخیره (بدون بعد) T : ضریب قابلیت انتقال سفره (L^2/T)

R : تغذیه و یا تخلیه سفره (L/T) t : زمان (T) اگر تقریب تغییرات سطح آب نسبت به زمان را با شمای تفاضل پیشرو به صورت زیر در نظر بگیریم:

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{h_{i,j}^{k+1} - h_{i,j}^k}{\Delta t} \quad (۴)$$

دارند و از آنجایی که قسمت اعظم شهر ری فاقد سیستم جمع آوری و انتقال فاضلاب می باشد، لذا این چاه ها، همواره در معرض خطر آلودگی و آلوده شدن قرار دارند و آلودگی آبهای زیر زمینی می تواند اثرات جبران ناپذیری بر سلامت و آرامش این شهر داشته باشد، اعتباری (۱۳۸۳). علاوه بر مسأله آلودگی آب زیرزمینی شهر ری، افزایش جمعیت و افزایش سرانه مصرف آب شرب باعث افزایش تقاضای آب و در نتیجه افت سطح آب زیرزمینی در منطقه شده است.

اجرای طرح شبکه جمع آوری و انتقال فاضلاب شهری هم باعث تشدید افت سطح آب زیر زمینی شهر ری شده است.

موقعیت شهری

شهر ری در جنوب استان تهران با جمعیتی حدود ۱ میلیون نفر می باشد. بلندترین نقطه این شهرستان از سطح دریا منطقه دشت مرکز شهرستان می باشد با ارتفاع بالغ بر ۱۰۳۰ متر از سطح دریا و چون این شهرستان در دامنه جنوبی ارتفاعات البرز قرار دارد و شیب طبیعی آن به سمت جنوب می باشد بنابراین هرچه به سمت جنوب حرکت کنیم ارتفاع از سطح دریا کاسته می شود و این تغییرات به ترتیب در منطقه امین آباد در شمال غربی شهرستان ۱۰۰۰ متر و در کهریزک ۹۸۰ متر و در فشافویه تا ۹۵۰ متر است. همچنین دو رشته کوه یکی در جنوب شهرستان به نام آزاد و دیگری در شرق شهرستان به نام کوههای بی بی شهربانو تنها نقاط مرتفع شهرستان می باشند. وسعت شهرستان ری برپایه آخرین آمار سرشماری سال ۱۳۷۵ بالغ بر ۲۶۶۸ کیلومتر مربع می باشد (اعتباری، ۱۳۷۷).

شکل ۱، نقشه شهری را بر اساس دهستانهایش را نشان می دهد.

مدل سازی آبهای زیرزمینی

مدل ریاضی در واقع فرم ریاضی معادله بیلان را در یک منطقه حل می کند و به طور کلی مدل ریاضی به فرض پیوستگی محیط (Continuum Approach) ساخته می شود. با این نگرش، معادلات بیلان برای یک محدوده از دشت نوشته شده و سپس به محدوده های مجاور تعمیم داده می شوند. تحت این شرایط معادله بیلان بفرم یک معادله دیفرانسیل جزئی در می آید. هر جمله در این معادله معرف مقدار خاص یک پارامتر در واحد سطح، یا واحد حجم یا زمان می باشد که مجموعاً تعداد وسیعی از مقادیر را شامل می شود که از آن میان، از طریق حل ریاضی نقاط مجهول برای زمانهای بعد به دست می آید. Anderman و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند. به طور خلاصه یک مدل

D_L : ضریب پخش طولی^۱ D_T : ضریب پخش عرضی^۲
 الف - انتقال^۳: مواد آلاینده در آب های زیر زمینی بر اساس قانون دارسی منتقل می شود. طبق این قانون میزان جریان عبوری از نقطه ۱ به نقطه ۲ متناسب است با تلفات هد و با طول مسیر جریان نسبت عکس دارد.

$$V = \frac{Q}{n.A} = -\frac{K}{n} \cdot \frac{h_2 - h_1}{L} \quad (10)$$

ب: پخش^۴: پخش در نتیجه دو فرآیند صورت می پذیرد:

پخش مولکولی^۵

این فرآیند در نتیجه جنبش و حرکت اجزاء یونی و یا مولکولی مواد آلاینده در جهت گردایان غلظت صورت می پذیرد. تحت شرایطی اجزاء کیفی از مناطق با غلظتهای بیشتر به سمت مناطقی با غلظتهای کمتر حرکت می نماید و هر چه این اختلاف بیشتر باشد نرخ پخشها بیشتر خواهد شد. Hormberger و همکاران (۲۰۰۲) گزارش کردند، پخش مولکولی با استفاده از قانون فیک^۶ به صورت زیر تعریف می شود:

$$F = -D_f \frac{\partial C}{\partial x} \quad (11)$$

در این معادله پارامترها به صورت زیر تعریف می شوند:

F : شار جرمی در واحد سطح در واحد زمان

D_f : ضریب پخش

C : غلظت آلاینده

گرادیان غلظت: $\frac{\partial C}{\partial x}$

قانون فیک برای مواد شیمیایی که به راحتی در آب حل می شوند در نظر گرفته شده است. زمانی که از این قانون برای منافذ خاک استفاده می شود به علت اینکه یون ها مسیر طولانی تری را بین ذرات خاک طی می نمایند و توسط ذرات خاک جذب می شوند، بایستی ضریب کوچکتر در نظر گرفته شود.

با استفاده از معادله فوق ضریب پخش ظاهری^۷ به صورت زیر محاسبه می گردد.

$$D^* = W.D_f \quad (12)$$

که در آن W ضریب تجربی است و کمتر از ۱ می باشد. Johnston و Perkins (۱۹۷۸) مقدار ۰/۷۰۷ را برای W در خاکهای رسی-ماسه ای پیشنهاد کردند. Bear (۱۹۷۹) هم مقدار ۰/۶۷ را برای W پیشنهاد نموده است.

Mehl و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند، پس از دیفرانسیل (Transient) پایه زمانی، باشد، معادله آبهای زیرزمینی در حالت ناپایدار K که در آن کردن به صورت رابطه زیر حاصل خواهد شد.

$$\frac{h_{i,j}^{k+1} - 2h_{i,j}^{k+1} + h_{i,j}^{k+1}}{(\Delta t)^2} + \frac{h_{i,j}^{k+1} - 2h_{i,j}^{k+1} + h_{i,j+1}^{k+1}}{(\Delta y)^2} = \frac{s}{T} \frac{h_{i,j}^{k+1} - h_{i,j}^k}{\Delta t} - \frac{R}{T\Delta x\Delta y}$$

پور طبری (۱۳۸۳) و جوکار (۱۳۸۱) گزارش کردند، انتقال آلودگی در آبهای زیر زمینی در نتیجه ۳ عامل زیر می باشد:

الف) انتقال، که توسط جریان آب زیر زمینی صورت می گیرد.

ب) پخش، که توسط پخش مولکولی و اختلاط مکانیکی می باشد.

ج) فرآیند تأخیر، که توسط عمل جذب صورت می گیرد.

معادله ریاضی فرآیند انتقال آلودگی به فرم کلی زیر می باشد:

$$\frac{\delta}{\delta x_i} \left[D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (CV_i) - \frac{C'W'}{n} = R \frac{\partial C}{\partial t}$$

$$V_i = -\frac{K_{ij}}{n} \frac{\partial h}{\partial x_j} \quad (7)$$

$$R = \left[1 + \frac{p_b k_b}{n} \right] \quad (8)$$

در معادله فوق متغیرها به صورت زیر تعریف می شوند:

C : غلظت آلاینده

D_{ij} : ضریب پخش

n : تخلخل مؤثر

ورودی و خروجی

R : ضریب تأخیر

خروجی

k_d : ضریب جذب

P_d : چگالی ذرات خاک

V_i : سرعت نشت آب یا سرعت متوسط آب در محیط

متخلخل در جهت x_i

برای حالتی که خاک همگن و همسو باشد

جریان غیر ماندگار و دارای سرعت نشت V باشد، Barth و

همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند، معادله انتقال (۶) به

صورت زیر درخواهد آمد:

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} = R \frac{\partial C}{\partial t} \quad (9)$$

در این معادله:

1 - Longitudinal dispersion coefficient

2 - Transversal dispersion coefficient

3 - Advection

4 - Dispersion

5 - Molecular diffusion

6 - Flick's law

7 - Apprent diffusion coefficient

پخش مکانیکی^۱

پردازش اطلاعات، مدل مفهومی و وارد نمودن اطلاعات

به مدل

هدف از مدلسازی آبخوان، شبیه سازی آبخوان طبیعی با استفاده از یک سری روابط ریاضی و دستیابی به نتایجی جهت مدیریت آبخوان می باشد. در صورتی که بتوان شبیه سازی یک آبخوان را انجام داد و آن را با شرایط طبیعی برازش کرد، به سهولت می توان با تغییر در محل، مقدار و زمان برداشت، به بررسی اثرات بهره برداری از آبخوان پرداخت. یک مدل آب زیر زمینی در واقع فرم ساده شده ای از یک سیستم واقعی آبهای زیرزمینی است که به طور تقریبی همبستگی بین عمل و عکس العمل هیدرودینامیکی را در یک سیستم ارایه می کند (خلقی، ۱۳۸۲).

اولین قدم بعد از تعیین هدف، تهیه مدل مفهومی سیستم آبخوان است. در طی این فرآیند پیچیدگی های طبیعی آبخوان ساده شده و داده های مشاهده شده تحلیل می گردد، به طوری که براحتی و سرعت بیشتری بتوان سیستم را بررسی نمود (اعتباری، ۱۳۸۳).

آبخوان شهر ری آبخوانی آزاد و تک لایه فرض شده است. در محدوده شهری ۸۶ پیرومتر در دوره آماری سال ۱۳۷۵ تا شهریور ۱۳۸۲ دارای آمار می باشند. با توجه به وسعت بسیار زیاد دشت ری، برای تعیین دقیق ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان، باید تعداد زیادی آزمایش پمپاژ انجام شود. تعداد آزمایشهای پمپاژ دشت ری بسیار کم بوده و با این تعداد آزمایش، نمی توان ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان را به دقت تعیین نمود.

دیاگرام شماتیکی شکل ۲ وضعیت فیزیکی سیستم را به صورت کلی نشان می دهد.

شکل ۳ چاههای مشاهده ای نیترا و محدوده مدل کمی و کیفی آبخوان ری را نشان می دهد.

در این مدلسازی با توجه به وسعت شهری و آمار و اطلاعات موجود، شبکه مستطیلی به طول ۵۰۰ متر و عرض ۳۷۵ متر در نظر گرفته شده است. بدین ترتیب شبکه ای با ۳۷ سطر و ۴۵ ستون در جهات x و y و ۱۶۶۵ سلول برای شهر ری ایجاد گردید. تعداد سلولهای فعال ۱۲۱۹ عدد می باشد. چرخش شبکه مدل یکی از شرایط خاص مدلسازی است که در این مطالعه به آن اهمیت داده شده است. زیرا با این چرخش می توان تمام چاهها را در محدوده مورد مطالعه قرار داد. بدین منظور از روند خطواره های محدوده ری، زمین شناسی محدوده و کشیدگی دشت و الگوی سیستم جریان استفاده شده است. (زاویه ۳۵ درجه در جهت عقربه های ساعت با شمال)

این فرآیند در نتیجه تغییرات سرعت در داخل خلل و فرج خاک می باشد. سرعت جریان در بخش مرکزی منافذ خاک بیشتر از سایر نقاط می باشد. در نتیجه آلودگی در جهات مختلف پخش می شود. این پخش هم در جهت طولی و هم در جهت عرضی صورت می پذیرد. بر طبق نظر Bear و Ach mat، در سال ۱۹۶۴، Detwiler و همکاران (۲۰۰۲) گزارش کردند، اختلاط مکانیکی ترکیبی از پخش می باشد که تابعی از سرعت نیست است و می توان آن را به صورت زیر بیان نمود.

$$D_{11} = a_L \cdot V \quad (13)$$

$$D_{22} = a_T \cdot V \quad (14)$$

که در آن:

D_{11} : اختلاط مکانیکی طولی مرتبط با پخش D_{22} :

اختلاط مکانیکی عرضی مرتبط با پخش

a_L : پخش طولی a_T : پخش عرضی

V : متوسط خطی سرعت آب در منافذ

در نهایت ضریب پخش هیدرودینامیکی به صورت زیر در خواهد آمد:

$$D_L = D_{11} + D_f = a_L \cdot V + D^* \quad (15)$$

$$D_T = D_{22} + D_f = a_T \cdot V + D^* \quad (16)$$

ضرایب پخش طولی و عرضی، مشخصه هایی از خلل و فرج خاک می باشند. این مقادیر با استفاده از کارهای آزمایشی به دست می آیند. با توجه به مطالب فوق، زمانی که فرآیند پخش نیز در معادله انتقال آلودگی در نظر گرفته شود، پیش بینی وضعیت حرکت آلاینده منطقی تر و نزدیک به واقعیت خواهد بود.

ج - فرآیند تأخیر^۲

Anderman و همکاران (۲۰۰۳) گزارش کردند، فرآیند تأخیر در حرکت آلودگی در آب زیر زمینی ناشی از مکانیزم جذب می باشد که این عمل هم برای ذرات آلی و هم برای ذرات غیر آلی صورت می پذیرد. ضریب تأخیر با استفاده از ضرایب پخش، جذب و خصوصیات خلل فرج خاک به صورت زیر محاسبه می شود: (Detwiler و همکاران، ۲۰۰۲):

$$R = \left[1 + k_d \frac{p_d}{n} \right] \quad (17)$$

در این معادله:

k_d : ضریب جذب p_d : چگالی ذرات خاک

n : تخلخل خاک

1 - Mechanical diffusion

2 - Retardation process

مطالعه دقیق دارد. به دلیل فقدان اطلاعات در مورد ضریب جذب منطقه از متون علمی مختلف استفاده می شود. مثلاً برای اوره ۰/۲۴ سانتیمتر مکعب بر گرم و برای آمونیوم ۲/۸ سانتیمتر مکعب بر گرم به کار برده شده است. به دلیل انحلال بالای نیترات در آب، این ضریب کم بوده و حدود صفر ذکر شده است. جوکار (۱۳۸۱) گزارش کرد، پس از واسنجی مدل برای محدوده شهر ری ضریب جذب ۰/۰۰۰۰۱ به دست آمد.

بررسی وضعیت کیفی آبخوان شهر ری

تقریباً هر چاه آب شرب ری دارای اطلاعات فصلی اندازه‌گیری نیترات می باشد. از میان چاههای آب شرب ری، تعداد ۸۶ چاه که مناسب بودند، به عنوان مقادیر مشاهداتی نیترات انتخاب شدند. سال های وجود اطلاعات فوق از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۲ می باشد. از آن جایی که تغییرات متغیر های کیفی در آب زیرزمینی بسیار اندک می باشد و در هر سال تنها برای چند ماه داده های کیفی موجود می باشد. لذا از متوسط شش ماهه (فروردین و مهر هر سال، هنگامی که سطح آب در بالاترین و پایین ترین سطح است).

جهت ارزیابی و واسنجی مدل استفاده شده است. شکل ۵ مقایسه هیدروگراف معرف و کموگراف معرف آبخوان دشت ری می باشد.

میانگین غلظت نیترات آبخوان هر سال افزایش می یابد همچنین تغییرات غلظت آبخوان به نوسانات سالانه سطح آب زیر زمینی بستگی ندارد. به عبارت دیگر دوره های خشک و مرطوب تأثیری بر افزایش یا کاهش نیترات آبخوان ندارند. با توجه به این نمودار به طور متوسط هر سال حدود ۳ میلی گرم در لیتر به میانگین غلظت نیترات آبخوان اضافه می شود. میانگین غلظت نیترات آبخوان در سال ۱۳۸۲ حدود ۶۵ میلی گرم در لیتر بوده که حدوداً ۱/۵ برابر حداکثر استانداردهای آب شرب می باشد. حداکثر مجاز نیترات آبخوان براساس استانداردهای آب شرب ۴۵ میلی گرم در لیتر می باشد.

واسنجی مدل کمی در رژیم دایمی

Anderman و همکاران (۲۰۰۳) و Chiang (۱۹۹۶) گزارش کردند، مدل کمی، شامل نوشتن یک برنامه یا کد کامپیوتری می شود یا می تواند انتخاب کد مناسب باشد، کدی که در این مطالعه موردی استفاده شده است. PMWIN ۵/۳ (Processing Modflow ۵/۳) می باشد.

واسنجی عبارت از به حداقل رساندن مقدار اختلاف بین مقدار محاسبه شده و مقدار مشاهده شده است. در این مدل سازی ابتدا سعی شده با روش مستقیم به واسنجی پرداخته شود ولی اولاً با توجه به زمان محدود

معمولاً شرایط اولیه مدل، نوسان سطح آب در همان سال بیلان آب زیرزمینی می باشد. پله زمانی نیز، بستگی به داده ها و اطلاعات در دسترس دارد. با توجه به اطلاعات پیژومترهای منطقه، حداکثر ارتفاع سطح آب در فروردین ماه و حداقل آن در مهر ماه اتفاق می افتد. لذا سال را به دو دوره ۶ ماهه تقسیم نمودیم و در نتیجه ۱۴ دوره ۶ ماهه از فروردین ۱۳۷۵ تا فروردین ۱۳۸۲ داریم. مدل کمی را از شش ماهه دوم سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۲ واسنجی نمودیم. در ضمن علت تفاوت در زون بندی مدل کمی و کیفی در این است که ما در زون کمی بدنال گستره آب ورودی و خروجی آبخوان هستیم ولی در زون بندی کیفی ما بدنال غلظت نیترات هستیم که آن به مقدار خیلی زیاد در داخل شهر تولید و انتشار می آید.

برای فرض اولیه برای محدوده مدل کمی، میانگین ۲۵ درصد به عنوان آب برگشتی آبیاری در ۶ ماه اول سال و میانگین ۵۰ درصد برای ۶ ماهه دوم در نظر گرفته شد (اعتباری، ۱۳۸۳). ضریب ۶۰ درصد را برای آب برگشتی شرب در ۶ ماهه اول سال و ضریب ۸۵ درصد را برای ۶ ماهه دوم سال در نظر گرفته شد پورطبری، ۱۳۸۳). براساس اطلاعات مدل سال ۱۳۷۲ شهری، ضریب تغذیه ناشی از بارندگی در شش ماهه اول ۰/۱۰۴ و در شش ماهه دوم ۰/۲۴۳ می باشد. (توسط داده های سازمان آب منطقه ای تهران ۱۳۶۸-۱۳۴۲) در مرحله واسنجی مدل اطلاعات تغذیه و همچنین تخلیه چاهها تصحیح گردید.

بررسی و تخمین میزان انتقال نیترات از چاه های جاذب به آب زیر زمینی

Hill و همکاران (۲۰۰۴) و Mehl و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند، مدل کیفی شامل نوشتن یک برنامه یا کد کامپیوتری می شود و یا می تواند انتخاب کد نرم افزاری مناسب باشد، کدی که در این مطالعه مورد استفاده شده است، MT3D می باشد.

نیترژن موجود در خاک به سه طریق فرار شدن آمونیوم، دینتریفیکاسیون (تبدیل نیترات به گاز نیترژن) و جذب خاک کم می شوند. به طور متوسط ۵۵٪ نیترژن ورودی به خاک تا رسیدن به سطح آب زیر زمینی در تهران از بین می رود. پایداری نیترات در محیط بسیار زیاد می باشد. به گونه ای که می تواند تا ۵۰ سال در محیط باقی بماند (خلقی، ۱۳۸۲). نمای شماتیک تبدیلات نیترژن و دیگر فرایندهای سیکل نیترژن به شرح ذیل است:

همانطور که مشاهده می شود، جذب مواد شیمیایی در خاک، یکی از واکنشهای مواد شیمیایی در خاک می باشد. برآورد ضریب جذب مواد شیمیایی نیاز

آبخوان عموماً پارامترهایی که بر فرآیند پخش مؤثر می باشند همانند ضریب جذب، طول پخش، نسبت های پخش افقی به طول پخش و پخش عمودی به طول پخش، واسنجی می شوند، این پارامترها اصولاً بایستی از مطالعات آزمایشگاهی به دست آیند، اما در این پروژه به دلیل نبود اطلاعات آزمایشگاهی این کار با استفاده از سعی و خطا و تطابق مقادیر مشاهداتی با مقادیر محاسباتی، انجام شده است. جهت واسنجی مدل ابتدا مقادیر اولیه ای به پارامترهای ذکر شده در فوق تخصیص داده می شود. سپس مدل به صورت شش ماهه اجرا می شود. و نتایج شبیه سازی با مقادیر اندازه گیری شده مقایسه می گردد. این روند تا دستیابی به بهترین تطابق ادامه می یابد. با توجه به مقادیر به دست آمده هدایت هیدرولیکی آبخوان به ۵ زون مختلف تقسیم بندی شده است. از آن جایی که نیمه دوم سال ۱۳۷۵ جهت واسنجی پارامترهای کیفی در نظر گرفته شده است، برای صحت سنجی مدل از سال های ۱۳۷۶، ۱۳۷۷، ۱۳۷۸ استفاده می شود. پارامترهای واسنجی شده مدل به شرح جدول ۱ می باشند.

توزیع خطا

برای تهیه نقشه سطح آب منطقه و مقایسه نتایج مدل با مقادیر واقعی از ۱۳۵ پیرومتر مجازی استفاده شده است. در فرهنگ مدل های ریاضی این انتخاب به عنوان تعیین اهداف واسنجی معرفی می شود. ولی انطباق صد درصد با این اهداف اولاً غیر ممکن است و ثانیاً اینکه اعتبار مدل را تأمین نمی کند. یعنی اینکه مدل در هر حال واجد خطا می باشد و این توزیع خطا بایستی به یک طریقی ارایه شود. در ضمن یک مدل صد درصد واسنجی شده نیز ممکن است با واقعیت (مدل مفهومی) منطبق نباشد و پیش بینی های درستی را حاصل ننماید (Craig و همکاران، ۲۰۰۳).

اسکاتر دیاگرام (منحنی پراکنش) مقایسه مقادیر مدل سازی شده و مشاهده شده و در حقیقت نوعی مقایسه خطای نتایج مدل می باشد. در شکل ۷ می توان برازش نتایج را برای دوره واسنجی در رژیم غیردایم بررسی نمود.

شکل ۸ اسکاتر دیاگرام مقایسه مقادیر محاسبه شده و مدل سازی شده شش ماهه دوم برای مدل کیفی آبخوان شهر ری نشان می دهد که با توجه به تعداد ۸۶ چاه مشاهده ای شهر ری نتایج قابل قبولی هستند.

تحلیل حساسیت پارامترها

Tiedeman و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند، هدف از تحلیل حساسیت، نمایش واکنش مدل کمی آبخوان نسبت به تغییر یک پارامتر غیر مطمئن ورودی می باشد. پاسخ مدل نسبت به تغییر پارامتر ورودی می تواند

پروژه و حجم بالا و زمانبر مدل سازی، در این مدل سازی، واسنجی هم به روش مستقیم (آزمون خطا) و هم روش معکوس PEST انجام شده است. نتیجه واسنجی مدل در رژیم دایمی، هدایت هیدرولیکی آبخوان (K) می باشد.

در ابتدای امر برای واسنجی نمودن هدایت هیدرولیکی نیاز مبرم به مدل سازی در رژیم دایمی می باشد. در این مرحله بایستی زمانی را برای شروع مدل سازی در نظر بگیریم که آبخوان در یک شرایط پایدار به سر برده باشد.

روشی را که نگارنده برای افزایش دقت و صحت واسنجی مدل به کار گرفته است. روش پیرومتر مجازی است. نحوه کار به این صورت است که با توجه به اطلاعات مشاهده ای چاه های پیرومتری منطقه، نقشه ایزوپیز مشاهده ای محدود مدل با استفاده از نرم افزار Surfer و با روش Kriking رسم می شود. با رسم این نقشه، تراز سطح آب مشاهده ای تمام نقاط محدود مدل مشخص می شود. و در واقع تمام نقاط مدل با این نقشه، می توانند به عنوان یک پیرومتر مجازی در نظر گرفته شوند که شرایط تأیید این مدل سازی در این مطالعه انجام گرفته است را به تعداد دلخواه، مثلاً ۱۰۰ یا ۱۴۰ نقطه مدل را انتخاب می کنیم و تراز سطح آب این نقاط را به همراه مختصات محل آن نقطه یادداشت می کنیم و این نقاط را به عنوان پیرومتر مجازی در نظر می گیریم.

با وارد کردن اطلاعات پیرومترهای مجازی، مدل را نسبت به این پیرومترهای مجازی واسنجی می کنیم. و در نتیجه دقت کار افزایش می یابد. شکل ۶ سطح تراز آب ۱۳۵ پیرومتر مجازی شهر ری را نشان می دهد.

واسنجی مدل کمی در رژیم جریان غیر دایمی

Tiederman و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند، نتیجه واسنجی مدل در رژیم غیردایم، آبدهی ویژه (Sy) آبخوان می باشد. و آبدهی ویژه یا ضریب ذخیره با توجه به اینکه محیط رسوبی منطقه از نوع مخروط افکنه ای به سمت محیط رودخانه ای می باشد و جنس رسوبات مخروطهای افکنه از ذرات ریز و درشت درهم تشکیل شده، با یک توزیع یکنواخت از سمت حاشیه ارتفاعات به سمت مناطق پایین دست در بازه ۵/۵ الی ۶ درصد برای مدل واسنجی شده است. دوره های مدل سازی در مدل سازی رژیم غیر دایمی همان دوره های مدل سازی رژیم دایمی می باشد.

واسنجی پارامترهای مدل شبیه سازی با توجه به داده های کیفی موجود

Barlebo و همکاران (۲۰۰۴) و Shultz و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند، در مدل سازی کیفی

صحت سنجی و مشخص نمودن میزان دقت مدل کیفی شبیه سازی تهیه شده

برای صحت سنجی مدل کیفی و تعیین میزان دقت مدل، میزان غلظت اولیه آبخوان را غلظت مهر ماه سال ۱۳۷۵ فرض نمودیم. براساس نتایج مدل هرچه زمان پیش بینی زیادتر شود. خطای پیش بینی هم زیادتر می شود. حداکثر ۲ تا ۳ سال آینده را می توان توسط این مدل پیش بینی نمود و برای بیشتر از ۳ سال دقت پیش بینی خیلی کم می شود. این در حالی است که ما در مدل کمی می توانیم تا ۷ سال را با دقت قابل قبولی به دست آوریم. شکل ۱۱ مویید این مطلب است و دقت مدل بعد از ۲ سال (A مهر ۱۳۷۷) و دقت مدل بعد از ۳ سال (B مهر ۱۳۷۸) را نشان می دهد.

مهمترین عامل ایجاد خطا در مدل این است که عمق چاه های آب شرب شهری از حدود ۱۰۰ متر تا ۲۵۰ متر متغیر می باشد چنانچه ۲ چاه آب در یک مکان یکی عمق ۱۰۰ متری و دیگری عمق آن ۱۵۰ متر باشد غلظت نیترات آب این دو چاه با هم متفاوت خواهد بود. زیرا نیترات جذب سطحی دارد و به ذرات خاک می چسبد، بنابراین هر چه عمق بیشتر باشد، زمان و تعداد برخورد نیترات به ذرات خاک بیشتر شده، جذب نیز افزایش می یابد.

برای اینکه این تفاوت غلظت باعث خطای زیاد در محاسبه نشود، باید میانگین غلظت در ضخامت را در برنامه قرار داد. کف شکنی و تغییر محل چاه های آب شرب، دوری یا نزدیکی چاه از منبع آلودگی خطای مدل کمی و... نیز باعث ایجاد خطا در مدل کیفی می شود.

چنانکه در جدول ۲ دیده می شود، درصد انطباق مقادیر مشاهده شده و محاسبه شده به صورت نزولی می باشد که این نشان دهنده آن است که خطای محاسبه به صورت تجمعی می باشد و هر سال نسبت به سال قبل از آن نتیجه محاسبه ضعیفتر می باشد. برای همین باید استفاده از محاسبات در مدل کیفی را محدود به ۳ سال کنیم تا خطای محاسبه تا حدودی قابل اغماض شود.

شکل ۱۲ نقشه خطوط هم نیترات محاسبه شده و مشاهده شده مهر ماه ۱۳۷۸ را نشان می دهد. این نقشه براساس غلظت اولیه نیترات مهرماه ۱۳۷۵ تهیه شده است و نشان دهنده پیش بینی مدل برای ۳ سال بعد می باشد. همانطور که مشاهده می شود دقت مدل برای مناطق مرکزی شهر که دارای بیشترین مقدار نیترات می باشد کم است. علت این امر آن است که در مناطق مرکزی شهر تراکم جمعیت بالا است و از آنجایی که این مناطق فاقد

زیاد یا خیلی کم باشد. مدل جریان آبخوان ری به تغییر پارامترهای قابلیت هدایت هیدرولیکی، تغییرات ضخامت لایه اشباع، ضریب جذب و غلظت نیترات ورودی و خروجی آبخوان حساسیت زیاد نشان می دهد، برای همین هدایت هیدرولیکی و ضریب جذب با دقت بیشتری به دست آورده شد.

حساسیت مدل به ضریب پخش طولی و چگالی ذرات خاک کم است .

صحت سنجی مدل کمی

مدل تهیه شده می بایست دارای عکس‌العملی تقریباً مشابه عکس‌العمل طبیعی آبخوان باشد. از آنجایی که مدل شهر ری در رژیم دایمی و غیردایمی واسنجی شده است، با دادن اطلاعات سطح آب شش ماهه اول سال ۱۳۷۵ به مدل به عنوان شرایط اولیه آبخوان و مشخص نمودن اطلاعات تغذیه و تخلیه آبخوان تا پایان سال ۱۳۸۱، مدل را اجرا می نماییم و تراز سطح آب به دست آمده توسط مدل را با تراز سطح آب مشاهده شده این سالها مقایسه می کنیم تا دقت مدل مشخص شود.

در واقع با داشتن اطلاعات اولیه سال ۱۳۷۵، می خواهیم تراز سطح آب ۷ سال بعد، یعنی تراز سطح آب فروردین ۱۳۸۲ را پیش بینی نماییم. لازم به ذکر است که از آنجایی که برای پیش بینی هر شش ماهه، نیازمند پیش بینی شش ماه قبل آن هستیم. خطاهای مدل به صورت تجمعی از هر گام به گام بعدی منتقل می شود. شکل ۹ نشان دهنده تراز سطح آب محاسبه شده و مشاهده شده هیدروگراف معرف آبخوان شهر ری است.

همانطور که مشاهده می شود، تراز سطح آب هیدروگراف معرف آبخوان محاسبه شده بعد از ۱۴ دوره (۷ ساله)، حدود ۲ متر بالاتر از تراز سطح آب هیدروگراف معرف آبخوان مشاهده شده است. که این خود در حدود ۸/۳ درصد با مقادیر واقعی اختلاف را نشان می دهد که با کمی اغماض می توان از آن استفاده کرد. این امر همانطور که قبلاً هم گفته شد، به دلیل آن است که خطای مدل به صورت تجمعی از هر دوره به دوره بعد منتقل می شود.

شکل ۱۰ نقشه خطوط تراز سطح آب محاسبه شده و مشاهده شده فروردین ماه سال ۱۳۸۲ شهری می باشد و نشان دهنده دقت پیش بینی مدل برای ۷ سال آینده می باشد. همانطور که مشاهده می شود، الگوی منحنی های تراز سطح آب شبیه سازی شده از الگوی منحنی های مشاهده شده پیروی می کند که این مسأله از دید مدل سازی دارای اهمیت است.

استفاده می شود جهت پیش بینی وضعیت نیترات آبخوان، پارامترهای کیفی موجود در ابتدای سال ۱۳۸۳ به عنوان مقادیر اولیه غلظت به مدل داده می شود. و برای یک دوره زمانی ۳ ساله آبخوان شبیه سازی می شود. شکل ۱۳، نقشه هم نیترات پیش بینی برای فروردین ۱۳۸۶ ری می باشد. افزایش آب مصرفی در منطقه مورد مطالعه و به تبع آن افزایش فاضلاب برگشتی به آبخوان سبب بالا رفتن میزان غلظت نیترات آبخوان، شده است.

شکل ۱۳ نشان دهنده آن است که به علت فقدان شبکه جمع آوری فاضلاب، مقدار حداکثر فاضلاب در مرکز شهر همچنان خواهد بود و در مناطق جنوب غربی شهر ری به علت تأثیر شبکه فاضلاب، مقدار نیترات آبخوان به کمتر از ۳۰ میلیگرم در لیتر کاهش پیدا خواهد کرد و به تدریج دامنه کاهش نیترات آبخوان از سمت غرب و جنوب غربی به سمت مناطق مرکزی شهر گسترش خواهد یافت. جنوب شرقی، شرق و شمال شرقی شهری شاهد افزایش نیترات خواهد بود. و همچنین شاهد حرکت تدریجی منحنی حداکثر نیترات آبخوان از مناطق مرکزی به سمت شرق و شمال شرقی خواهیم بود که با گسترش شبکه جمع آوری فاضلاب شاهد کاهش غلظت نیترات خواهیم بود.

شبکه جمع آوری و انتقال فاضلاب است. لذا مقدار فاضلاب ورودی به آبخوان در این مناطق بسیار زیاد است. پیش بینی وضعیت کمی آبخوان شهر ری برای فروردین ماه ۱۳۸۸ توسط مدل

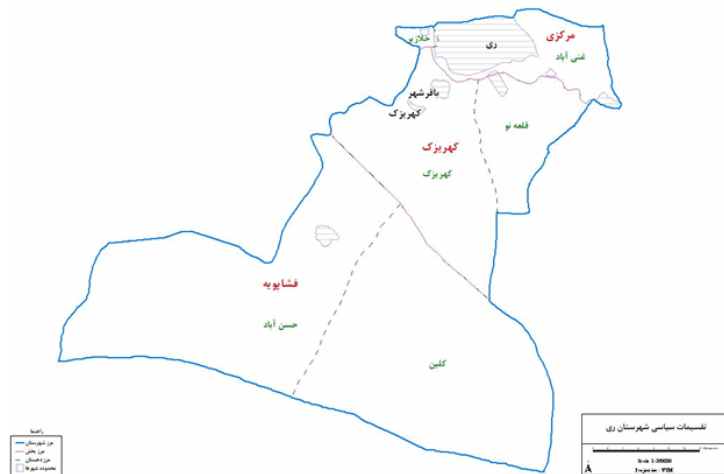
در این قسمت از مدل کمی آبخوان، جهت پیش بینی وضعیت تراز سطح آب آبخوان تا سال ۱۳۸۸ استفاده می شود. بر اساس پیش بینی مدل، چنانچه حوادث هیدرولوژیکی سالهای ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۲ که در نمودار شکل ۵ دیده می شود دوباره از سال ۱۳۸۲ تا سال ۱۳۸۸ به وقوع بپیوندد و دوباره شاهد خشک سالی های شدید باشیم، همچنین به تدریج شبکه فاضلاب تمام شهر تا سال ۱۳۸۷ کامل شود و تعداد چاه های اضافه شده در محدوده مدل مطابق پیش بینی شرکت آب و فاضلاب ری باشد، به طور متوسط، سطح آب زیرزمینی محدوده مدل تا سال ۱۳۸۸، حدود ۹/۵ متر افت خواهد نمود. البته توزیع این افت یکسان نخواهد بود.

مناطق شرقی شهر ری بین ۱/۵ تا ۵ متر و مناطق مرکزی شهر ۵ تا ۱۱ متر افت خواهند داشت. بیشترین افت سطح آب زیرزمینی را در غرب ری و محدوده پیزومتر کیکاور شاهد خواهیم بود. به علت فقدان تغذیه به خاطر شبکه جمع آوری فاضلاب و همچنین تراکم شدید چاه ها و همچنین افزایش سرانه مصرف و افزایش جمعیت شهر، سطح آب غرب ری در بعضی مناطق بیش از ۲۲ متر افت خواهد نمود. از آنجایی که تعداد قابل توجهی از چاه های آب شرب شهری در غرب این شهر قرار دارند، افت سطح آب زیرزمینی به مقدار ۱۸ یا ۲۲ متر در این منطقه در درجه اول باعث کاهش شدید آبدی چاه های این منطقه خواهد شد. این مسأله باعث تردید در تأمین آب شرب شهر ری تا سال ۱۳۸۸ می شود. در درجات بعدی، افت شدید سطح آب آبخوان تا حدودی باعث کاهش کیفیت آب آبخوان در مناطق غرب شهری و احتمال شور شدن آب زیرزمینی آن منطقه می شود. همچنین تا حدودی باعث نشست زمین در این منطقه می شود.

برای حل این مشکل، باید آبخوان غرب ری تغذیه شود. عملی ترین گزینه، تغذیه آبخوان توسط فاضلاب تصفیه شده تصفیه خانه می باشد. برای این منظور باید فاضلاب تصفیه شده از تصفیه خانه های ساخته شده را به این منطقه منتقل و طرح تغذیه مصنوعی را در این مناطق انجام داد.

پیش بینی وضعیت نیترات آبخوان برای فروردین ماه ۱۳۸۶

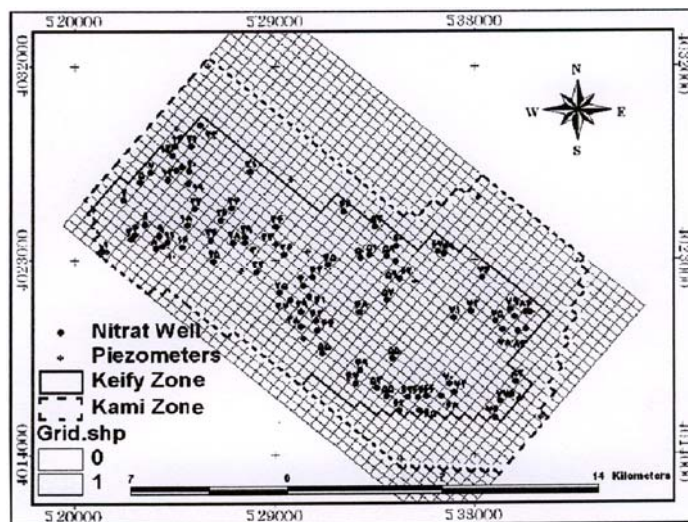
در این قسمت از مدل کیفی آبخوان، جهت پیش بینی وضعیت نیترات آبخوان برای یک دوره ۳ ساله



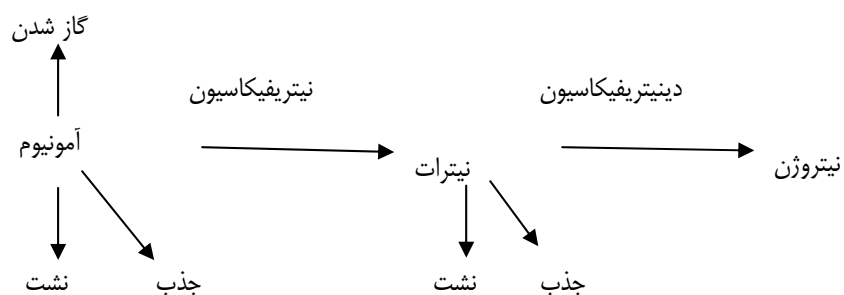
شکل ۱ - نقشه شهرستان ری

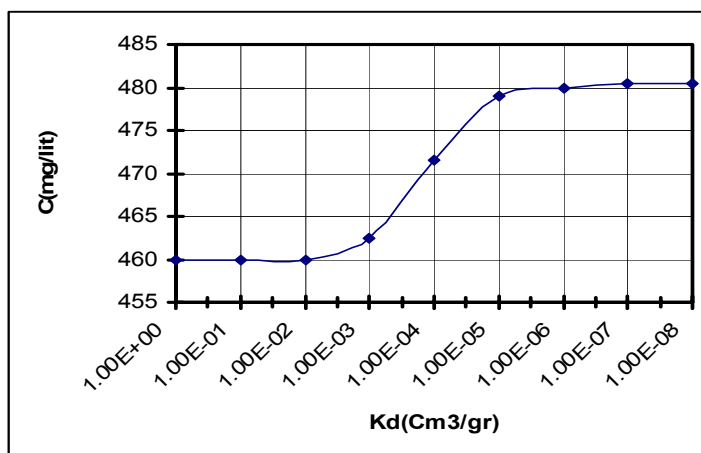


شکل ۲ - شماتیک آلودگی آبخوان توسط آلاینده های سطحی

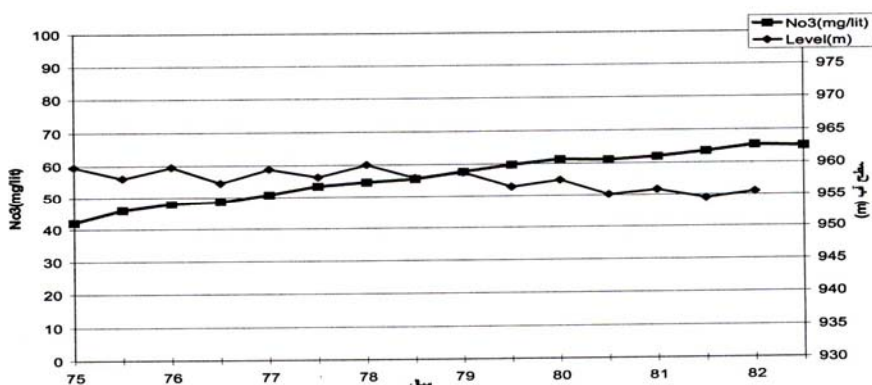


شکل ۳ - چاههای مشاهده ای نیترات و محدوده مدل کمی و کیفی آبخوان ری

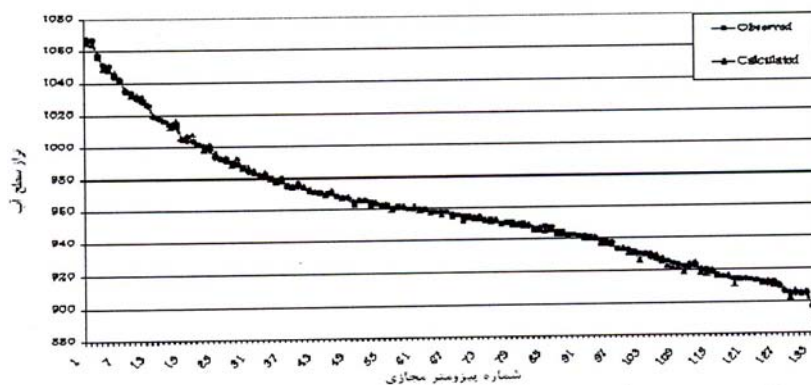




شکل ۴ - میزان حساسیت مدل به ضریب جذب برای شش ماهه دوم سال ۷۵



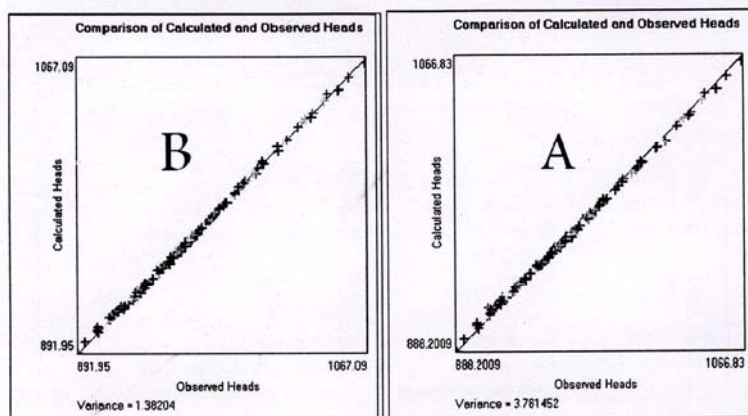
شکل ۵ - مقایسه هیدروگراف معرف و کموگراف معرف آبخوان دشت ری



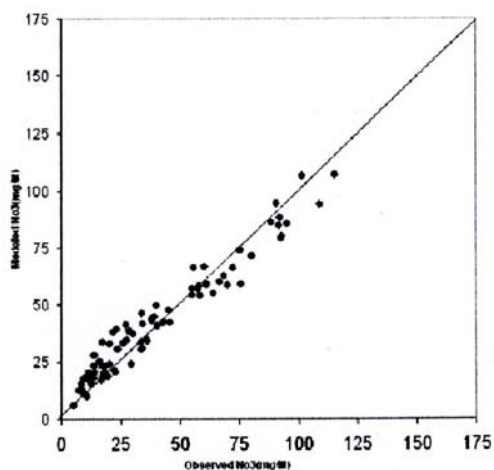
شکل ۶ - تراز سطح آب در پیزومترهای مجازی

جدول ۱- پارامترهای واسنجی مدل کیفی شهر ری

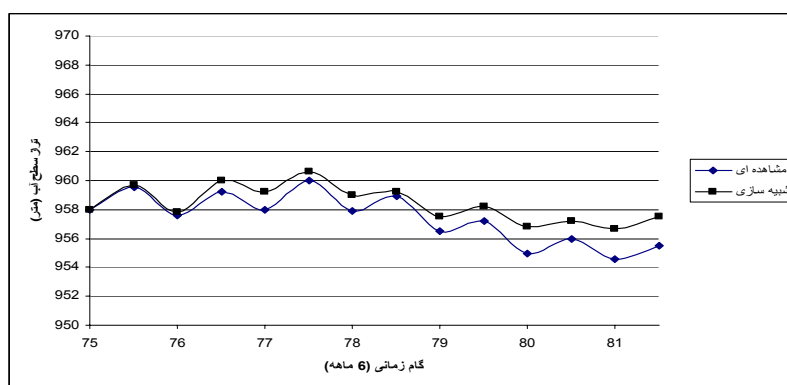
| | |
|-------------------------------------|--------|
| TRPT (نسبت پخش افقی به طول پخش) | ۱ |
| TRPV (نسبت پخش عمودی به طول پخش) | ۰/۱ |
| DMCOEF (ضریب پخش مولکولی مؤثر) | ۰ |
| KD (ضریب جذب) | ۰/۰۰۰۱ |
| Longitudinal Dispersivity (طول پخش) | ۵۰ |



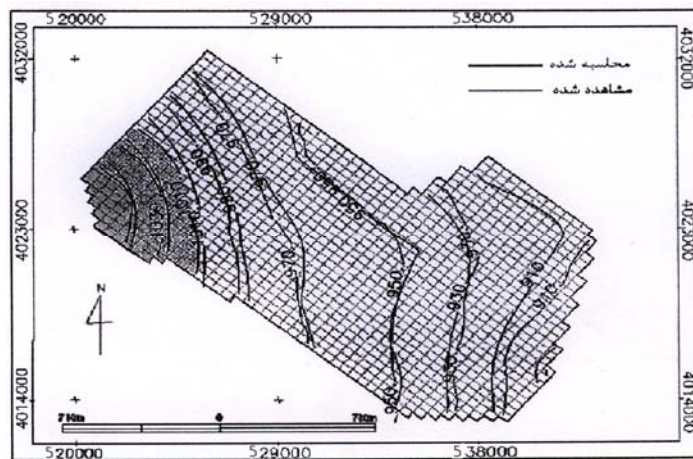
شکل ۷ - پراکنش مقادیر مشاهده شده و مدلسازی شده در رژیم غیر دایمی
 A: شش ماهه اول ۷۵ B: شش ماهه دوم ۷۵



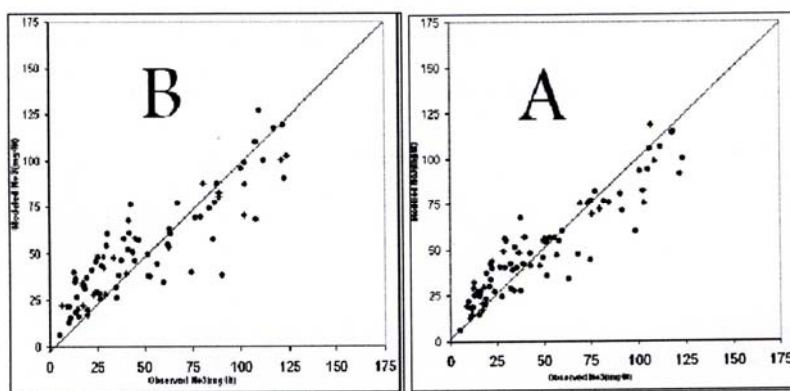
شکل ۸ - بررسی پراکنش مقادیر محاسبه شده و مدلسازی شده شش ماهه دوم



شکل ۹ - مقایسه تراز سطح آب هیدروگراف معرف آبخوان محاسبه شده و مشاهده شده



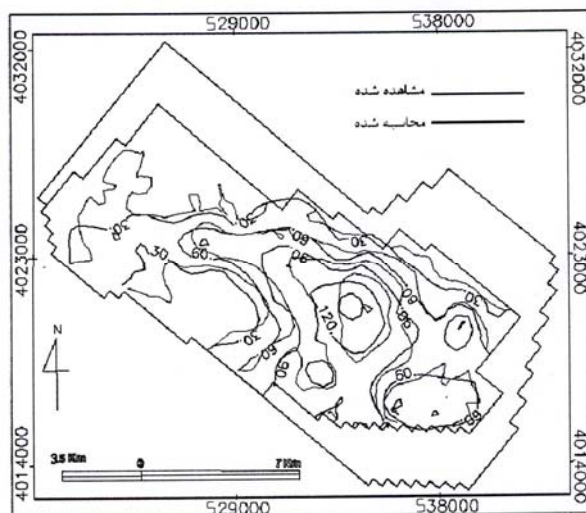
شکل ۱۰ - نقشه خطوط تراز سطح آب محاسبه شده و مشاهده شده فروردین ماه ۸۲



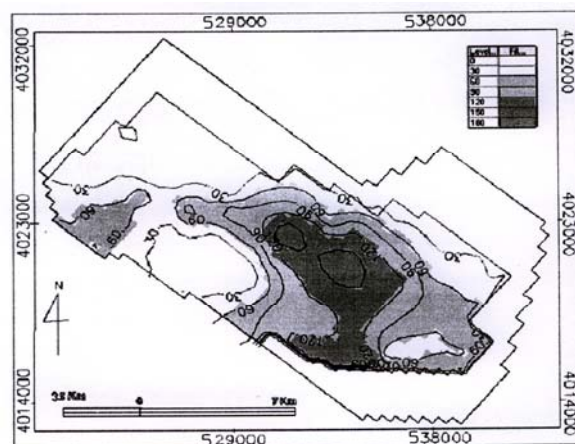
شکل ۱۱ - نمودار پراکنش مقادیر نیترات مشاهده شده و مدلسازی شده
 A - دقت مدل بعد از ۲ سال (مهر ۱۳۷۷) B - دقت مدل بعد از ۳ سال (مهر ۱۳۷۸)

جدول ۲ - نتیجه صحت سنجی مدل

| دوره | ME | MAE | RMS | CD | EF | CRM | Var | Max Residual | Min Residual | Correlation coefficient | Concentration of Recharge (میلی گرم در لیتر) |
|------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|--------------|--------------|-------------------------|--|
| ۷۵-۲ | -۰/۴۲ | ۵/۷۴ | ۷/۳۷ | ۱/۲۹ | -۰/۲۳ | -۰/۰۱ | ۵۴/۲۹ | ۱۷/۳۸ | -۱۴/۶۳ | ۰/۹۸ | ۲۷۲ |
| ۷۶-۱ | -۰/۵۷ | ۷/۰۵ | ۸/۸۹ | ۱/۳۸ | -۰/۲۷ | -۰/۰۱ | ۷۸/۹۹ | ۱۹/۸۹ | -۱۷/۲۱ | ۰/۹۷ | ۱۴۵ |
| ۷۶-۲ | -۰/۹۷ | ۸/۵۶ | ۱۰/۶۸ | ۱/۴ | -۰/۲۹ | -۰/۰۱ | ۱۱۴ | ۲۶/۶۴ | -۲۲/۱ | ۰/۹۵ | ۲۸۰ |
| ۷۷/۱ | -۰/۹۳ | ۱۰/۷۸ | ۱۳/۸۹ | ۱/۵۸ | -۰/۲۷ | -۰/۰۱ | ۱۹۳ | ۳۸/۸۲ | -۲۹/۵۱ | ۰/۹۳ | ۳۹۰ |
| ۷۷-۲ | -۰/۹ | ۱۱/۸۳ | ۱۵/۲۸ | ۱/۵۹ | -۰/۳۷ | ۰ | ۲۳۳/۴ | ۴۷/۱۱ | -۲۸/۰۳ | ۰/۹ | ۲۰۱ |
| ۷۸-۱ | -۱/۱۸ | ۱۲/۸۳ | ۱۶/۶۷ | ۱/۶۲ | -۰/۳۸ | -۰/۰۱ | ۲۷۸ | ۵۲/۱۶ | -۳۳/۴ | ۰/۸۹ | ۱۹۰ |
| ۷۸-۲ | -۱/۴۴ | ۱۴/۴۶ | ۱۸/۶۴ | ۱/۶۷ | -۰/۴ | -۰/۰۱ | ۳۴۷/۴ | ۵۷/۹۴ | -۳۵/۷۸ | ۰/۸۷ | ۲۹۸ |



شکل ۱۲ - نقشه خطوط هم نیترات محاسبه شده و مشاهده شده مه‌ماه ۱۳۷۸ (دقت مدل برای ۳ سال بعد)



شکل ۱۳ - نقشه هم نیترات فروردین سال ۱۳۸۶

فهرست منابع:

۱. اعتباری، ب. ۱۳۷۷. بررسی آبهای زیرزمینی دشت تربت حیدریه و ارایه مدل ریاضی آن، پایان نامه کارشناسی ارشد هیدرولوژی دانشگاه شهید بهشتی.
۲. اعتباری، ب. ۱۳۸۳. مطالعات مدل ریاضی محدوده مطالعاتی دشت ری، دفتر تلقین و بیلان شرکت آب منطقه ای تهران.
۳. طبری، م. ر. ۱۳۸۳. شرکت مهندسین مشاور پنگان آوران، مدل کیفی آبهای زیرزمینی دشت میناب.
۴. خلقی، م. ۱۳۸۲. کارگاه آموزشی - تخصصی مدل‌های ریاضی درآلودگی آبهای زیر زمینی از تئوری تا کاربرد، گروه مهندسی آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران.
۵. سازمان آب منطقه ای تهران، امور بررسی های منابع آب، مجموعه اطلاعات قنات منطقه ری ۱۳۶۸ - ۱۳۴۲.
۶. جوکار نیاسر، و. ۱۳۸۱. بررسی و تخمین میزان انتقال نیترات از چاه های جاذب به سطح آب زیرزمینی در تهران، پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی شریف.
7. Anderman, E.R. and M.C. Hill. 2001. MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model Documentation of the ADVective-Transport Observations (ADV2) Package. U.S. Geological Survey Open-File Report 01-54, 69 p.

8. Anderman, E.R. and M.C. Hill. 2003. Detailed evaluation of particle tracking in hydrogeologic units, in Poeter, E.P, Zheng, C., Hill, M.C. and Doherty, J., eds. Proceedings, MODFLOW and more 2003. Understanding through Modeling. Golden, CO, Colorado School of Mines, Proceedings, September 16-19, 2003, p. 94-98.
9. Anderman, E.R., K. Kipp, M.C. Hill, J. Valstar and R. Neupauer. 2003. Model-layer Variable-Direction Horizontal Anisotropy (LVDA) capability in MODFLOW-2000, in eds, Poeter, E.P, Zheng, C., Hill, M.C. and Doherty, John, Proceedings, MODFLOW and more 2003, Understanding through Modeling. Golden, CO, Colorado School of Mines, Proceedings, September 16-19, 2003, p. 42-46.
10. Barlebo, H.C., M.C. Hill, and D. Rosbjerg. 2004. Identification of groundwater parameters at Columbus, Mississippi using three-dimensional inverse flow and transport model. *Water Resources Research*, 40 (4), Wo4211, doi: 10.1029/2002WR00 1935.
11. Barth, G.R., M.C. Hill, T.H. Illangasekare, and H. Rajaram. 2001. Predictive modeling of flow and transport in a two-dimensional intermediate-scale, heterogeneous porous media. *Water Resources Research*, 37(10):250-2512.
12. Chiang .W.H. and W. Kinzelbach.1996. Processing MODFLOW for windows (PMWIN), A Simulation system for modeling ground water flow and pollution processes. C Vision Pty Ltd. Sydney, NSW, Australia.
13. Craig, J.R., A.J. Rabideau, and I. Jankovic. 2008. Visual Bluebird: Software for Teaching Groundwater Modeling and Potential Flow to Undergraduate Students. Presented at Frontiers in Assessment Methods for the Environment (FAME), Minneapolis, MN, Proceedings, Aug. 10-13, 2003.
14. Detwiler, R.I., S. Mehl, H. Rajaram and W.W. Cheung, 2002. Comparison of an algebraic multigrid algorithm to two iterative solvers used for modeling ground water flow and transport. *Ground Water*, 40(30):267-272.
15. Hill, M.C., H. Middlemis, P. Hulme, E. Poeter, J. Riegger, S.P. Neuman, H. Williams and M. Anderson. 2004. Brief overview of selected groundwater modeling guidelines, in Kovar, K., and Hrkal, Z., eds., 2004. Finite-Element Models, MODFLOW, and More 2004 - solving Ground Water Problems 2004, Proceedings, September 13-16. Karlovy Vary, Czech Republic, p. 105-120.
16. Hornberger, G.Z., L.F. Konikow and P.T. Harte. 2002. Simulating solute transport across horizontal-flow barriers using the MODFLOW Ground-Water Transport Process. U.S. Geological Survey Open-File Report 02-52, 28 p.
17. Mehl, S., and M.C. Hill. 2001. A comparison of solute-transport solution techniques and their effect on sensitivity analysis and inverse modeling results. *Ground Water*, 39(2): 300-307.
18. Mehl, S., M.C. Hill and S.A. Leake. 2001. Local grid refinement methods for MODFLOW. *Ground Water*, 44 (6): 792-796.
19. Shultz, S.M., S. Ge and M.C. Hill. 2001. Ground-water flow in a mine-contaminated watershed, southwest Colorado, testing of conceptual models using inverse modeling. Proceedings, MODFLOW 2001 conference, Golden, CO, September 2001, p. 154-160.
20. Tiedeman, C.R. and M.C. Hill. 2004. Using sensitivity analysis in model calibration efforts, Proceedings of the International Workshop in Uncertainty, Sensitivity, and Parameter Estimation for Multimedia Environmental Modeling, August 19-21 2003. U.S. NRC Publication NUREG/CP-0187, p. 53-56.
21. Tiedeman, C.R., D.M. Ely, M.C. Hill and G.M. O'Brien. 2004. A method for evaluating the importance of system state observations to model predictions, with application to the Death Valley regional groundwater flow system. *Water Resources Research*, 40(12), doi: 10.1029/2004WR003313.