

بررسی منشاء ناهنجاری غلظت نیترات و آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی دشت تبریز با استفاده از روش‌های GOD و AVI

اصغر اصغری مقدم^{۱*}، رحیم برزگر^۲

تاریخ دریافت: ۹۲/۰۴/۰۴ تاریخ پذیرش: ۹۲/۰۹/۲۰

^۱ - استاد گروه زمین شناسی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

^۲ - دانشجوی کارشناسی ارشد آبشناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه تبریز

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: Moghaddam@tabrizu.ac.ir

چکیده

دشت وسیع تبریز بعلت تمرکز بیشترین جمعیت استان آذربایجان شرقی در این منطقه از فعالیت شدید صنعتی و کشاورزی بویژه صیفی‌کاری برخوردار است. ورود پساب‌های شهری و صنعتی فراوان به این آبهای زیرزمینی این دشت و آب برگشتی از آبیاری مزارع، دست به دست هم داده و منابع آب و خاک آن را با فاجعه زیست محیطی مواجه کرده است. در این تحقیق آلودگی منابع آب زیرزمینی این دشت با نیترات، توزیع آن در مناطق مختلف دشت و تاثیر منابع مختلف نیترات از جمله پساب‌های شهری، صنعتی و آب برگشتی از آبیاری روی این منابع مورد بررسی قرار گرفته است. به این منظور از ۳۰ حلقه چاه نیمه عمیق و عمیق با پراکندگی مناسب در دشت، در مهر ماه سال ۱۳۹۱ نمونه برداری و در آزمایشگاه آبشناسی دانشگاه تبریز مورد تجزیه هیدروشیمیایی قرار گرفت. بیشترین و کمترین غلظت نیترات در منطقه، مربوط به نمونه‌های آب از چاه‌های واقع در انتهای غربی شهر تبریز (منطقه قراملک) و انتهای غربی دشت (منطقه ساتلو) می‌باشند که به ترتیب معادل ۲۴۳/۷ و ۰/۴ میلی گرم بر لیتر می‌باشند. در نهایت، ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت تبریز از طریق دو روش GOD و GOD جهت همخوانی نقاطی با آسیب‌پذیری بالا، با مناطقی از آبخوان که میزان یون نیترات بالایی دارد، صورت گرفت.

واژه‌های کلیدی: آسیب‌پذیری، دشت تبریز، منابع آب زیرزمینی، ناهنجاری غلظت نیترات، GOD و AVI

Investigation of Nitrate Concentration Anomaly Source and Vulnerability of Groundwater Resources of Tabriz Plain Using AVI and GOD Methods

A Asghari Moghaddam^{1*} and R Barzegar²

Received: 25 June 2013 Accepted: 11 December 2013

¹- Prof., Dept. of Geology, Faculty of Natural Sciences, Univ. of Tabriz, Iran

²- M.Sc. student of Hydrogeology, Dept. of Geology, Faculty of Natural Sciences, Univ. of Tabriz, Iran

* Corresponding Author Email: Moghaddam@tabrizu.ac.ir

Abstract

The great plain of Tabriz is an active practical farming, olericultural and industrial area due to the centralization of East Azerbaijan population in this area. Entrance of industrial and urban sewages as well as recycled water from the agricultural activities into the groundwater of the plain contaminates the water and soil resources of the area and makes an environmental disaster. In this study the contamination of groundwater resources of the plain with nitrate and its distribution in different parts of the plain and the effects of different sources of nitrate such as industrial and urban sewages as well as recycled water from the agricultural activities on these resources were investigated. For this purpose, 30 samples were collected from evenly distributed deep and shallow wells in October 2013 and chemically were analyzed in hydrologic lab of the University of Tabriz. Maximum and minimum nitrate concentrations in the study area were 243.7 mg/L and 0.4 mg/L which belonged to the samples collected from the west end of Tabriz city (Gharamalek region) and west end of the plain (Satloo region), respectively. Finally, groundwater vulnerability of the plain was evaluated using the AVI and GOD methods for coincidence of vulnerable places of the aquifer with high nitrate concentrations.

Keywords: AIV and GOD methods, Groundwater vulnerability, Nitrate concentration anomaly, Tabriz Plain

مقدمه

سازندهای زمین‌شناسی و نهشته‌های اتمسفری نیز در موارد خیلی کم از جمله منابع طبیعی آلودگی نیتراتی به شمار می‌روند (بی‌نام ۲۰۰۴). فرایندهای شیمیایی و بیولوژیکی که سبب جابجایی نیتروژن در لیتوسفر، اتمسفر، هیدروسفر و بیوسفر می‌شوند، چرخه نیتروژن را تشکیل می‌دهند. بعلت پیچیدگی این چرخه، شناسایی منابع نیتروژن در

نیترات یکی از آلاینده‌های عمده منابع آب در کره زمین است (پستما و همکاران ۱۹۹۱، ویدوری و همکاران ۲۰۰۴). منابع آلودگی نیترات را بطور کلی می‌توان به دو دسته طبیعی و غیرطبیعی تقسیم کرد. از منابع غیرطبیعی می‌توان به کشاورزی، دامپروری، دفع فاضلاب شهری و دفع پسماندهای جامد اشاره کرد.

از کشاورزی است و غلظت‌های نیترات تا حدودی با میزان کوددهی نیتروژنه و تاریخچه کوددهی در مناطق کشاورزی در ارتباط است (آلی ۱۹۹۳). در بعضی مناطق با فعالیت‌های شدید کشاورزی، ترازهای نیترات در آب زیرزمینی ۱۰۰ برابر بیشتر از آبهای زیرزمینی مناطق بدون استفاده از کود می‌باشد (استینمر ۱۹۹۸). آلودگی قابل توجه آب زیرزمینی به نیترات از سیستم‌های کشاورزی با ورودی زیاد کودها و آب آبیاری ناشی می‌شود. در طول ۵۰ سال گذشته، ورودی‌های نیتروژن کشاورزی ۲۰ برابر افزایش یافته است و غلظت آن در آب زیرزمینی بطور ممتد افزایش می‌یابد (پوکت و همکاران ۲۰۱۱). باور (۱۹۸۹) معتقد است که تقریباً یک چهارم کودهای مصرفی در زمین‌های کشاورزی بصورت نیترات وارد آبهای زیرزمینی می‌شود. پاور و شفر (۱۹۸۹) تخمین زدند که در امریکا، ۶۰٪ نیتروژن ورودی توسط کشاورزی در محصولات کشاورزی باقی می‌مانند. بطور کلی برای کنترل میزان نیترات در منابع آب باید اولاً نوع و میزان آبیاری کنترل شود و ثانیاً میزان استفاده از کودهای شیمیایی نیترات-دار متناسب با نیاز گیاهان باشد (بارتون و کولمر ۲۰۰۶).

جذب مقادیر بالای نیترات بویژه در کودکان سبب بیماری مت‌هموگلوبینا^۱ می‌شود. دامها نیز ممکن است از علائم چند عارضه و بیماری ناشی از وجود مقادیر زیاد نیترات در آب آشامیدنی مانند مت-هموگلوبینا، کمبود ویتامین A، اختلالات تولید مثل و سقط جنین و کاهش تولید شیر رنج ببرند (فوترل ۲۰۰۴). همچنین افزایش غلظت نیترات در آب سطحی موجب پدیده یوتروفیکاسیون^۲ و رشد سریع گیاهان آبرزی می‌شود و شناخته‌ترین جنبه آن، رشد زیان‌آور پلانکتون‌ها است (بولکه و دنور ۱۹۹۵، دورگام و همکاران ۲۰۰۴). میزان غلظت نیترات در آبهای زیرزمینی معمولاً بین ۰ تا ۱۰۰ میلی گرم در لیتر متغیر است (بی‌نام ۲۰۰۴). ولی مقدار آن از حدود ۰/۱ تا ۰/۳ در آب باران تا بیش از ۶۰۰ میلی گرم در لیتر در آب

آب زیرزمینی مشکل است. نیتروژن عنصری است که در چرخه آب به چهار شکل: ۱- نیتروژن آلی در اشکال پروتئین‌ها، آمینو اسیدها و اوره، ۲- نیتروژن آمونیاکی به صورت نمک آمونیومی مثل $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ و یا آمونیاک آزاد، ۳- نیتروژن نیترویتی به صورت یک حد واسط در مرحله اکسایش با مقدار معمولاً کم و ۴- نیتروژن نیتراتی یا محصول نهایی اکسایش وجود دارد (تبت ۱۹۹۷). اشکال معمول نیتروژن غیرآلی شامل نیترات، نیتريت، گاز نیتروژن و آمونیوم می‌باشند (فتر ۱۹۹۹).

نیترات در آبهای زیرزمینی اکسیدی که در آن نیترات پایدار و متحرک است، یافت می‌شود و قابلیت انحلال و تحرک آن سبب می‌شود که به آسانی توسط گیاهان جذب شود و توسط آبهای نفوذی از ناحیه غیراشباع خاک فروشویی شده و به آب زیرزمینی برسد (همیلتون و هلسل ۱۹۹۵). در ناحیه غیراشباع، شرایط هیدرولوژیکی و فرایندهای پیچیده خاک، نیتروژن بکار رفته در سطح زمین و سرعت فروشویی آن، رسیدن نیتروژن به سطح ایستابی را کنترل می‌کنند. در داخل ناحیه اشباع نیز سرنوشت و انتقال نیترات در آب زیرزمینی به فرایندهای فیزیکی مانند مقدار تغذیه و استفاده از کود و شرایط ژئوشیمیایی از قبیل ترکیب شیمیایی مواد و فرایندهای احیاء بستگی دارد (اونس و میدمنت ۱۹۹۵، نولان و همکاران ۲۰۰۶، دبرناردی و همکاران ۲۰۰۸). غلظت نیترات موجود در آبهای زیرزمینی بستگی به وضعیت زمین‌شناسی داشته و میزان نیترات در چاه‌های موجود در سازندهای سست و غیرمتراکم بیشتر از سایر چاه‌ها است (کسکین ۲۰۱۰).

معمولاً در زمین‌های زراعی بویژه در مناطقی که آبهای سطحی و زیرزمینی کافی ندارند، آبیاری با فاضلاب‌های شهری و روستایی تهدیدی برای آلودگی منابع آب زیرزمینی می‌باشد. این امر منجر به اختلاط بین فاضلاب‌ها و آبهای زیرزمینی می‌شود و در نهایت میزان نیترات در آبهای زیرزمینی بسیار افزایش می‌یابد (عابد-شافی ۲۰۰۸). در اکثر موارد رخداد نیترات در آبهای زیرزمینی به صورت یک آلاینده انتشاری ناشی

1 Methemoglobinemia

2 Eutrophication

ارتفاعی بیش از ۳۰۰۰ متر از سطح دریا قرار دارد. شیب دشت تبریز در ابتدای دشت زیاد و در مرکز و انتهای دشت بسیار کم می‌باشد به طوری که شیب متوسط دشت ۰/۱ در صد برآورد می‌گردد (اصغری مقدم ۱۹۹۱).

هواشناسی و هیدرولوژی دشت تبریز

عوامل آب و هوایی شامل درجه حرارت هوا، بارندگی، رطوبت نسبی هوا و تبخیر بطور مستقیم و یا غیر مستقیم بر کیفیت و کمیت منابع آب منطقه تاثیر می‌گذارند. داده‌های درازمدت مربوط به این عوامل در ایستگاه سینوپتیک فرودگاه تبریز از اداره کل هواشناسی استان آذربایجان شرقی تهیه گردید. بر اساس این داده‌ها، برای یک دوره ۲۲ ساله، میانگین دمای سالانه این دشت ۱۲/۸ درجه سلسیوس و میانگین بارندگی سالانه آن ۲۳۰/۷ میلی‌متر است (۹۰-۱۳۶۸). متوسط رطوبت نسبی دشت تبریز ۵۰/۴۱ در صد، تبخیر از تشتک کلاس A ۲۰۵۹ میلی‌متر و تبخیر-تعرق پتانسیل با استفاده از روش پنمن معادل ۱۶۹۰ میلی‌متر بدست آمد. با توجه به این داده‌ها و بر اساس روش اقلیم‌نمای آمبرژه، اقلیم آن خشک سرد محاسبه شده است.

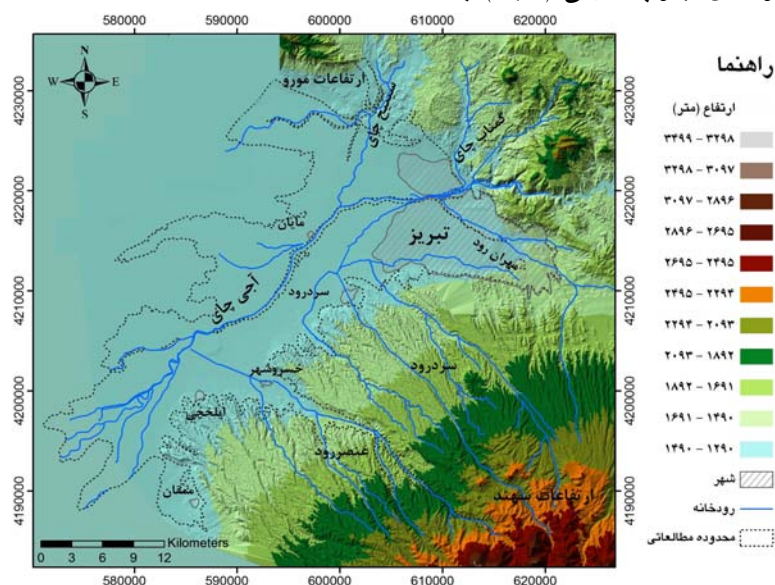
زیرزمینی که تحت تاثیر کودهای نیترا ته قرار گرفته اند متغیر است. حداکثر غلظت نیترات و نیتريت آب برای مصرف شرب به ترتیب ۴۵ میلی‌گرم در لیتر (۱۰ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیتروژن) و ۳/۳ میلی‌گرم در لیتر (۱ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیتروژن) توصیه گردیده است (بی‌نام ۱۹۹۵).

هدف این مقاله بررسی توزیع و غلظت نیترات در آب زیرزمینی آبخوان دشت تبریز، تعیین منشأ آن و ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی این دشت با استفاده از روش‌های AVI و GOD می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دشت تبریز با وسعت تقریبی ۶۰۰ کیلومترمربع در شمال غرب ایران در استان آذربایجان شرقی قرار گرفته است. این دشت از شمال به دامنه‌های جنوبی کوه‌های مورو، از جنوب به دامنه‌های شمالی سهند، از شرق به انتهای شرقی محدوده شهر تبریز و از غرب به اراضی شورزار دریاچه ارومیه محدود می‌گردد (شکل ۱). این دشت بخشی از حوضه آبریز دریاچه ارومیه می‌باشد. پست‌ترین نقطه ارتفاعی در منطقه مورد مطالعاتی ۱۳۰۳ متر از سطح دریا در غرب دشت و بیشترین ارتفاع در کوه‌های جنوب شرقی (سهند) با



شکل ۱. موقعیت و فیزیوگرافی منطقه مورد مطالعه (دشت تبریز).

دشت تبریز شکل شبه مثلثی دارد که رودخانه مهران رود از راس شرقی آن وارد دشت شده و از داخل شهر تبریز عبور می‌کند و در انتهای غربی شهر به رودخانه آجی‌چای می‌پیوندد. این رودخانه بعلت شیب زیاد زمین، رسوبات دانه درشت و یکنواختی را بجا گذاشته است. رودخانه آجی‌چای مهمترین رودخانه منطقه از ضلع شمال‌غربی این مثلث وارد دشت شده و در طول مرکز دشت به سمت غرب جریان یافته و در انتهای دشت بعلت شیب بسیار کم زمین دو شاخه شده و در جهت‌های غربی و جنوب‌غربی به مسیر خود ادامه داده و در نهایت به دریاچه ارومیه تخلیه می‌شود. رسوبات ته‌نشستی از رودخانه آجی‌چای دارای وسعت و ضخامت زیادی بوده و لایه‌های متعددی را بر اساس اندازه دانه‌ها و با نفوذپذیری‌های متفاوت بوجود آورده است. رودخانه‌های فرعی گمناب‌چای و سنخ‌چای چای از جناح راست و رودخانه‌های سردرود و عنصرود از جناح چپ در دشت تبریز به رودخانه آجی‌چای می‌پیوندند. این رودخانه‌ها در منطقه ورودی به دشت مخروط افکنه‌هایی را تشکیل داده‌اند.

امروزه پساب‌های شهر تبریز (قسمتی تصفیه شده و قسمتی نیز به صورت خام) وارد رودخانه آجی‌چای شده و در طول مسیر با پساب‌های کارخانه‌های چرم‌سازی روستای مایان، کارخانه‌های ماشین‌سازی و تراکتورسازی و پالایشگاه نفت تبریز مخلوط شده و متاسفانه بدون هیچ گونه کنترلی توسط کشاورزان مورد استفاده قرار می‌گیرد. به جرأت می‌توان گفت که عدم مدیریت صحیح پساب‌های مذکور، دشت تبریز را با یک فاجعه زیست محیطی مواجه کرده است.

زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی

قدیمی‌ترین سازند زمین‌شناسی در منطقه مورد مطالعه مربوط به سنگ‌های دگرگونی و آهکی دونین کربنیفر، پرمین-تریاس و کرتاسه پائینی و بالایی است که در شمال دشت و در کوه مورو در سطحی وسیع رخنمون پیدا کرده‌اند و از شیست‌های دانه‌ریز، کوارتزیت، آهک و آهک بیتومینه تشکیل یافته‌اند و بوسیله نفوذی‌های آذرین به هم خورده‌اند.

سازندهای قرمز بالایی (سری میوسن) در سطح بسیار وسیع، شمال و شمال‌شرقی دشت را پوشانده است و از مارن‌های قرمز همراه با گچ، کنگومرا و کنبه‌های نمکی و آهک‌های مارنی با ضخامتی بیش از ۱۰۰۰ متر تشکیل یافته است. قسمت‌هایی از رودخانه آجی‌چای و شاخه‌های فرعی آن از روی این سازندها جریان می‌یابد که در نتیجه آب آن از شوری و مواد معلق دانه‌ریز بالایی برخوردار است. بر روی سازند قرمز بالایی لایه‌هایی از مارن زرد، ماسه سنگ همراه با لیگنیت و رس‌های خاکستری سبز مانند دریاچه‌ای مربوط به پلیوسن قرار گرفته‌اند که به طرف بالا لایه‌های مارنی و رسی ماهی‌دار^۱ را در شرق شهر تبریز تشکیل می‌دهند (اصغری‌مقدم و علاف نجیب ۲۰۰۶).

توف‌ها و آندزیت‌های پلیو- پلیستوسن آتشفشان سهند در سطح بسیار وسیعی بر روی لایه‌های پلیوسن قرار گرفته‌اند و دامنه‌های شمالی سهند را می‌پوشانند. سازندهای پیروکلاستیک سهند در قله بیشتر آندزیت و در دامنه‌ها از توف‌های آبرفتی^۲ تشکیل یافته است که ضخامت توف‌های آبرفتی در بعضی جاها بیش از ۵۰۰ متر گزارش شده است و از منابع آب زیرزمینی فوق‌العاده زیاد و با کیفیت خوب برخوردار است (اصغری‌مقدم ۱۹۹۱).

رسوبات کواترنری نهشته‌های آبرفتی دشت تبریز شامل شن، ماسه و سیلت و رس است که از شرق به سمت غرب بتدریج رسوبات دانه ریز افزایش می‌یابد. تراس‌های رودخانه آجی‌چای از لایه‌های متناوب شن و ماسه و سیلت و رس با ضخامتی تا ۲۰۰ متر تشکیل یافته است.

همان‌طوری که در بخش هیدرولوژی اشاره گردید علاوه بر رودخانه اصلی آجی‌چای، دو رودخانه فرعی از سمت شمال وارد دشت تبریز شده و به رودخانه آجی‌چای می‌پیوندند. همه این رودخانه‌ها در طول مسیر خود عمدتاً از سازند قرمز بالایی عبور می‌کنند در نتیجه در دبی‌های زیاد دارای مواد معلق دانه

1 Alluvial tuffs

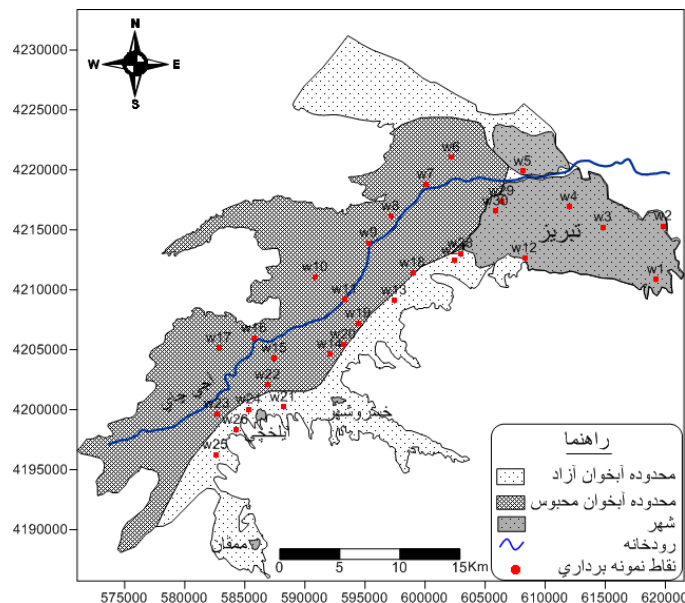
2 Fish beds

از تحت فشار در عمق ۵۰ تا ۶۰ متری از سطح زمین صورت می‌گیرد. به طوری که کیفیت آب زیرزمینی تا عمق ۵۰ تا ۶۰ متری شور و از ۶۰ تا ۱۲۰ متری شیرین بوده است. اگرچه امروزه به دلیل استخراج بیش از حد از آب زیرزمینی آبخوان تحت فشار، تعادل سفره‌ها در بعضی مناطق مانند حوالی مایان، فرودگاه و نیروگاه حرارتی تبریز به هم خورده و به نوعی اختلاط بین آب سفره‌های شیرین و شور بوجود آمده است که این امر موجب شده است که سفره‌های عمیق زیرین نیز در حال حاضر شور شوند (اصغری مقدم ۱۹۹۱).

از منابع تغذیه‌کننده آبخوان دشت تبریز می‌توان به بارش‌های جوی، رودخانه‌های موجود در منطقه بویژه رودخانه آجی‌چای و رودخانه‌های منشاء گرفته از دامنه‌های شمالی سهند، آب برگشتی از آبیاری مزارع و باغات و پساب‌های صنعتی اشاره کرد. آبخوان‌های تحت فشار دشت بیشتر از جریان‌ات سطحی و زیرزمینی ورودی از دامنه‌های شمالی سهند به دشت و احتمالاً به مقدار خیلی کم نیز از جریان‌ات سطحی و زیرزمینی شمال دشت تغذیه می‌شوند (اصغری مقدم و علاف نجیب ۲۰۰۶).

ریز فراوان و در دبی‌های کم دارای شوری بالا هستند. سه رودخانه فرعی که از دامنه‌های شمالی سهند منشاء می‌گیرند، دارای کیفیت خوب و مواد معلق دانه درشت می‌باشند. بنابراین آن قسمت از آبخوان دشت که در شمال‌غرب رودخانه آجی‌چای و مجاور مناطق کوهستانی قرار گرفته از نوع آبخوان آزاد بوده و از نفوذپذیری کم و شوری بالایی برخوردارند. آبخوان‌های تشکیل شده در تراس‌های رودخانه آجی‌چای چند لایه-ای بوده و از نوع آزاد و تحت فشار می‌باشند. آبخوان‌های موجود در مخروط افکنه‌های مناطق جنوب‌شرقی و جنوب دشت از نوع آزاد و دارای آب با کیفیت بهتر می‌باشند (شکل ۲).

آبخوان آزاد دشت تبریز، مخروط‌افکنه‌های جنوبی و شمالی دشت و همچنین لایه بالایی تراس‌های رودخانه آجی‌چای را در بر می‌گیرد. بیشترین ضخامت سفره آزاد در دشت تبریز ۱۰۰ متر است که این ضخامت بطرف کوه و نیز بطرف مرکز دشت کاهش یافته و تا ۵۰ متر می‌رسد (اصغری مقدم ۱۹۹۱). با آنکه تراس‌های رودخانه آجی‌چای آبخوان‌های چند لایه‌ای را تشکیل می‌دهند ولی جدایی اصلی آبخوان آزاد



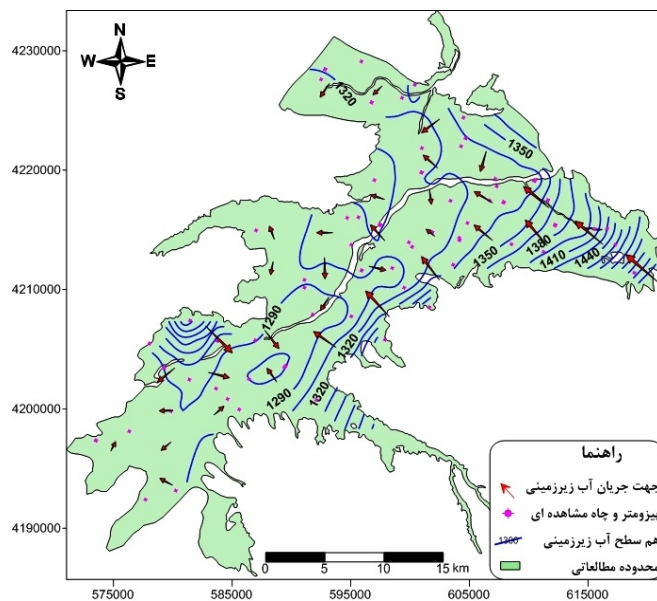
شکل ۲. انواع آبخوان‌ها و موقعیت نقاط نمونه برداری جهت تجزیه شیمیایی آب زیرزمینی دشت تبریز.

چاه‌های مشاهده‌ای موجود در دشت به نرم‌افزار Surfer11 منتقل گردید و سپس با استفاده از درونیابی

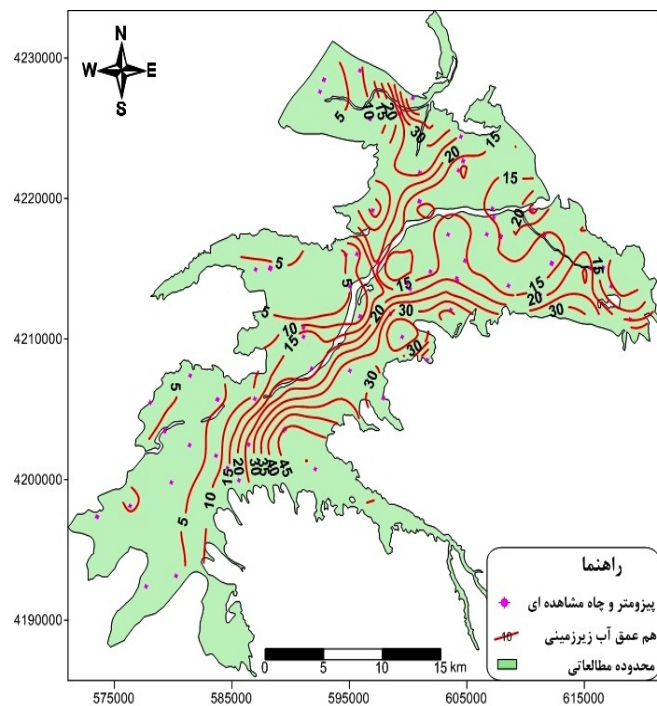
برای تهیه نقشه جهت جریان و هم‌عمق آب زیرزمینی، موقعیت و عمق سطح ایستابی پیزومترها و

بیشترین عمق سطح آب زیرزمینی در بخش شرقی و جنوبی و کمترین عمق سطح آب زیرزمینی در بخش غربی دشت دیده می‌شود (شکل ۴).

به روش کریجینگ، این نقشه‌ها تهیه گردیدند. جهت جریان آب زیرزمینی به تبعیت از توپوگرافی منطقه، بیشتر از شرق و جنوب‌شرق به سمت غرب و جنوب-غرب می‌باشد (شکل ۳). بر اساس منحنی‌های هم‌عمق،



شکل ۳. نقشه جهت جریان آب زیرزمینی (مهر ماه ۱۳۹۱) دشت تبریز.



شکل ۴. نقشه هم عمق آب زیرزمینی (مهر ماه ۱۳۹۱) دشت تبریز.

جمع آوری و تجزیه داده ها

به منظور بررسی آلودگی نیترات، نمونه برداری از ۳۰ حلقه چاه نیمه عمیق و عمیق با پراکندگی مناسب در دشت، در مهر ماه سال ۱۳۹۱ صورت گرفت و در آزمایشگاه آبشناسی دانشگاه تبریز مورد تجزیه هیدروشیمیایی قرار گرفت. محل های نمونه برداری به صورت تصادفی در سطح دشت پراکنده است و محل های مانند مناطق مسکونی، زمین های کشاورزی و کارگاه ها را در بر می گیرد. پارامترها و یون های اندازه گیری شده شامل اسیدیته (pH)، هدایت الکتریکی (EC)، کاتیون ها و آنیون های اصلی و نیترات می باشد (جدول ۱). اندازه گیری مقدار نیترات به روش اسپکتروفتومتری صورت گرفت. در این روش نمونه های استاندارد و اصلی را بعد از آماده سازی ۵ دقیقه استراحت داده و بعد با قرار دادن نمونه ها در دستگاه اسپکتروفتومتری (مدل Spectro40) در طول موج ۲۲۰ نانومتر، میزان جذب آنها قرائت شد. سپس منحنی واسنجی غلظت-جذب از روی نمونه های استاندارد ترسیم و با توجه به مقدار جذب نمونه های اصلی، غلظت نیترات نمونه روی این منحنی محاسبه گردید. این روش برای نمونه هایی با غلظت ۱ تا ۱۰ میلی گرم بر لیتر کاربرد دارد و برای نمونه هایی با غلظت بیشتر رقیق سازی صورت گرفت. کاتیون ها و آنیون های اصلی به روش های استاندارد تجزیه گردید. سپس چگونگی تغییرات غلظت نیترات با استفاده از نرم افزار ArcGIS10 رسم گردید و غلظت نیترات با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی (ورلد هلت ارگانیزیشن ۲۰۰۸) مورد مقایسه قرار گرفت. در نهایت ارزیابی آسیب پذیری آب زیرزمینی دشت تبریز از طریق دو روش AVI^۱ و GOD^۲ جهت همخوانی نقاطی با پتانسیل آلودگی بالا، با مناطقی از آبخوان که میزان یون نیترات بالایی دارد، صورت گرفت.

تاکنون تعاریف زیادی در مورد آسیب پذیری آبخوان و مفهوم آن در هیدروژئولوژی ارائه شده است که از آن جمله می توان به تعریف کمیته ملی آمریکا در سال ۱۹۹۳ اشاره کرد. این کمیته آسیب پذیری آبهای

زیرزمینی نسبت به آلودگی را، تمایل یا احتمال رسیدن آلاینده ها به یک مکان مشخص در سیستم آب زیرزمینی بعد از به وجود آمدن آنها در برخی محل ها در بالای سطح آبخوان می داند (المصری ۲۰۰۸).

آسیب پذیری نوعی خصوصیت نسبی، بدون بعد و غیرقابل اندازه گیری است و به ویژگی های آبخوان، محیط زمین شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد (آنتوناکس و لامبراکیس ۲۰۰۷). در تمامی روش ها آسیب پذیری آبخوان بر اساس انتقال آلودگی از سطح زمین به لایه آبدار برآورد شده است. در این تحقیق برای بررسی آسیب پذیری آب زیرزمینی منطقه از مدل های GOD و AVI و برای تهیه نقشه از محیط GIS استفاده شده است.

مدل AVI: در این روش با استفاده از دو پارامتر شامل ضخامت هر واحد رسوبی بالای آبخوان و هدایت هیدرولیکی تخمینی هر لایه، می توان شاخص آسیب پذیری آبخوان را تخمین زد (ون استمپورت و همکاران ۱۹۹۳). با بدست آوردن این پارامترها می توان میزان مقاومت هیدرولیکی آبخوان را مطابق رابطه زیر بدست آورد:

$$n = \sum_{i=1}^n \frac{d_i}{K_i} \quad [1]$$

در این فرمول d ضخامت لایه های بالای آبخوان، n تعداد لایه ها و K هدایت هیدرولیکی اشباع تخمینی هر لایه (m/day) است. پارامتر C برای تعیین مقاومت اکی-تارد^۳ به جریان عمودی بکار می رود و بعد آن زمان است که بیان کننده زمان حرکت آب زیرزمینی از لایه لای خلل و فرج سطح فوقانی بخش اشباع به سمت پایین می باشد. پس از محاسبه میزان شاخص آسیب پذیری^۴ و مقایسه آن با جدول ۲، میزان آسیب پذیری آب زیرزمینی مشخص می شود (گوگو و داسارگوس ۱۹۹۹).

جدول ۱. نتایج تجزیه نمونه‌های آب زیرزمینی دشت تبریز.

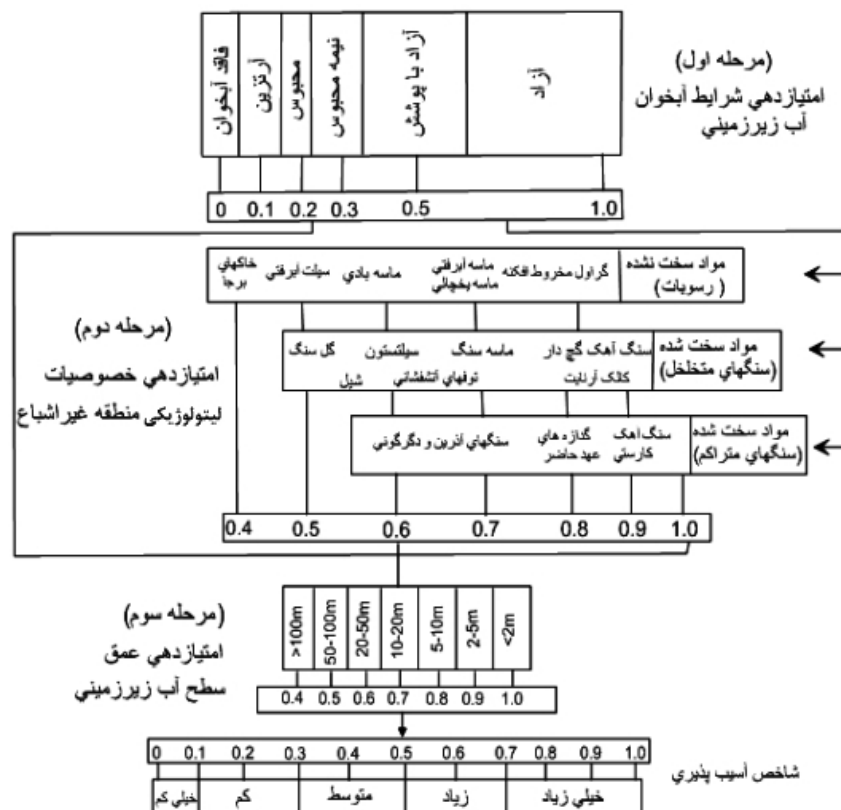
شماره نمونه	محل	نوع منطقه	هدایت الکتریکی ($\mu\text{mohs/cm}$)	عمق چاه نمونه‌برداری (m)	pH (-)	غلظت نیترات (mg/L)
W1	اثل گلی	شهری	۶۹۳	-	۸/۴	۲۴/۳
W2	باغمیشه	شهری	۲۱۰۰	۳۵	۸/۳	۴۱/۸
W3	پل منصور	شهری	۲۴۰۰	۷۲	۷/۹	۱۱۵/۸
W4	منجم	شهری	۲۰۰۰	۵۰	۸	۱۲۲/۶
W5	فرودگاه	کشاورزی	۷۱۰۰	۶۰	۷/۷	۷۰/۹
W6	الوارسغلی	شهری	۸۱۰۰	۱۵۰	۸/۱	۴/۹
W7	چرمشهر	صنعتی	۱۲۵۰۰	۸	۸	۱/۴
W8	مایان سفلی	کشاورزی	۱۴۰۰	۱۲۰	۸/۲	۱۸/۵
W9	مایان سفلی	کشاورزی	۱۲۰۰	۱۲۰	۸/۳	۱۲/۹
W10	نوجه ده	کشاورزی	۱۷۰۰	۱۱۰	۸/۳	۰/۶
W11	آخولا	کشاورزی	۳۲۰۰	۱۰۰	۷/۷	۱۶/۳
W12	لاله	شهری	۲۱۰۰	۱۸	۷/۸	۱۳۷/۷
W13	شیخ حسن	کشاورزی	۴۰۰۰	۷۰	۷/۶	۵۰/۱
W14	بارانلو	کشاورزی	۴۲۰۰	۶۲	۷/۸	۱۰۰/۶
W15	تازه‌کند	کشاورزی	۶۷۰۰	۱۰۰	۷/۵	۲/۱
W16	ساتلو	کشاورزی	۲۳۰۰	۱۱۰	۸/۴	۰/۴
W17	ساتلو	کشاورزی	۴۸۰۰	۱۱۰	۸/۱	۰/۷
W18	باغ معروف	صنعتی	۵۹۰۰	۱۲۰	۸	۴۲/۵
W19	ینگی کند	کشاورزی	۸۰۰۰	۹۰	۷/۸	۵۸/۶
W20	لاهیجان	کشاورزی	۵۶۰۰	۸۰	۷/۹	۶۵/۷
W21	کردلر	کشاورزی	۲۱۰۰	۱۴۰	۷/۹	۸/۹
W22	کردلر	کشاورزی	۳۶۰۰	۱۲۰	۷/۸	۳۸/۹
W23	ایلخچی	کشاورزی	۵۸۰۰	۱۰۰	۸	۳/۷
W24	ایلخچی	کشاورزی	۵۰۰۰	۷۰	۷/۹	۹۳/۴
W25	خاصبان	کشاورزی	۱۱۹۰۰	۱۰۰	۷/۷	۱۶/۲
W26	بیگلو	کشاورزی	۲۹۰۰	۶۰	۷/۹	۴۴/۸
W27	آخماقیه	کشاورزی	۲۲۰۰	۶۵	۸/۱	۶۵/۷
W28	آخماقیه	کشاورزی	۳۵۰۰	۷۵	۷/۸	۶۳/۳
W29	قراملک	شهری-کشاورزی	۳۳۰۰	۱۵	۷/۹	۲۴۳/۷
W30	قراملک	شهری-کشاورزی	۳۰۰۰	۱۸	۸	۲۰۲/۷

در آن I_v شاخص آسیب‌پذیری، G امتیاز نوع لایه آبدار، O امتیاز لیتولوژی منطقه بالای سفره آبدار (پارامتر لیتولوژی فقط برای سفره‌های آزاد محاسبه می‌شود) و D امتیاز عمق تا سطح ایستابی است (فوستر ۱۹۸۷). شکل ۵ الگوریتم این مدل را نشان می‌دهد.

مدل GOD: در این مدل سه پارامتر اصلی تأثیرگذار در آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی شامل نوع آبخوان، ویژگی‌های لیتولوژیکی لایه‌های بالایی سطح ایستابی و عمق آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود (فوستر ۱۹۸۷). در این روش شاخص آسیب‌پذیری با استفاده از رابطه $I_v = G.O.D$ بدست می‌آید که

جدول ۲. میزان شاخص آسیب پذیری بر اساس مقدار C.

C(day)	Log C	پتانسیل آلودگی
۰-۱۰	<۱	خیلی زیاد
۱۰-۱۰۰	۱-۲	زیاد
۱۰۰-۱۰۰۰	۲-۳	متوسط
۱۰۰۰-۱۰۰۰۰	۳-۴	پایین
>۱۰۰۰۰	>۴	خیلی پایین



شکل ۵- الگوریتم مدل GOD (فوستر ۱۹۸۷).

نتایج و بحث

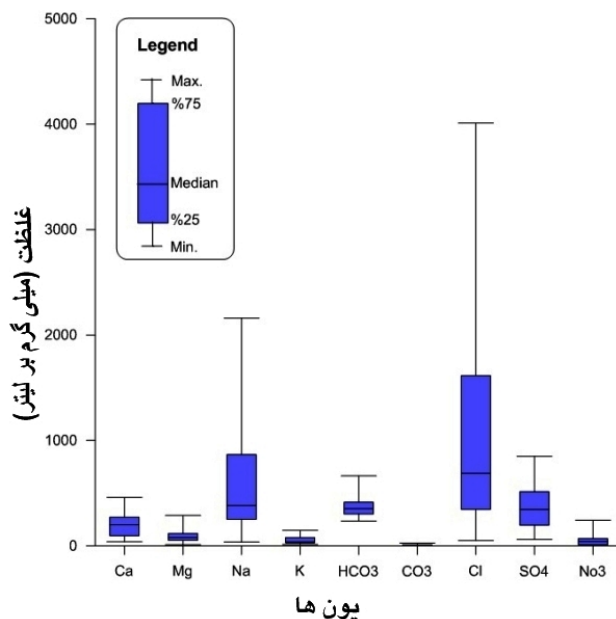
شیمی یون‌های اصلی و رخساره آب‌های زیرزمینی

۷۵٪ و بیشترین غلظت را نمایش می‌دهد. مقادیر هدایت الکتریکی و pH نمونه‌های تجزیه شده به ترتیب از $693 \mu\text{mhos/cm}$ تا $12500 \mu\text{mhos/cm}$ و $7/5$ تا $8/4$ متغیر است. کمترین و بیشترین مقدار هدایت الکتریکی به ترتیب مربوط به نمونه‌های برداشتی از ائل‌گی (جنوب شرق شهر تبریز) و چرمشهر (غرب دشت تبریز) می‌باشند. طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (ورلد هلت اورگانیزیشن ۲۰۰۸) میزان مجاز هدایت الکتریکی برای آب آشامیدنی ۱۵۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر

غلظت یون‌های اصلی بدست آمده از تجزیه نمونه‌های آب زیرزمینی دشت تبریز بصورت نمودار جعبه‌ای در شکل ۶ نشان داده شده است که در آن بیشترین مقادیر غلظت مربوط به یون‌های کلر و سدیم و کمترین مقادیر مربوط به کربنات و پتاسیم می‌باشد. نمودار جعبه‌ای یکی از روش‌های نمایش توزیع داده‌های جوامع آماری است که به ترتیب کمترین، ۲۵٪، میانه،

الکتریکی بیش از حد استاندارد می‌باشند.

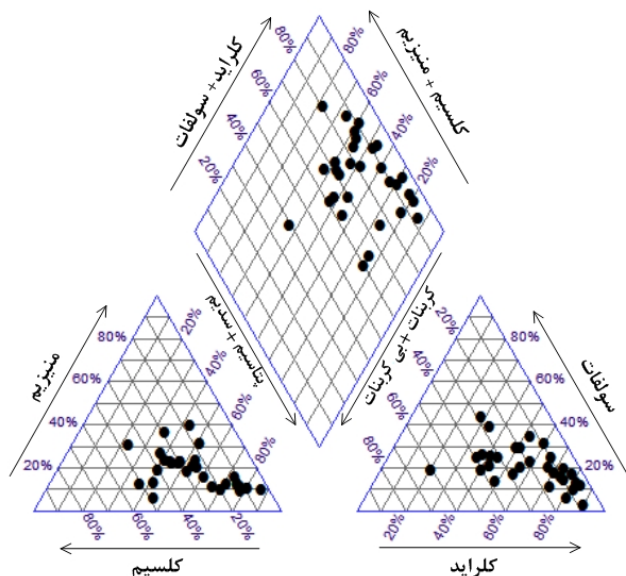
می‌باشد که به جز سه نمونه W1، W8 و W9 تمامی نمونه‌های برداشت شده از منطقه مطالعاتی دارای هدایت



شکل ۶. نمودار جعبه‌ای یون‌های اصلی آب زیرزمینی.

مشخص شد. Na-Cl ، Na-HCO_3 ، Na-SO_4 و Ca-Cl که هر کدام به ترتیب ۶۳٪، ۲۷٪، ۷٪ و ۳٪ از نمونه‌های تجزیه شده را شامل می‌شود.

برای تعیین تیپ و رخساره‌های آب زیرزمینی از نمودار پایپر استفاده گردید (شکل ۷) که بر اساس غلظت یون‌های اصلی چهار گروه عمده آب زیرزمینی

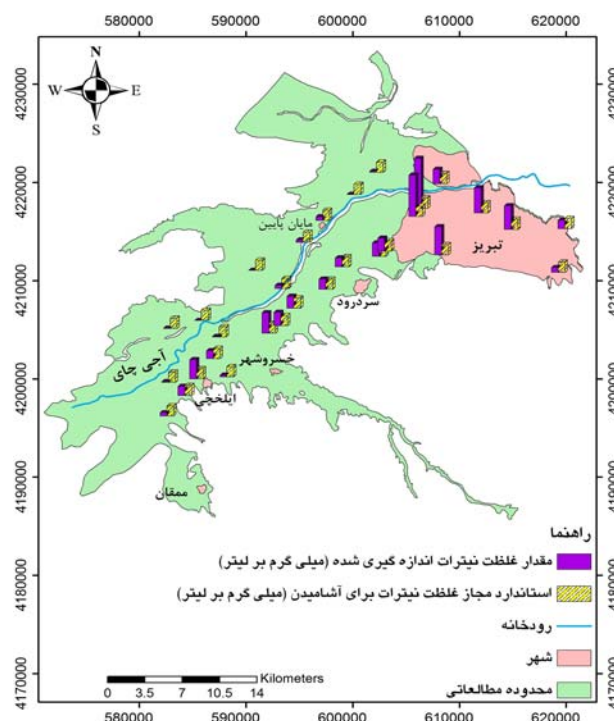


شکل ۷. نمودار پایپر آب زیرزمینی دشت تبریز.

آلودگی نیترات

با توجه به تغییرات قابل توجه در مقدار غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی دشت تبریز که در برخی موارد خیلی بیشتر از استاندارد آب آشامیدنی بوده است، می‌توان منشاهای مختلفی نظیر فاضلاب خانگی، شهری و صنعتی، کودهای شیمیایی و فضولات حیوانی و انحلال نهشته‌های تبخیری و خاک‌های غنی از نیترات را در نظر گرفت. منشاهای آلودگی شهری شامل نشت از سیستم دفع فاضلاب، چاه‌های توال، زباله‌دانی‌های بهداشتی و گورستان‌ها می‌باشند. غلظت نیترات در ۱۳ نمونه تجزیه شده، بیش از مقدار مجاز آن در آب آشامیدنی است، مقدار آن در کل نمونه‌ها بین ۴ تا ۲۴۳/۷ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است و میانگین غلظت نیترات نمونه‌ها ۵۵/۶ mg/l می‌باشد. شکل ۸ موقعیت نمونه‌ها و تغییرات غلظت نیترات در آنها را نشان داده و با مقدار استاندارد جهانی آن در آب آشامیدنی مقایسه می‌کند. پارامترهای مختلفی از جمله مقدار کود مورد استفاده، کیفیت آب سطحی، نوع استفاده از اراضی، عمق سطح آب زیرزمینی، زهکشی اراضی توسط رودخانه‌ها و نوع رسوبات منطقه سبب شده

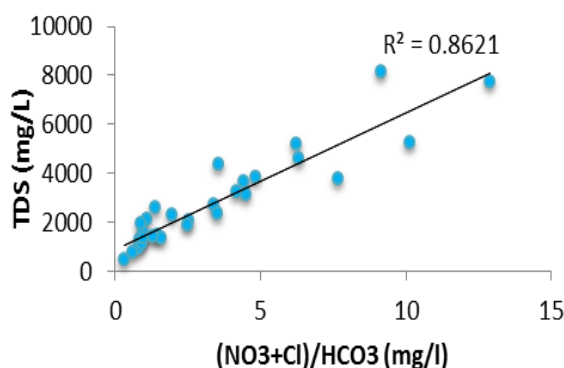
است که در بخش‌های مختلف آبخوان غلظت نیترات متفاوت باشد. کمترین مقادیر غلظت نیترات از شمال-غرب دشت بدست آمده است که دلیل آن کمی فعالیت کشاورزی در مقایسه با دیگر مناطق دشت، تحت فشار بودن آبخوان در این مناطق و دانه‌ریز بودن رسوبات این قسمت از دشت می‌باشد. چون هر چقدر رسوبات سفره غنی از ماسه باشد بدلیل نفوذپذیری بالا شرایط هوازی مساعد خواهد بود (کرافت و همکاران ۱۹۹۹). بیشترین غلظت نیترات نیز در انتهای محدوده شهر تبریز در منطقه قراملک است که اولاً در منطقه شهری قرار گرفته و ثانياً فعالیت کشاورزی در آن زیاد است. در بخش جنوبی رودخانه آجی‌چای غلظت نیترات در مقایسه با بخش شمالی آن به مراتب خیلی بیشتر است که این امر می‌تواند به تمرکز مراکز صنعتی، نوع آبخوان و عمق کم آب زیرزمینی مربوط گردد. بنابراین می‌توان گفت که آب زیرزمینی منطقه قراملک و ساحل جنوبی رودخانه آجی‌چای برای آشامیدن توصیه نمی‌شود.



شکل ۸. توزیع غلظت نیترات و مقدار آن نسبت به حداکثر مجاز (سازمان بهداشت جهانی ۲۰۰۸).

آب زیرزمینی و افزایش آنها نسبت به بی‌کربنات نشان دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی در کیفیت این منابع است. بنابراین بارسم نمودار غلظت این یون‌ها در مقابل TDS، می‌توان به منشأ آلاینده آب زیرزمینی پی برد (هان و لیو ۲۰۰۴).

نیترات، سولفات، کلر و سدیم اساساً در نتیجه استفاده از کودهای شیمیایی کشاورزی، کودهای حیوانی، فعالیت‌های شهرسازی و فاضلاب‌های صنعتی به آبهای زیرزمینی اضافه می‌شوند (جلالی ۲۰۰۹، هان و لیو ۲۰۰۴). افزایش هماهنگ غلظت کلراید و نیترات در



شکل ۹. نمودار TDS در مقابل $(\text{NO}_3+\text{Cl})/\text{HCO}_3$ در دشت تبریز.

زیرزمینی و ارتباط آن با انتقال نیترات و اختلاط بستگی دارد (المصری و کالیوارچی ۲۰۰۷، آنایا و المصری ۲۰۰۹). در بین کاتیون‌ها و آنیون‌ها نیز بین نیترات و بی‌کربنات ارتباط آماری معنی‌داری وجود دارد ($r = ۰/۶۶۴$). زیرا کودهای نیتروژنه مورد استفاده برای زمین‌های کشاورزی عمدتاً دارای ترکیب $[(\text{NH}_4 \text{ NO}_3) (\text{CaCO}_3)]$ می‌باشند. اکسیداسیون آمونیوم سبب آزاد شدن پروتون (H^+) می‌شود. بنابراین، نیتروژن احیا شده از کودها سبب اسیدی شدن خاک و افزایش نیترات می‌شود (بولکه ۲۰۰۲).

[۲] $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 = \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
 انحلال کودهای مورد استفاده سبب آزاد شدن CaCO_3 می‌شود.

[۳] $\text{NH}_4\text{CaCO}_3 + 2\text{O}_2 = \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} + \text{CaCO}_3$
 و در نهایت ترکیب H^+ حاصل از اکسیداسیون آمونیوم و CaCO_3 حاصل از کودها سبب افزایش بی‌کربنات می‌شود (بولکه ۲۰۰۲).

[۴] $\text{CaCO}_3 + 2\text{H}^+ = \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$

شکل ۹ همبستگی بسیار خوبی ($R^2=0.86$) را بین TDS و $\text{NO}_3+\text{Cl}/\text{HCO}_3$ نشان می‌دهد که بیان‌کننده غلظت بالای نیترات موجود در منطقه به علت فعالیت‌های انسانی می‌باشد و سازندهای زمین‌شناسی سهم خیلی اندک در آلودگی نیترات منطقه دارند.

در جدول ۳ همبستگی بین یون نیترات و سایر پارامترهای اندازه‌گیری شده محاسبه شده است. نتایج بدست آمده از بررسی ارتباط غلظت نیترات و عمق چاه‌ها حاکی از آن است که ارتباط آماری معنی‌داری بین دو عامل یاد شده برقرار است ($r = -۰/۸۲۹$). یعنی با افزایش عمق چاه‌ها از غلظت نیترات کاسته می‌شود. در بیان دلایل این رابطه معکوس می‌توان گفت که وجود لایه‌های نیمه نفوذپذیر در بالای آبخوان اصلی مانع نفوذ آبهای آلوده به نیترات به آبخوان می‌شود (لیو و همکاران ۲۰۰۵، اولیاس و همکاران ۲۰۰۸). از طرفی با افزایش عمق، مقدار غلظت اکسیژن محلول در آب کاهش می‌یابد. از این رو ممکن است فرایند نیترات‌زدایی را تقویت نماید و مقداری از نیترات را حذف نماید. همچنین این پدیده به دو فاکتور اصلی دیگر حرکت عمودی آب

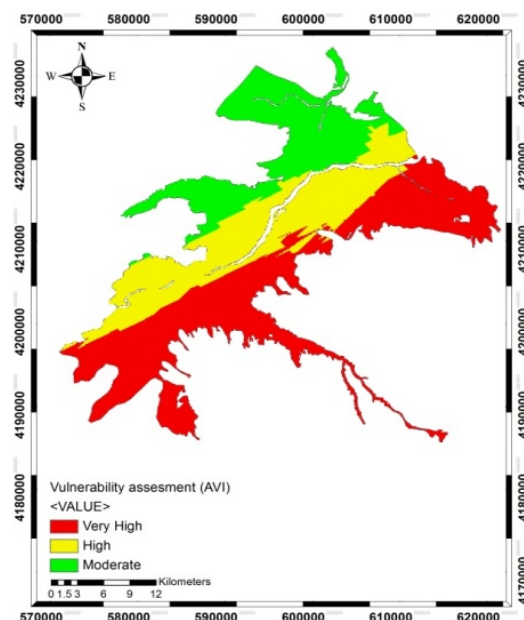
جدول ۳. همبستگی بین نیترات و یون‌ها و پارامترهای اندازه‌گیری شده در دشت تبریز.

	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	CO ₃	Cl	SO ₄	Alk.	Well depth	EC	pH
NO ₃	-۰/۰۰۸	-۰/۱۵۶	-۰/۲۴۱	-۰/۱۳۵	۰/۶۶۴**	-۰/۴۳۰*	-۰/۳۱۱	۰/۲۰۴	-۰/۲۳۶	-۰/۸۲۹**	-۰/۲۲۲	-۰/۲۱۰
	Alk.=قلیائیت				*.* همبستگی در سطح ۰/۰۱ معنی‌دار			* همبستگی در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار				

آسیب‌پذیری آبخوان دشت تبریز

برای تعیین پتانسیل آلودگی آبخوان به روش AVI، ابتدا پارامتر C با استفاده از لاگ چاه‌های مشاهده‌ای و اکتشافی که از سازمان آب منطقه‌ای آذربایجان شرقی تهیه گردید، محاسبه شد و با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS با روش درونیابی کریجینگ نقشه

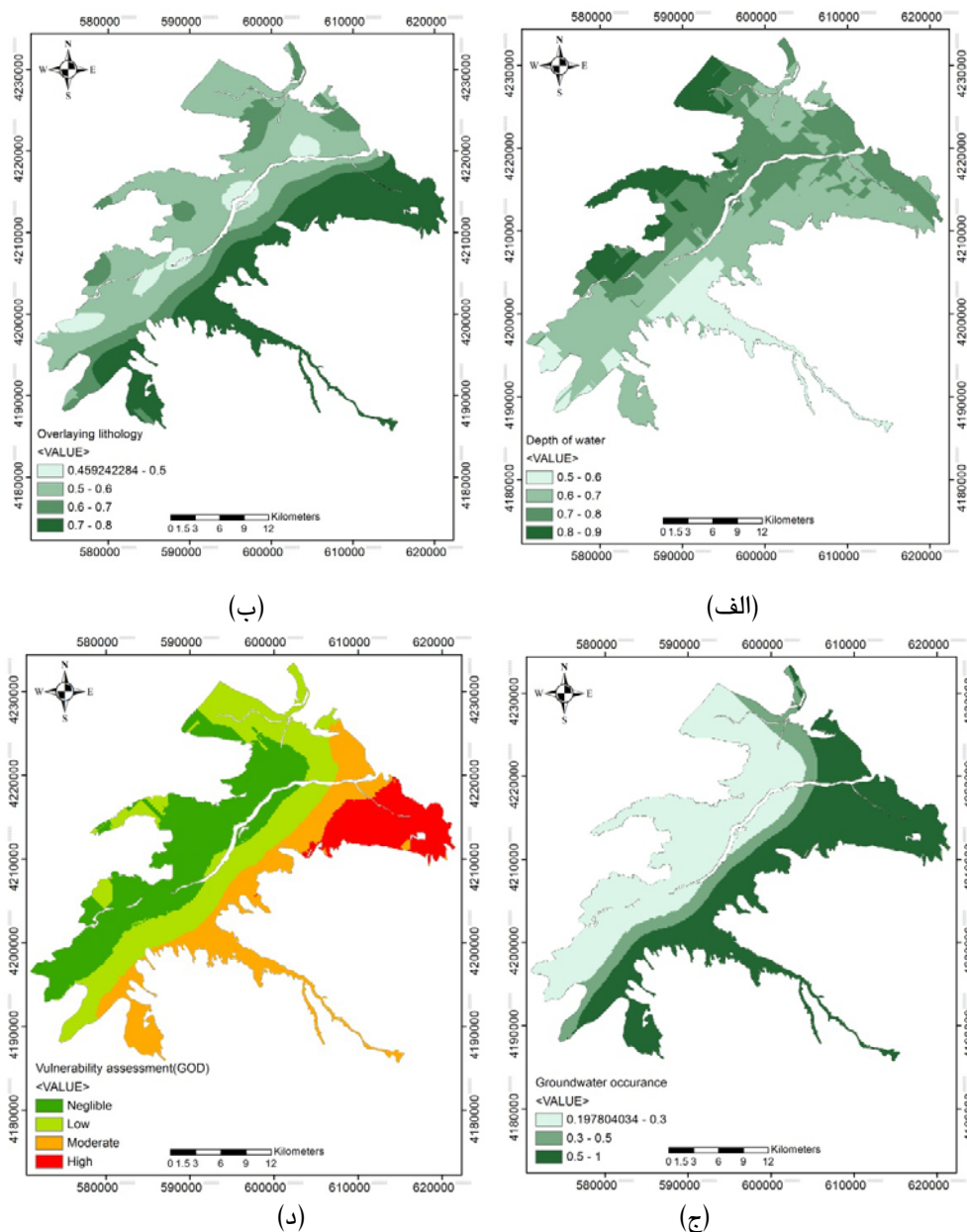
هم‌مقدار مقاومت هیدرولیکی آبخوان رسم شد و در نهایت با استفاده از جدول ۱ میزان پتانسیل آلودگی دسته‌بندی شد. شکل ۱۰ خروجی حاصل از این روش را نشان می‌دهد که نتیجه کم و بیش با مقادیر نیترات همخوانی نشان می‌دهد.



شکل ۱۰. نقشه آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی دشت تبریز به روش AVI.

لایه‌های مجزا با تابع هم‌پوشانی، نقشه نهایی آسیب‌پذیری به روش GOD (شکل ۱۱-د) بدست آمد. آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی آبخوان دشت تبریز در شکل ۱۱-د تا حد زیادی با توزیع آلودگی به نیترات (شکل ۸) همخوانی دارد.

برای تهیه نقشه آسیب‌پذیری به روش GOD، با توجه به نرخ‌های تعیین شده برای هر یک از مشخصه‌های بیان شده در شکل ۵ و با اعمال درونیابی کریجینگ در حالت رستری نقشه جداگانه برای لیتولوژی (شکل ۱۱-الف)، عمق سطح آب زیرزمینی (شکل ۱۱-ب) و نوع آبخوان (شکل ۱۱-ج) تهیه شد و در نهایت با تلفیق



شکل ۱۱. (الف) لایه لیتولوژی مواد پوشاننده، (ب) لایه عمق آب زیرزمینی، (ج) لایه نوع آبخوان، و (د) نقشه آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت تبریز به روش GOD.

نتیجه‌گیری کلی

در مجموع عوامل اصلی افزایش نیترات آبهای زیرزمینی این دشت، فاضلاب‌های شهری، خانگی و صنعتی و اکسیداسیون آمونیوم ناشی از فروشویی سریع کودهای غیرآلی استفاده شده در زمین‌های کشاورزی می‌باشد. تغییرات غلظت نیترات با تغییرات عمق سطح ایستابی رابطه عکس دارد. بطوری که با افزایش عمق، غلظت نیترات کاهش می‌یابد. بر اساس دو روش سنجش

رسم نمودار TDS نسبت به $\text{NO}_3 + \text{Cl}/\text{HCO}_3$ نشان داد که منشاء نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت تبریز، بیشتر ناشی از فعالیت‌های انسانی است. آلودگی منابع آب زیرزمینی به نیترات در بخش انتهایی محدوده شهر تبریز و در بخش جنوبی رودخانه آجی‌چای نسبت به سایر نقاط دشت از بیشترین مقدار بر خوردار است.

دیگر دشت هستند. که از جمله عوامل آن می‌توان به نوع سفره، کم بودن عمق سطح آب زیرزمینی و مقادیر زیاد هدایت هیدرولیکی اشاره کرد.

آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی شامل GOD و AVI می‌توان نتیجه گرفت که بخش‌های جنوب و جنوب‌شرقی دشت دارای پتانسیل آلودگی بیشتری نسبت به مناطق

منابع مورد استفاده

- Abed- Shafy H, 2008. Groundwater contamination as affected by long- term sewage irrigation in Egypt. *Journal of Occupation Environ Med* 8: 1- 11.
- Alley WM, 1993. *Regional Ground-Water Quality*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Almasri MN, and Kaluarachch J, 2007. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology* 343: 211- 229.
- Almasri MN, 2008. Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer ,Palestine. *Journal of Environment Management* 88: 577–593.
- Anayah FM, Almasri MN, 2009. Trends and occurrences of nitrate in the groundwater of the West Bank, Palestine. *Applied Geography* 29: 588-601.
- Anonymous, 1996. *Drinking Water Regulations and Health Advisories*, Environmental Protection Agency (EPA), Washington, DC.
- Anonymous 2004. *Water Quality Fact Sheet On Nitrate*. British Geological Survey, London.
- Antonakos AK, Lambrakis NJ, 2007. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. *Journal of Hydrology* 333: 288-304.
- Asghri Moghaddam A, 1991. The hydrogeology of the Tabriz area, Iran. Ph.D. thesis, Department Of geological Sciences, University College London. England.
- Asghri Moghaddam A, Allaf Najib M, 2006. Hydrogeologic characteristics of the alluvial tuff aquifer of northern Sahand Mountain slopes, Tabriz, Iran. *Hydrogeology Journal* 14: 1319-1329.
- Barton L, Colmer TD, 2006. Irrigation and fertilizer strategies for minimizing nitrogen leaching from turfgrass. *Agricultural Water Management* 80: 160-175.
- Bohlke JK, Denver JM, 1995. Combined use of groundwater dating, chemical, and isotopic analysis to resolve the history and fate of nitrate contamination in two agricultural watersheds, Atlantic coastal plain, Maryland. *Water Resources Research* 31: 2319-2339.
- Bohlke JK, 2002. Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology Journal* 10: 153–179.
- Bouwer H, 1989. Linkages with ground water. Pp. 363–372. In: Follett RF (ed) *Nitrogen Management and Ground Water Protection*. Elsevier, Amsterdam
- Debernardi L, De Luca DA, Lasagna M, 2008. Correlation between nitrate concentration in groundwater and parameters affecting aquifer intrinsic vulnerability. *Environmental Geology* 55: 539– 558.
- Dorgham MM, Abdel-Aziz NE, El-Deeb KZ, Okbah MA, 2004. Eutrophication problems in the Western Harbour of Alexandria. Egypt. *Oceanologia*. 46: 25-44.
- Evans TA, Maidment DR, 1995. A spatial and statistical assessment of the vulnerability of Texas groundwater to nitrate contamination, Center for Research in Water Resources, Online Report 95-2.
- Fetter CW, 1999. *Contaminant Hydrogeology*. 2nd edition, Pp. 506. Prentice Hall Inc, New Jersey.
- Fewtrell L, 2004. Drinking-water nitrate, methemoglobinemia, and global burden of disease: a discussion. *Environmental Health Perspectives* 112: 1371-4.
- Foster SSD, 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Pp. 69-86. international conference Noordwijk aan Zee. 1-30 April, Netherlands.
- Gogu R, Dassargues A, 1999. Current trend and future challenge in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods, *Journal of Environmental Geology* 39: 549-559.
- Hamilton PA, Helsel DR, 1995. Effects of agriculture on groundwater quality in five regions of the United States. *Ground Water* 33: 217–226.
- Han G, Liu CQ, 2004. Water geochemistry controlled by carbonate dissolution: a study of the river waters draining karst-dominated terrain, Guizhou province, China. *Chemical Geology* 204: 1–21.
- Jalali M, 2009. Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan, Hamadan, Iran. *Environmental Geology* 56: 1479-1488.
- Keskin T, 2010. Nitrate and heavy metal pollution resulting from agricultural activity: a case study from Eskipazar (Karabuk, Turkey). *Journal of Environmental Earth Science* 61: 703- 721.
- Kraft GJ, Stites W, Mechanic DJ, 1999. Impacts of irrigated vegetable agriculture on a humid North-Central U.S. Sand plain aquifer. *Ground Water* 37: 572-580.

- Liu A, Ming J, Ankumah RO, 2005. Nitrate contamination in private wells in rural Alabama, United States. *Sci. Total Environ* 346: 112–120.
- Nolan BT, Hitt KJ, Ruddy CB, 2006. Probability of nitrate contamination of recently recharged ground waters in the conterminous United States. *Environmental Science and Technology* 36: 2138–45.
- Olias M, Gonzalez F, Ceron JC, Bolivar JP, Gonzalez-Labajo J, Garcia-Lopez S, 2008. Water quality and distribution of trace elements in the Donana aquifer (SW Spain). *Environmental Geology* 55: 55 - 68.
- Postma D, Boesen C, Kristiansen H, Larsen F, 1991. Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. *Water Resources Research* 27: 2027–2045.
- Power JF, Schepers JS, 1989. Nitrate contamination of groundwater in North America. *Agriculture Ecosystem and Environment* 26:165-187.
- Puckett LJ, Tesoriero AJ, Dubrovsky NM, 2011. Nitrogen contamination of surficial aquifers-a growing legacy, *Environmental Science and Technology* 45: 839–844.
- Steinheimer TR, Scoggin KD, Kramer LA, 1998. Agricultural chemical movement through a field-size watershed in Iowa: subsurface hydrology and distribution of nitrate in groundwater. *Environmental Science and Technology* 32: 1039-1047.
- Tebbutt THY, 1997. *Principles of Water Quality Control*, Pp. 288. 5th edition. Butterworth-Heinemann, London.
- Van Stempvoort D, Ewert L, Wassenaar L, 1992. AVI: A Method for groundwater protection mapping in the prairie provinces of Canada. PPWD pilot project, Sept. 1991 - March 1992. Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute.
- Widory D, Kloppmann W, Chery L, Bonnin J, Rochdi H, Guinamant JL, 2004. Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. *Journal of Contaminant Hydrology* 72: 165–188.
- World Health Organization, 2008. Guidelines for drinking-water quality. [Serial 978 92 4 154761 1] 1(3):191 - 418. Available From [http://www.who.int/water_sanitation health](http://www.who.int/water_sanitation_health).