

سورة الاحقاف



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده علوم زمین

پایان نامه کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی

هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی در دشت فریمان- تربت جام

نگارنده: سمیرا عظیمیان

استاد راهنما

دکتر گیتی فرقانی تهرانی

استاد مشاور

مهندس یوسف اختری

اسفند ماه ۱۳۹۶

شماره: ۱۳۸۹
تاریخ: ۱۳۸۹/۰۲/۱۴

باسمه تعالی



مدیریت تحصیلات تکمیلی

فرم شماره (۳) صورتجلسه نهایی دفاع از پایان نامه دوره کارشناسی ارشد

با نام و یاد خداوند متعال، ارزیابی جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد خانم سمیرا عظیمیان سردابی با شماره دانشجویی ۹۴۱۲۴۶۴ رشته زمین شناسی گرایش زیست محیطی تحت عنوان هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی در دشت فریمان- تربت جام که در تاریخ ۱۳۹۶/۱۲/۱۴ با حضور هیأت محترم داوران در دانشگاه صنعتی شاهرود برگزار گردید به شرح ذیل اعلام می گردد:

<input type="checkbox"/> مردود <input checked="" type="checkbox"/> قبول (با درجه: ...)			
نوع تحقیق: <input type="checkbox"/> نظری <input checked="" type="checkbox"/> عملی			
امضاء	مرتبه علمی	نام و نام خانوادگی	عضو هیأت داوران
	استادیار	دکتر گیتی فرقانی تهرانی	۱- استاد راهنمای اول
	-	مهندس یوسف اختری	۳- استاد مشاور
	استادیار	دکتر علی اکبر مؤمنی	۴- نماینده تحصیلات تکمیلی
	استادیار	دکتر افشین قشلاقی	۵- استاد ممتحن اول
	استادیار	دکتر رحیم باقری	۶- استاد ممتحن دوم

نام و نام خانوادگی رئیس دانشکده: دکتر پرویز لهری

تاریخ و امضاء و مهر دانشکده:



تصیر: در صورتی که کسی مردود شود حداکثر یکبار دیگر (در مدت مجاز تحصیل) می تواند از پایان نامه خود دفاع نماید (دفاع

مجدد نباید زودتر از ۴ ماه برگزار شود).

تقدیم به مہربان فرشتگانی کہ:

لحظات ناب باور بودن، لذت و غرور دانستن، جسارت خواستن، عظمت رسیدن و

تمام تجربہ ہائی کیلنا و زیبای زندگی مدیون حضور سبز آہناست.

تقدیم به تمام عزیزانم

شکر و قدردانی

پاس خدای را که سخوران، در ستودن او بماند و شمارندگان، شمردن نعمت های او ندانند و کوشندگان حق او را کزاردن نتوانند.

بدون شک جایگاه و منزلت معلم، اجل از آن است که در مقام قدردانی از زحمات بی شائبه ی او، بازبان قاصر و دست ناتوان، چیزی بکاریم، اما از آنجایی که تجلیل از معلم، پاس از انسانی است که هدف و غایت آفرینش را تأمین می کند و سلامت امانت دانی را که به دستش سپرده اند، تضمین؛ بر حسب وظیفه و از باب "من لم یشکر المنعم من المخلوقین لم یشکر الله عزوجل"؛

از پدر و مادر عزیزم این دو معلم بزرگوارم که همواره بر کوتاهی و درستی من، قلم عفو کشیده و گریانه از کنار غفلت هایم گذشته اند و در تمام عرصه های زندگی یار و یاور بی چشم داشت برای من بوده اند، ممنون و سپاسگزارم.

از استاد با کمالات و شایسته؛ سرکار خانم کیتی فرقانی ترانی که در کمال سعه صدر، با حسن خلق و فروتنی، از بیچ لگی در این عرصه بر من دریغ نمودند و زحمت راهپنایی این رساله را بر عهده گرفتند، کمال شکر و قدردانی را دارم.

از جناب آقای مهندس یوسف اختر مدیریت محترم اداره آب منطقه ای شهرستان تربت جام، که زحمت مشاوره این رساله را بر عهده گرفتند کمال شکر را دارم.

از اساتید محترم دکتر افشین قشلاقی و دکتر رحیم باقری که زحمت داوری این پایان نامه را متقبل شدند، سپاسگزارم.

و از استاد محترم دکتر علی اکبر مؤمنی نماینده تحصیلات تکمیلی کمال شکر را دارم.

باشد که این خردترین، بخشی از زحمات آنان را پاس گوید.

تعمیرنامه

اینجانب سمیرا عظیمیان سردابی دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زمین‌شناسی زیست‌محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان‌نامه هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی منابع آب زیرزمینی در دشت فریمان- تربت‌جام تحت راهنمایی دکتر گیتی فرقانی تهرانی متعهد می‌شوم.

- تحقیقات در این پایان‌نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است .
- در استفاده از نتایج پژوهش‌های محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است .
- مطالب مندرج در پایان‌نامه 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 می‌باشد 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 پایان‌نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان‌نامه رعایت می‌گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان‌نامه ، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است .
- در کلیه مراحل انجام این پایان‌نامه، 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 افزار ها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد . این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود . استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان‌نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی‌باشد.

چکیده

آب زیرزمینی مهم‌ترین منبع تأمین آب شرب، کشاورزی و صنعت در شهرستان تربت‌جام است. در این مطالعه به منظور بررسی عوامل مؤثر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام، تعداد ۲۶ نمونه آب از چاه‌های منطقه برداشت گردید. غلظت یون‌های اصلی، نیترات و عناصر بالقوه سمی آرسنیک، سرب و کادمیم توسط روش‌های استاندارد اندازه‌گیری گردید. مقادیر پارامترهای pH و EC در صحرا اندازه‌گیری گردید. میانگین غلظت کاتیون‌های سدیم، کلسیم، منیزیم و پتاسیم در نمونه‌های آب به ترتیب ۲۵۰/۳، ۵۳/۲، ۴۰/۲ و ۲/۱ میلی‌گرم بر لیتر و میانگین غلظت آنیون‌های بی‌کربنات، سولفات و کلر به ترتیب ۲۲۲/۱، ۳۲۱/۷ و ۲۲۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. میانگین غلظت نیترات در نمونه‌های مورد مطالعه ۱۲/۱ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت عنصر سرب در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام، بالاتر از متوسط غلظت در آب‌های شیرین و غلظت عناصر کادمیم و آرسنیک در اکثر نمونه‌ها کمتر از متوسط غلظت در آب‌های شیرین است. میانگین غلظت عناصر سرب، آرسنیک و کادمیم به ترتیب ۳۳/۹، ۴/۵ و ۱/۸ میکروگرم بر لیتر تعیین شد. محاسبه‌ی شاخص اشباع نشان می‌دهد که آب زیرزمینی در تعادل با کانی‌های کربناته (کلسیت، دولومیت و آراگونیت) می‌باشد. همچنین محاسبه‌ی نسبت‌های یونی بیانگر رخداد فرآیند تبخیر و انحلال در آبخوان است. بر اساس محاسبه‌ی شاخص شوری، اکثر نمونه‌ها در رده‌ی با شوری متوسط قرار می‌گیرند. ترسیم نمودار ویلکاکس نیز نشان می‌دهد که تقریباً اکثر نمونه‌ها در رده‌ی با شوری متوسط تا بالا قرار می‌گیرند و برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط تا بالا مناسب هستند. محاسبه‌ی شاخص کیفیت آب نشان می‌دهد که آب‌های زیرزمینی مورد مطالعه از نظر مصارف شرب در رده‌ی خوب تا بسیار ضعیف قرار می‌گیرند. محاسبه‌ی ضریب لانژلیه نشان دهنده‌ی کیفیت نامناسب آب زیرزمینی منطقه برای مصارف صنعتی است.

کلمات کلیدی: آب زیرزمینی، دشت فریمان-تربت‌جام، هیدروژئوشیمی، کیفیت آب

لیست مقالات برگزیده از پایان نامه

- عظیمیان، س، فرقانی تهرانی، گ، اختری، ی، ۱۳۹۶، ارزیابی کیفیت آب کیفیت زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام برای مصارف کشاورزی، شرب و صنعت، پنجمین کنگره‌ی سالانه بین‌المللی عمران، معماری و توسعه‌ی شهری، دانشگاه شهید بهشتی.
- عظیمیان، س، فرقانی تهرانی، گ، اختری، ی، ۱۳۹۶، بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام، پنجمین کنفرانس ملی پژوهش‌های کاربردی در مهندسی عمران، معماری و مدیریت شهری، دانشگاه صنعتی خواجه نصیرالدین طوسی.

فهرست مطالب

فصل اول: کلیات.....	۱
۱-۱- مقدمه و تعریف مسأله.....	۲
۲-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه.....	۳
۳-۱- آب و هوای منطقه مورد مطالعه.....	۳
۴-۱- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه.....	۵
۵-۱- ویژگی‌های هیدروژئولوژیکی آبخوان دشت فریمان- تربت‌جام.....	۸
۱-۵-۱- مشخصات آبخوان دشت فریمان- تربت‌جام.....	۸
۲-۵-۱- جهت جریان آبخوان دشت فریمان- تربت‌جام.....	۹
۳-۵-۱- تغذیه و تخلیه منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام.....	۱۰
۴-۵-۱- هیدروگراف واحد منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام.....	۱۰
۶-۱- ضرورت انجام تحقیق.....	۱۱
۷-۱- اهداف تحقیق.....	۱۱
۸-۱- روش انجام تحقیق.....	۱۱
فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین.....	۱۳
۱-۲- مقدمه.....	۱۴
۲-۲- عوامل طبیعی مؤثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی.....	۱۴
۳-۲- عوامل انسان‌زاد مؤثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی.....	۱۶
۱-۳-۲- فعالیت‌های کشاورزی.....	۱۶
۲-۳-۲- آلاینده‌های شهری.....	۱۸
۳-۳-۲- آلاینده‌های صنعتی و معدنی.....	۱۹

- ۲-۴- مطالعات انجام شده در ایران..... ۲۰
- ۲-۵- مطالعات انجام شده در منطقه مورد مطالعه..... ۲۱
- فصل سوم: روش انجام تحقیق..... ۲۳
- ۳-۱- نمونه برداری و اندازه گیری پارامترهای صحرایی ۲۴
- ۳-۲- آماده سازی نمونه های آب..... ۲۴
- ۳-۳- اندازه گیری غلظت یون های اصلی، جامدات حل شده ی کل (TDS) و نیترات..... ۲۶
- ۳-۴- ارزیابی دقت نتایج آنالیز هیدروشیمیایی..... ۲۷
- ۳-۵- محاسبه شاخص ارزیابی کیفیت آب..... ۲۷
- ۳-۶- روش های آماری تحلیل داده ها..... ۲۹
- ۳-۶-۱- ضریب همبستگی..... ۳۰
- ۳-۶-۲- تحلیل مؤلفه اصلی..... ۳۰
- ۳-۶-۳- تحلیل خوشه ای سلسله مراتبی..... ۳۱
- ۳-۷- نرم افزارها..... ۳۱
- فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام..... ۳۳
- ۴-۱- مقدمه..... ۳۴
- ۴-۲- ویژگی های هیدروژئوشیمیایی نمونه های مورد مطالعه..... ۳۴
- ۴-۲-۱- pH..... ۳۴
- ۴-۲-۲- هدایت الکتریکی (EC)..... ۳۷
- ۴-۲-۳- جامدات حل شده کل (TDS)..... ۳۸
- ۴-۲-۴- تغییرات غلظت یون های اصلی..... ۴۱
- ۴-۲-۴-۱- سدیم..... ۴۱
- ۴-۲-۴-۲- پتاسیم..... ۴۳

- ۴۵.....کلسیم ۳-۴-۲-۴
- ۴۶.....منیزیم ۴-۴-۲-۴
- ۴۸.....کلر ۵-۴-۲-۴
- ۴۹.....بی‌کربنات ۶-۳-۲-۴
- ۵۱.....سولفات ۷-۴-۲-۴
- ۵۳.....نیترات ۸-۴-۲-۴
- ۵۵.....۴-۴- تعیین تیپ و رخساره هیدروشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه
- ۵۵.....۱-۴-۴- نمودار پایپر
- ۵۶.....۲-۴-۴- نمودار دروو
- ۵۸.....۳-۴-۴- نمودار استیف
- ۶۱.....۵-۴- بررسی شاخص‌های کیفی منابع آب زیرزمینی برای مصارف کشاورزی
- ۶۱.....۱-۵-۴- شاخص شوری
- ۶۲.....۲-۵-۴- درصد سدیم
- ۶۳.....۳-۵-۴- نسبت جذب سدیم
- ۶۴.....۴-۵-۴- سختی کل
- ۶۷.....۵-۵-۴- خطر منیزیم
- ۶۷.....۶-۵-۴- نمودار ویلکاکس
- ۶۸.....۶-۴- ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای مصارف صنعتی
- ۷۰.....۷-۴- محاسبه شاخص کیفی آب (WQI)
- ۷۱.....۸-۴- بررسی فرآیندهای کنترل کننده ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب
- ۷۲.....۱-۸-۴- شاخص اشباع
- ۷۳.....۲-۸-۴- نمودار گیبس

۷۴.....	۳-۸-۴- نسبت‌های یونی.....
۷۷.....	۳-۸-۴- نمودارهای پراکندگی.....
۸۱.....	۹-۴- بررسی غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های مورد مطالعه.....
۸۱.....	۱-۹-۴- آرسنیک.....
۸۳.....	۲-۹-۴- سرب.....
۸۴.....	۳-۹-۴- کادمیم.....
۸۶.....	۱۰-۴- تحلیل آماری پارامترهای هیدروژئوشیمیایی.....
۸۶.....	۱-۱۰-۴- ضریب همبستگی پیرسون.....
۸۷.....	۲-۱۰-۴- تحلیل مؤلفه اصلی.....
۸۹.....	۳-۱۰-۴- خوشه‌بندی سلسله مراتبی.....
۹۳.....	فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها.....
۹۸.....	منابع فارسی.....
۹۹.....	منابع انگلیسی.....

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی منطقه مورد مطالعه..... ۴
- شکل ۱-۲- نمودار آمبروترمیک منطقه مورد مطالعه..... ۵
- شکل ۱-۳- نقشه زمین‌شناسی حوضه آبریز دشت فریمان- تربت جام..... ۷
- شکل ۱-۴- نقشه تراز سطح ایستابی آبخوان دشت فریمان- تربت جام..... ۹
- شکل ۱-۵- هیدروگراف واحد آبخوان دشت فریمان- تربت جام..... ۱۰
- شکل ۳-۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری..... ۲۶
- شکل ۴-۱- پراکندگی pH در نمونه‌های آب زیرزمینی ۳۵
- شکل ۴-۲- نمودار تغییر pH با عمق چاه‌ها ۳۵
- شکل ۴-۳- پراکندگی هدایت الکتریکی در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۳۸
- شکل ۴-۴- رابطه هدایت الکتریکی با عمق چاه‌ها..... ۳۸
- شکل ۴-۵- رابطه هدایت الکتریکی با میزان جامدات حل شده کل..... ۴۰
- شکل ۴-۶- نمودار تغییر غلظت جامدات حل شده کل با عمق چاه‌ها..... ۴۰
- شکل ۴-۷- پراکندگی جامدات حل شده کل نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۴۱
- شکل ۴-۸- تغییر غلظت سدیم با عمق چاه‌ها..... ۴۲
- شکل ۴-۹- پراکندگی سدیم در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۴۳
- شکل ۴-۱۰- پراکندگی پتاسیم در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۴۴
- شکل ۴-۱۱- نمودار تغییر غلظت پتاسیم با عمق چاه‌ها..... ۴۴
- شکل ۴-۱۲- نمودار تغییر غلظت کلسیم با عمق چاه‌ها..... ۴۵
- شکل ۴-۱۳- پراکندگی کلسیم در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۴۶
- شکل ۴-۱۴- نمودار تغییر غلظت منیزیم با عمق چاه‌ها..... ۴۷

- شکل ۴-۱۵- پراکندگی منیزیم در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۴۷
- شکل ۴-۱۶- نمودار تغییر غلظت کلر با عمق چاه‌ها..... ۴۸
- شکل ۴-۱۷- پراکندگی کلر در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۴۸
- شکل ۴-۱۸- پراکندگی بی‌کربنات در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۵۰
- شکل ۴-۱۹- نمودار تغییر غلظت بی‌کربنات با عمق چاه‌ها..... ۵۰
- شکل ۴-۲۰- نمودار تغییر غلظت بی‌کربنات با pH نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۵۱
- شکل ۴-۲۱- پراکندگی سولفات در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۵۲
- شکل ۴-۲۲- نمودار تغییر غلظت سولفات با عمق چاه‌ها..... ۵۲
- شکل ۴-۲۳- پراکندگی نیتрат در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۵۴
- شکل ۴-۲۴- نمودار تغییر غلظت نیترات با عمق چاه‌ها..... ۵۴
- شکل ۴-۲۵- نمودار تغییر غلظت نیترات با pH..... ۵۵
- شکل ۴-۲۶- نمودار پایپر نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۵۶
- شکل ۴-۲۷- نمودار دروو نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۵۸
- شکل ۴-۲۸- نمودارهای استیف نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۵۹
- شکل ۴-۲۹- پراکندگی سختی کل در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۶۴
- شکل ۴-۳۰- نمودار تغییر سختی کل با عمق چاه‌ها..... ۶۴
- شکل ۴-۳۱- نمودار ویلکاکس نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۶۸
- شکل ۴-۳۲- مقادیر شاخص کیفی آب برای نمونه‌های مورد مطالعه..... ۷۱
- شکل ۴-۳۳- شاخص اشباع برای نمونه‌های آب زیرزمینی مورد مطالعه..... ۷۲
- شکل ۴-۳۴- نمودارهای گیبس کاتیون و آنیون‌های اصلی نمونه‌های مورد مطالعه..... ۷۳
- شکل ۴-۳۵- نسبت کلسیم به مجموع کلسیم و منیزیم..... ۷۵
- شکل ۴-۳۶- نسبت سدیم به مجموع کلر و سدیم..... ۷۶

- شکل ۴-۳۷- نسبت بی کرینات به مجموع آنیون‌ها..... ۷۶
- شکل ۴-۳۸- نسبت منیزیم به مجموع کلسیم و منیزیم ۷۷
- شکل ۴-۳۹- نمودارهای پراکندگی یون‌های اصلی..... ۸۱
- شکل ۴-۴۰- پراکندگی آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۸۳
- شکل ۴-۴۱- پراکندگی سرب در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۸۴
- شکل ۴-۴۲- پراکندگی کادمیم در نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۸۵
- شکل ۴-۴۳- مؤلفه‌های استخراج شده در روش PCA برای نمونه‌های آب زیرزمینی..... ۸۸
- شکل ۴-۴۴- خوشه‌بندی سلسله مراتبی ایستگاه‌های نمونه‌برداری..... ۹۰

فهرست جدول‌ها

- جدول ۱-۱- رده‌بندی اقلیمی دومارتن..... ۵
- جدول ۱-۳- مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری..... ۲۵
- جدول ۲-۳- روش‌های اندازه‌گیری میزان جامدات حل شده کل و یون‌های اصلی آب..... ۲۷
- جدول ۳-۳- وزن‌دهی به پارامترهای آب و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی..... ۲۸
- جدول ۳-۴- مقادیر WQI رتبه‌بندی سازمان بهداشت جهانی..... ۲۹
- جدول ۱-۴- مقادیر برخی پارامترهای محاسباتی در چاه‌های نمونه‌برداری..... ۳۴
- جدول ۲-۴- رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس هدایت الکتریکی..... ۳۷
- جدول ۳-۴- رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس جامدات حل شده کل..... ۴۰
- جدول ۴-۴- تیپ و رخساره نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام..... ۵۷
- جدول ۵-۴- رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس شوری..... ۶۲
- جدول ۶-۴- رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس درصد سدیم..... ۶۳
- جدول ۷-۴- رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس نسبت جذب سدیم..... ۶۴
- جدول ۸-۴- رده‌بندی آب زیرزمینی بر اساس سختی کل..... ۶۶
- جدول ۹-۴- نتایج ارزیابی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف صنعتی..... ۷۰
- جدول ۱۰-۴- مقادیر شاخص‌های کیفی محاسبه شده برای نمونه‌های مورد مطالعه..... ۷۱
- جدول ۱۱-۴- نسبت‌های یونی محاسبه شده برای نمونه‌های مورد مطالعه..... ۷۴
- جدول ۱۲-۴- غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های مورد مطالعه..... ۸۲
- جدول ۱۳-۴- ضریب همبستگی پیرسون برای نمونه‌های مورد مطالعه..... ۸۷
- جدول ۱۴-۴- بارگذاری متغیرها در مؤلفه اول و دوم..... ۸۹

فصل اول: کلیات

۱-۱- مقدمه و تعریف مسأله

بررسی کیفیت منابع آب اهمیت بسیار زیادی دارد چرا که آب مهم‌ترین عامل حیات است و کیفیت آن به طور مستقیم بر سلامتی انسان تأثیرگذار است (Zhang et al., 2012). در سراسر جهان، آب‌های زیرزمینی مهم‌ترین منبع آب برای مصارف مختلف (شرب، کشاورزی و صنعت) بویژه در طی خشکسالی‌ها می‌باشند (Jayaprokash et al., 2008 and Tiwari et al., 2016). از آن جایی که در بیشتر نقاط ایران، آب زیرزمینی تنها منبع آب جهت کشاورزی و شرب بشمار می‌رود، از این رو جلوگیری از آلودگی این منابع از اهمیت فوق‌العاده‌ای برخوردار است. این امر مستلزم درک ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آبخوان است (Umar et al, 2001). کیفیت آب‌های زیرزمینی تحت تأثیر عوامل طبیعی و فعالیت‌های انسانی قرار می‌گیرد و آب‌های زیرزمینی مستعد آلودگی به انواع آلاینده‌های شیمیایی آلی و غیرآلی، عوامل بیماری‌زا و پرتوزا، نیترات و فسفات هستند. برخی از آلاینده‌ها ممکن است تأثیر جدی بر سلامت انسان داشته باشند. آلودگی‌های زیرزمینی بر خلاف آلودگی‌های سطحی، به سختی قابل تشخیص بوده و کنترل آنها مشکل است. افزایش جمعیت و صنعتی شدن بدون در نظر گرفتن شرایط زیست‌محیطی از مهم‌ترین عوامل افت کیفیت آب‌های زیرزمینی در یک فاصله کوتاه زمانی می‌باشد (Rao., 2006).

شهرستان تربت‌جام در شمال شرق ایران و در جنوب شرقی مشهد و در دشت فریمان-تربت‌جام واقع شده است. دشت فریمان-تربت‌جام از دشت‌های مهم استان خراسان رضوی به لحاظ کشاورزی و جمعیتی به‌شمار می‌رود. بخش زیادی از نیاز آبی این شهرستان (شرب، کشاورزی و صنعت) از آب‌های زیرزمینی تأمین می‌شود، لذا بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی این منابع از اهمیت زیادی برخوردار است. وجود سازندهای زمین‌شناسی تبخیری و شیلی در منطقه می‌تواند باعث کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی شود. همچنین، سالیانه ده‌ها هزار تن کود شیمیایی نیتراتی و فسفاتی، در طی عملیات کاشت محصولات زراعی گندم، جو، خربزه، پنبه، چغندر قند، سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی استفاده می‌گردد. از سوی دیگر استفاده از آب‌های زیرزمینی برای مصارف کشاورزی در منطقه باعث افت سالانه، بیش از

۱/۵ متر در منابع آب زیرزمینی شده است (گزارش مهندسين مشاور شرکت آب منطقه‌ای تربت جام، ۱۳۹۵). همچنین عدم وجود سیستم‌های جمع‌آوری فاضلاب و تخلیه آن به شکل چاه‌های جذبی در شهر تربت جام و روستاهای اطراف نیز می‌تواند باعث آلودگی آب‌های زیرزمینی منطقه شود. این عوامل، احتمال افت کیفی و آلودگی آبخوان دشت فریمان-تربت جام را افزایش می‌دهد.

۱-۲- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

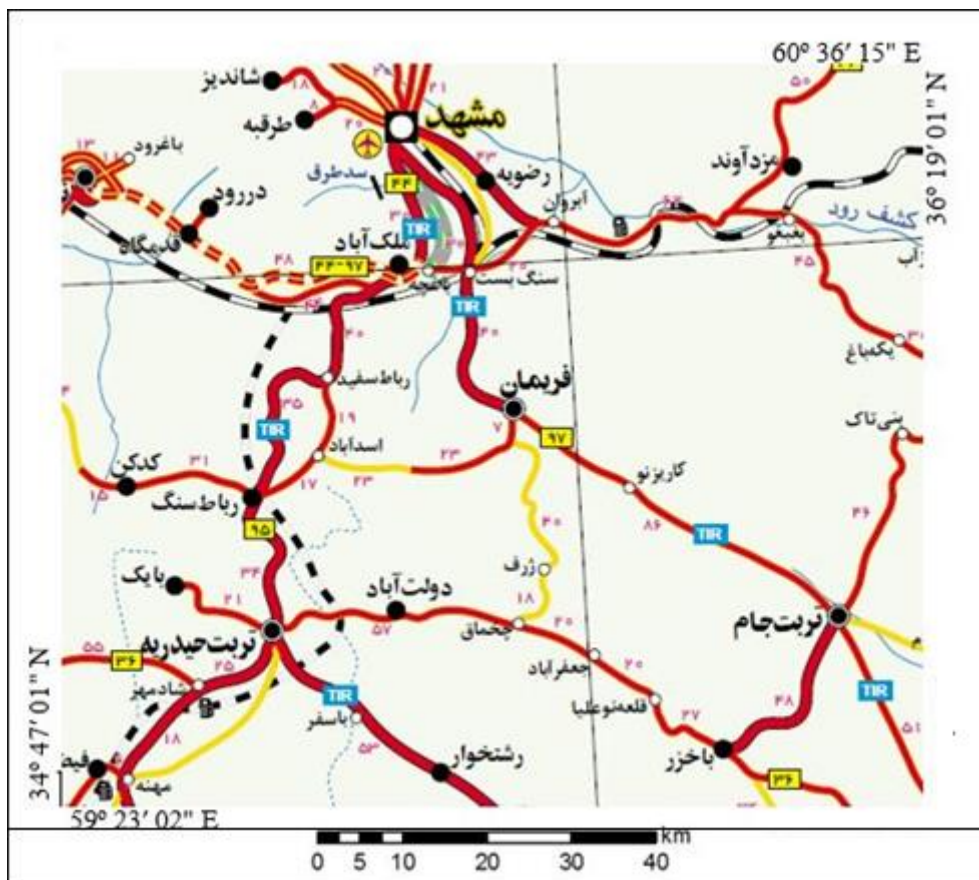
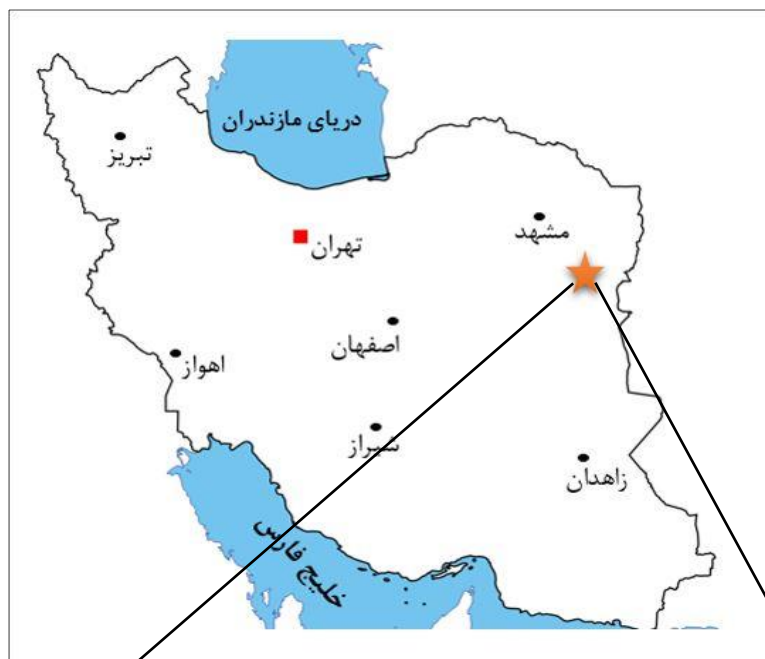
شهرستان تربت جام در شمال شرق ایران و در محدوده‌ی ۶۰ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۶۰ درجه و ۳۰ دقیقه‌ی طول شرقی و ۳۴ درجه و ۳۵ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۴۷ دقیقه عرض شمالی و در ۱۶۱ کیلومتری جنوب شرق مشهد و در دشت فریمان-تربت جام واقع شده است (شکل ۱-۱). دشت فریمان-تربت جام با وسعتی در حدود ۸۸۷۹ کیلومتر مربع، به دلیل فعالیت‌های وسیع کشاورزی، یکی از دشت‌های مهم استان خراسان رضوی بشمار می‌رود.

۱-۳- آب و هوای منطقه مورد مطالعه

متوسط دمای سالیانه در منطقه ۱۷/۱ درجه سانتی‌گراد، متوسط بارندگی سالیانه ۱۳/۶ میلی‌متر و مقدار تبخیر ۹۹۴/۲ میلیون متر مکعب می‌باشد. پرباران‌ترین و کم‌باران‌ترین ماه‌های سال به ترتیب اسفند و مرداد می‌باشد (شکل ۲-۱)، (گزارش سازمان هواشناسی شهرستان تربت جام). براساس رابطه ۱-۱ و جدول ۱-۱، منطقه مورد مطالعه دارای آب‌وهوای نیمه‌خشک می‌باشد.

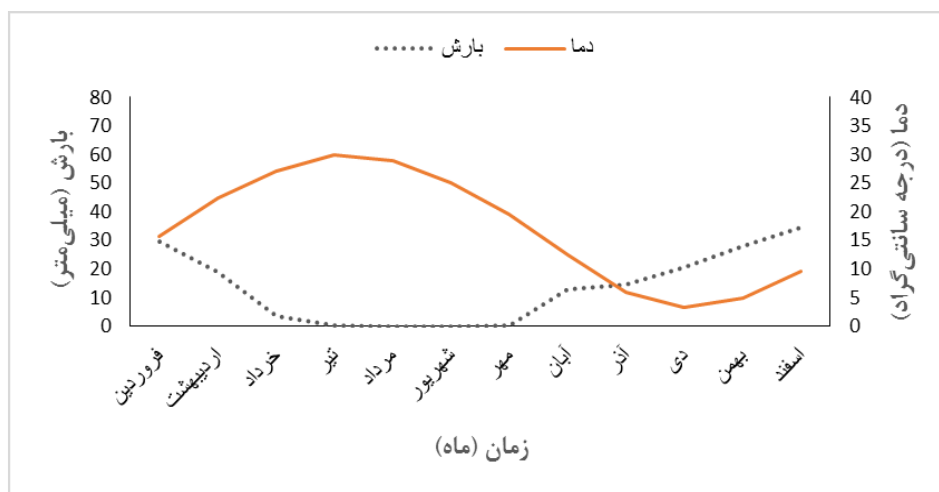
$$I = \frac{P}{T+10} \quad \text{رابطه ۱-۱}$$

در این رابطه، P (بر حسب cm) و T (بر حسب درجه سانتی‌گراد) می‌باشد. مقدار I برای منطقه مورد نظر برابر با ۱۷/۹ می‌باشد. بر اساس شکل ۲-۱، در منطقه مورد مطالعه، حد فاصل فروردین ماه تا آذر ماه فصل خشک و حد فاصل آذر ماه تا اسفند ماه فصل تر می‌باشد.



شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی منطقه مورد مطالعه

جدول ۱-۱- رده بندی اقلیمی دومارتن	
اقلیم	I
خشک	<۱۰
نیمه خشک	۱۰-۱۹/۹
مدیترانه‌ای	۲۰-۲۳/۹
نیمه مرطوب	۲۴-۲۷/۹
مرطوب	۲۸-۳۵
بسیار مرطوب	>۳۵



شکل ۱-۲- نمودار آمبروترمیک منطقه مورد مطالعه

۴-۱- زمین شناسی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد بررسی در حد فاصل واحد زمین ساختی ایران مرکزی و واحد ساختاری-رسوبی، کپه داغ- هزارمسجد قرار گرفته است. قدیمی ترین واحدهای سنگی در منطقه شامل شیل های فیلیتی، ماسه سنگ های توفی، شیل های رادیولار و بندرت آهک های متبلور با سن پرمین است. از سازندهای معروف رخنمون یافته در منطقه می توان به سازندهای میان کوهی، کشف رود، سرچشمه-سنگانه، تیرگان، نیزار و آب تلخ اشاره نمود (شکل ۱-۳).

واحد P^{sd} : این واحد از دیاباز، گدازه‌های بالشی، گدازه‌های سیلنتی آندزیتی و توف دیابازی با سن تریاس تشکیل شده است و در شرق منطقه رخنمون دارد.

سازند میان کوهی R_m : نهشته‌های این سازند متعلق به دوره نورین-رسین و شامل شیل‌های سیاه تا سبز رنگ و قهوه‌ای می‌باشند. بیش‌ترین گسترش سازند میان کوهی در ورقه ۱:۲۵۰۰۰۰ تربت‌جام در جنوب شرق منطقه می‌باشد. نفوذ توده گرانیتوئیدی تربت‌جام در شیل‌های میان کوهی موجب هورنفلسی شدن این شیل‌ها شده است.

سازند کشف‌رود J_k^{sh} : سازند کشف‌رود با سن ژوراسیک پیشین تا ژوراسیک میانی شامل توالی رسوبات آواری متشکل از شیل، کنگلومرا و ماسه‌سنگ است. بیشترین ستبرای این کنگلومرا در شرق توده گرانیتوئید تربت‌جام رخنمون دارد که حدود ۱۰۰ متر است.

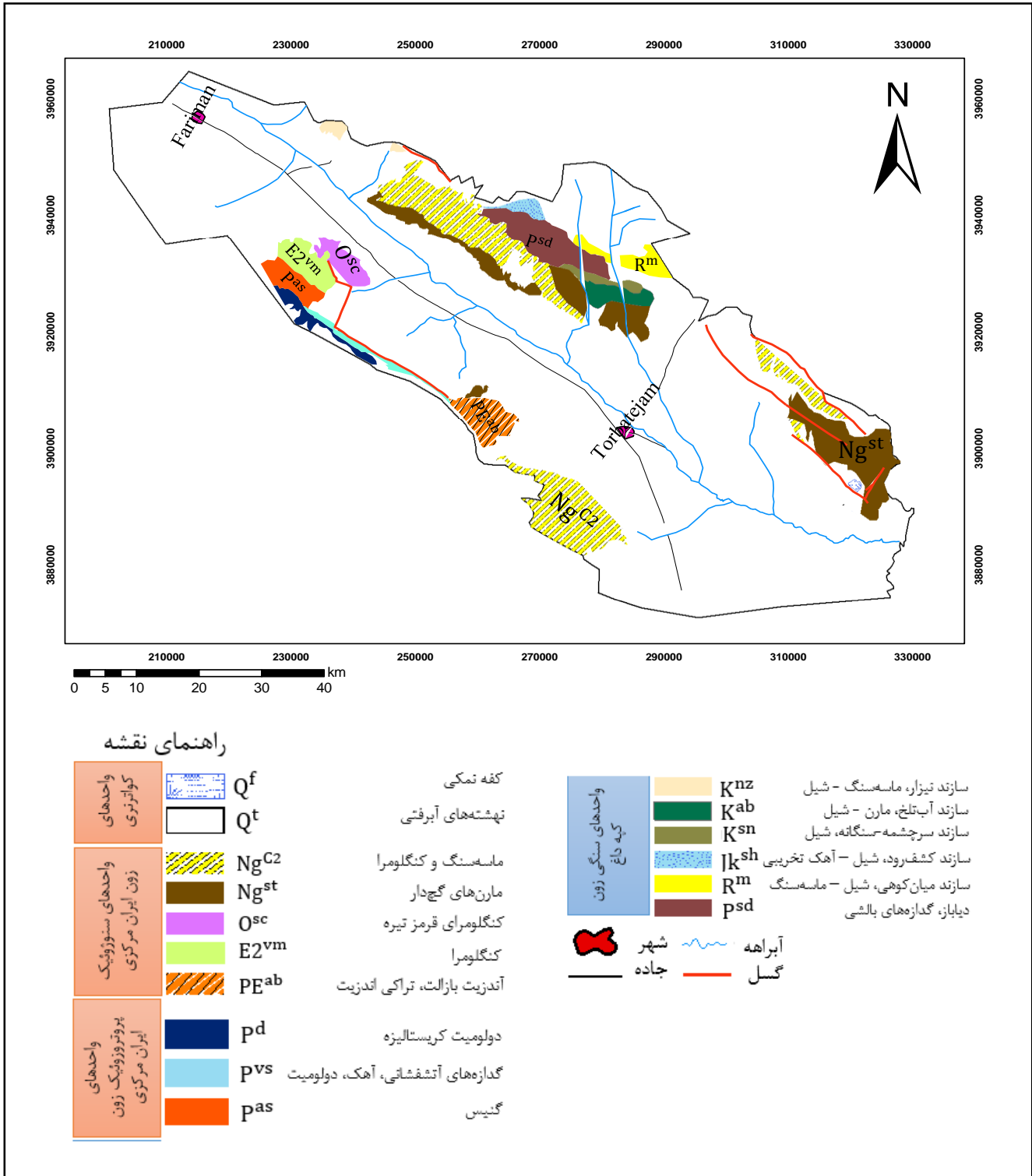
سازند سرچشمه-سنگانه K_{sn} : در ناحیه تربت‌جام این دو سازند از یکدیگر قابل تفکیک نیستند و از شیل‌های تیره، مارن خاکستری متمایل به آبی، سبز و سفید تشکیل شده است. این سازند متعلق به آپسین-آلبین است.

سازند آب‌تلخ K_{ab} : ضخامت این سازند در ناحیه تربت‌جام حدود ۱۰۰ متر است که شامل تناوب مارن‌های خاکستری و شیل‌های آهکی خاکستری است. این سازند متعلق به کرتاسه می‌باشد.

سازند نیزار K_{nz} : این سازند از ماسه‌سنگ، شیل به رنگ سبز روشن تا خاکستری پدید آمده است و در شمال منطقه رخنمون دارد. این سازند متعلق به کرتاسه است.

واحد P^{as} : این واحد گنیسی شامل بیوتیت، مسکویت و سیلمانیت با سن پروتروزوئیک می‌باشد. این واحد در شمال غرب منطقه رخنمون دارد.

واحد P^{vs} : این واحد از گدازه‌های آتشفشانی، شیست، آهک و دولومیت دگرگون شده پدید آمده است. سن این واحد پروتروزوئیک می‌باشد و در غرب منطقه رخنمون دارد.



شکل ۱-۳- نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

واحد P^d : این واحد از دولومیت متبلور با سن پروتروئیک تشکیل شده است و در غرب منطقه رخنمون دارد.

واحد PE^{ab} : این سری آتشفشانی از آندزیت، بازالت، تراکی آندزیت و پیروکسن آندزیت به رنگ سبز تیره و گاهی قرمز، به سن سنوزوئیک پدید آمده است و در شمال غرب منطقه رخنمون دارد.

واحد O^{sc} : این واحد از کنگلومرای قرمز تیره به ضخامت تقریبی ۱۱۰ تا ۱۵۰ متر پدید آمده است و در شمال غرب منطقه رخنمون دارد.

واحد Ng^{st} و Ng^{c2} : این واحدها از مارن گچی به رنگ قرمز آجری، ماسه سنگ و کنگلومرا با سن نئوژن تشکیل شده و در سرتاسر منطقه پراکنده شده است.

واحد Q^t : نهشته‌های دوره کواترنری در سراسر ناحیه تربت جام به فراوانی گسترش دارد.

۱-۵- ویزگی‌های هیدروژئولوژیکی آبخوان دشت فریمان-تربت جام

به منظور تفسیر داده‌های هیدروژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی، بررسی و شناخت مشخصات هیدروژئولوژیکی آبخوان، ویژگی‌های لایه‌های آبدار، جبهه‌های تخلیه و تغذیه، جهت جریان منابع آب و رسم هیدروگراف واحد دشت امری ضروری است. در این بخش مشخصات هیدروژئولوژیکی آبخوان دشت فریمان-تربت جام به طور مختصر بیان می‌شود.

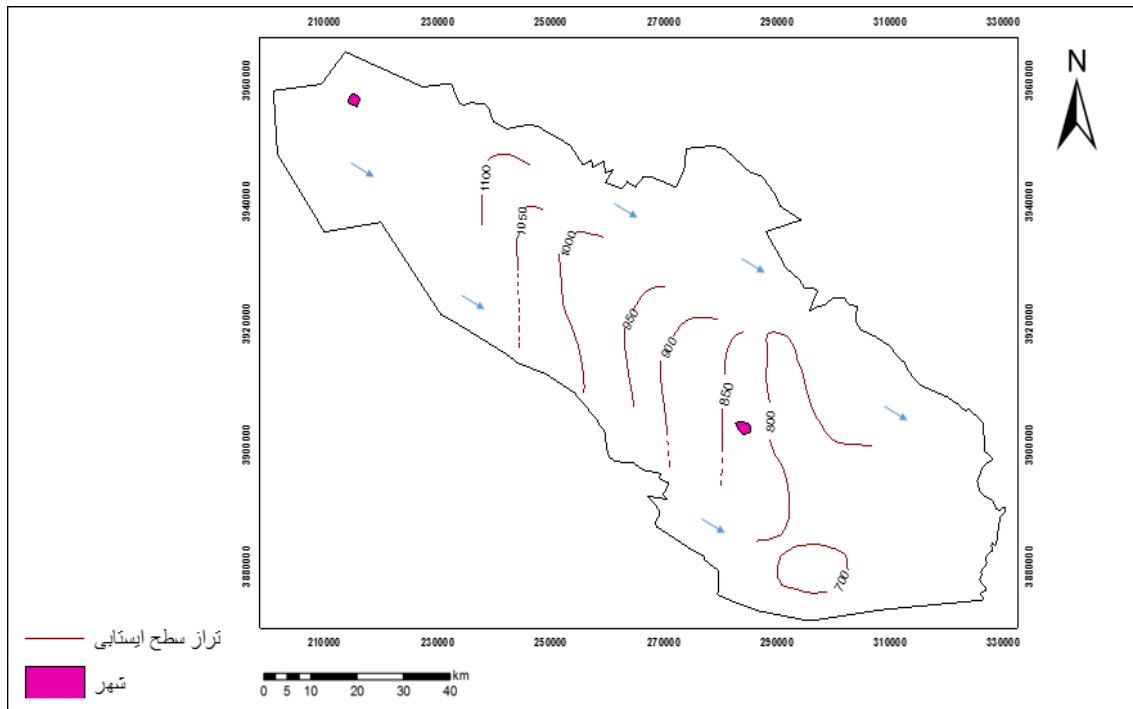
۱-۵-۱- مشخصات آبخوان دشت فریمان-تربت جام

آبخوان دشت فریمان-تربت جام یک آبخوان آزاد است که در دشتی آبرفتی واقع شده است. ترکیب سنگ بستر آبخوان دشت شامل شیل، مارن، سنگ آهک و سنگ‌های آتشفشانی با سن کرتاسه است. محدوده‌ی دشت فریمان-تربت جام محیط متخلخل مناسبی برای ذخیره و انتقال آب زیرزمینی می‌باشد. آبخوان اصلی دشت از سازندهای کواترنری تشکیل یافته است. واحد Q_{al} ، شامل نهشته‌های سیلابی می‌باشد و عمدتاً از واریزه‌ها و سنگ‌ریزه‌ها تشکیل شده است. این آبرفت‌ها بیشترین نفوذپذیری را دارند. واحد

Q_{t1} شامل پادگانه‌های قدیمی و واحد Q_{t2} شامل پادگانه‌های جوان می‌باشد، که به طور عمده از جنس ماسه ریز، شیست، رس و کنگلومرا می‌باشند. بیشتر چاه‌های بهره‌برداری محدودی مورد مطالعه، در این واحدها حفر شده‌اند، که نشان‌دهنده‌ی پتانسیل بالای این رسوبات به لحاظ آبدهی است (گزارش مهندسی مشاور شرکت آب منطقه‌ای تربت‌جام، ۱۳۹۵).

۱-۵-۲- جهت جریان آبخوان دشت فریمان-تربت‌جام

به منظور تعیین جهت جریان آب زیرزمینی نقشه‌ی هم‌تراز سطح ایستابی آبخوان دشت فریمان-تربت‌جام با استفاده از تراز سطح ایستابی پیزومترها (داده‌های سازمان آب منطقه‌ای خراسان رضوی، ۱۳۹۵) ترسیم شد (شکل ۱-۴). منحنی‌های تراز سطح آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام از رقم ۱۱۰۰ متر در شمال‌غرب و غرب به ۷۵۰ متر در جنوب شرقی کاهش می‌یابد. بر این اساس جهت جریان آب زیرزمینی در منطقه، از شمال‌غرب به جنوب‌شرق است.



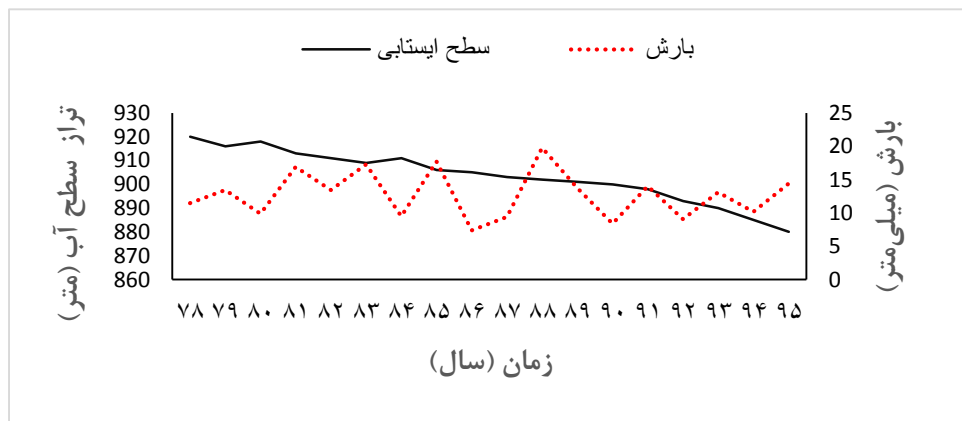
شکل ۱-۴- نقشه تراز سطح ایستابی آبخوان دشت فریمان-تربت‌جام در سال ۹۵

۱-۵-۳- تغذیه و تخلیه منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام

منابع آب سطحی در دشت فریمان- تربت جام رودخانه‌های ابدال آباد، رونج، تیمنک، بردو و سفیدسنگ می‌باشد، که سالانه $319/2$ میلیون متر مکعب آب را وارد این دشت می‌نماید. حجم تخلیه سالانه‌ی آب زیرزمینی در منطقه از طریق چاه‌ها، چشمه‌ها و قنات‌ها برابر با $631/6$ میلیون متر مکعب می‌باشد، که این میزان تخلیه از 1074 حلقه چاه عمیق، 86 حلقه چاه نیمه عمیق، 302 رشته قنات و 553 دهنه چشمه انجام می‌شود. طبق بررسی‌های صورت گرفته $12/4$ درصد از حجم کل تخلیه از سازند سخت، $87/5$ درصد از سازند آبرفتی و $18/8$ درصد از ارتفاعات منطقه برداشت می‌شود (گزارش مهندسی مشاور شرکت آب منطقه‌ای تربت جام، ۱۳۹۵).

۱-۵-۴- هیدروگراف واحد دشت فریمان- تربت جام

براساس هیدروگراف واحد آبخوان آبرفتی دشت فریمان- تربت جام حداقل‌ها و حداکثرهای سطح آب زیرزمینی در سال‌های مختلف با هم برابر نبوده است و مرتباً در حال نزول می‌باشد، که این موضوع بیان‌کننده‌ی عدم وجود تعادل بین تخلیه و تغذیه سالیانه می‌باشد. بر اساس شکل ۱-۵، مجموع افت 15 ساله برابر با $12/5$ متر و متوسط افت سالیانه سطح آب برابر با $1/5$ متر می‌باشد که گویای بیلان منفی آبخوان و کاهش شدید مخزن آبرفتی این محدوده مطالعاتی است (گزارش مهندسی مشاور شرکت آب منطقه‌ای تربت جام، ۱۳۹۵).



شکل ۱-۵- هیدروگراف واحد آبخوان دشت فریمان- تربت جام

۷-۱- ضرورت انجام تحقیق

با توجه به فعالیت‌های وسیع کشاورزی، عدم وجود سیستم تخلیه فاضلاب، اقلیم خشک، وجود سازندهای زمین‌شناسی و همچنین استفاده فراوان از آب‌های زیرزمینی برای مصارف شرب، کشاورزی و صنعت در منطقه، ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی در این منطقه امری ضروری است. همچنین تاکنون هیچ مطالعه‌ای در رابطه با هیدروژئوشیمی آب‌های زیرزمینی در این منطقه انجام نشده است، لذا انجام چنین مطالعه‌ای ضروری به نظر می‌رسد.

۸-۱- اهداف تحقیق

۱. بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب‌های زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه
۲. ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی برای مصارف مختلف
۳. بررسی تاثیر عوامل طبیعی (زمین‌شناسی و لیتولوژی) و انسان‌زاد (فعالیت‌های کشاورزی و دفع سنتی فاضلاب‌های خانگی) بر ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه

۹-۱- روش انجام تحقیق

۱. انجام مطالعات کتابخانه‌ای و جمع‌آوری اطلاعات موجود
۲. بازدید صحرایی از منطقه، نمونه‌برداری از چاه‌های منتخب (۲۶ نمونه)
۳. آماده‌سازی و تجزیه شیمیایی نمونه‌ها (تعیین غلظت یون‌های اصلی، نیترات، TDS و اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمی) با استفاده از روش‌های استاندارد
۴. تهیه نقشه‌های کیفیت آب زیرزمینی با استفاده از نرم‌افزارهای Arc GIS و AQQA
۵. تجزیه و تحلیل داده‌ها
۶. جمع‌بندی اطلاعات و نگارش پایان‌نامه

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

منابع آب زیرزمینی همواره به عنوان ذخایر ارزشمند و زیربنایی توسعه کشورها در نظر گرفته می‌شوند. با افزایش جمعیت و افزایش نیاز به آب در بخش‌های مختلف کشاورزی، صنعت و شرب، فشار زیادی به منابع آب زیرزمینی وارد شده است (Dixit et al., 2005). بخش اعظمی از کشور ایران در ناحیه آب‌وهوایی خشک و نیمه‌خشک قرار گرفته است. در کشور ایران منابع آب زیرزمینی بیش از نیمی از نیاز آبی سالیانه را فراهم می‌کند، بنابراین کمبود منابع آب زیرزمینی از یک طرف و ورود آلاینده‌هایی نظیر انواع فاضلاب‌ها تهدیدی جدی برای منابع آبی کشور محسوب می‌گردد. کیفیت آب‌های زیرزمینی تابع خصوصیات زمین‌شناسی و فعالیت‌های انسانی می‌باشد. بررسی کیفیت هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی شاخص مناسبی برای تعیین قابلیت مصارف گوناگون است (Rajo., 2009).

۲-۲- عوامل طبیعی مؤثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی

مهمترین عوامل طبیعی مؤثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی شامل زمین‌شناسی منطقه، میزان تغذیه و بارش است. کاهش بارش و افزایش تبخیر و تعرق باعث کاهش تغذیه و افزایش افت سطح آب و کاهش کیفیت آن می‌شود (Isa et al., 2012). همچنین آب‌های زیرزمینی همواره در تماس با سنگ‌های اطراف خود هستند و مواد محلول موجود در آن‌ها از انحلال سنگ‌ها منشأ می‌گیرد. به عنوان مثال آب‌های زیرزمینی در سنگ‌های آذرین و دگرگونی متبلور به علت قابلیت انحلال نسبتاً کم این سنگ‌ها حاوی مواد حل شده‌ی خیلی کمی هستند در صورتی که آب‌های زیرزمینی که در تماس با سنگ‌های تبخیری و انحلال‌پذیر (مانند سنگ نمک و ژپس) هستند، حاوی مقادیر زیادی مواد حل شده می‌باشند. به‌طور کلی، غلظت نمک‌های حل شده در آب‌های زیرزمینی، از محل تغذیه آبخوان به طرف محل تخلیه به تدریج افزایش می‌یابد. بنابراین می‌توان گفت که سنگ‌شناسی آبخوان از جمله مهم‌ترین عوامل مؤثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی بشمار می‌آید (Ravikumar and Sumashekar., 2012).

به منظور بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی در یک منطقه در عمان ۱۱ نمونه آب زیرزمینی برداشت شد. کلیه پارامترهای فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی اندازه‌گیری گردید. نتایج نشان داد که شیمی آب در منطقه تا حد زیادی توسط انحلال مواد معدنی و بارش کنترل می‌شود (Rajmohan et al., 2009).

ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی در آبخوان ماسه‌ای در کاپاس ایسلند نشان داد که شیمی آب‌های زیرزمینی تحت تأثیر بارش، هوازدگی شیمیایی، انحلال کربنات و فرآیند تبادل یونی است (Isa et al., 2012). مطالعه بر روی ویژگی‌های هیدروشیمیایی آب‌های زیرزمینی در منطقه بلیگام در حوضه رودخانه مارکاندیا در هند نشان داد که مواد شیمیایی موجود در آب ناشی از انحلال سنگ‌ها است و کیفیت آب منطقه عمدتاً توسط سنگ‌شناسی کنترل می‌شود (Ravikumar and Sumashekar., 2012).

نتایج به دست آمده از مطالعه‌ی آبخوان گوارانی در برزیل نشان داد که شیمی آب زیرزمینی توسط زمین‌شناسی منطقه کنترل می‌شود و اختلاط آبخوان‌های عمیق و کم عمق از جمله فرآیندهای مؤثر بر غلظت فلئوئور در آب است (Marimon et al, 2013).

با مطالعه بر روی آبخوان کارستی چین و بررسی منشأ سولفات مشخص شده است که انحلال ژیپس و اکسایش کانی‌های سولفیدی از عوامل کنترل کننده مقدار سولفات منابع آب منطقه هستند (Pu et al., 2013).

در مطالعه‌ای که در منطقه بوردور ترکیه انجام شد، فرآیندهای هیدروژئوشیمی کنترل کننده شیمی آب‌های زیرزمینی مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج نشان داد که هوازدگی کربنات در فصل خشک و هوازدگی سیلیکات در فصل تر از جمله فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی تأثیرگذار بر کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه است (Vavrul and Davraz., 2013).

به منظور درک فرآیندهای زمین‌شناسی تأثیرگذار بر روی کیفیت آب‌های زیرزمینی، مطالعه‌ای در غرب بنگال صورت گرفت. در مجموع ۳۹ نمونه آب جمع‌آوری و کلیه پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری گردید. همچنین از نمودار دروو برای درک بهتر ماهیت هیدروشیمی داده‌ها استفاده شد.

نتایج نشان داد که هوازگی سیلیکات و تبادل یونی از جمله فرآیندهای غالب و کنترل کننده شیمی آب در منطقه بوده است (Sing et al., 2014).

کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه تامیل نادو در هندوستان در فصول مختلف سال مورد ارزیابی قرار گرفت. برای این منظور تعداد ۱۸ نمونه برداشت و پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری گردید. نتایج نشان داد که بارندگی، نوسانات هیدرولوژیکی و زمین‌شناسی از عوامل اصلی تغییر در کیفیت آب‌های زیرزمینی این منطقه است (German et al., 2016).

بررسی روابط ژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی در شهر جلین کشور چین نشان داد که انحلال توالی‌های تبخیری‌ها مانند ژپس تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر ترکیب آب‌های زیرزمینی منطقه دارد (Zhang and Li., 2016).

۲-۳- عوامل انسان‌زاد موثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی

از جمله فعالیت‌های انسانی تأثیرگذار در کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی می‌توان به فعالیت‌های کشاورزی، فعالیت‌های صنعتی و شهرنشینی اشاره کرد. آلودگی‌های انسان‌زاد مدت زمان زیادی در آب زیرزمینی باقی می‌مانند، زیرا حرکت آب در آبخوان به کندی صورت می‌گیرد (Ravikumar et al., 2011). در ادامه به توضیح این عوامل و مطالعات انجام شده در ایران و جهان پرداخته می‌شود.

۲-۳-۱- فعالیت‌های کشاورزی

کشاورزی از جمله مهم‌ترین فعالیت‌های انسان است که می‌تواند کیفیت و کمیت آب‌های زیرزمینی را به دو صورت مستقیم و غیر مستقیم تحت تأثیر قرار دهد (Bohlke, 2000). در طی عملیات کاشت و اصلاح زمین هر ساله مقدار زیادی کود و آفت‌کش استفاده می‌شود که احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی را افزایش می‌دهند. نفوذ آب حاوی کودها و آفت‌کش‌ها به منابع آب زیرزمینی ممکن است به آلودگی جدی بخش‌های بزرگی از سیستم‌های آب زیرزمینی منجر شود (Ravikumar et al. 2011). نیترات، فسفات و پتاس از جمله اجزاء اصلی تشکیل دهنده کودها هستند که در هنگام استفاده در خاک، فوراً

جذب گیاهان نمی‌شوند و در منابع آب حل شده و موجبات آلودگی را فراهم می‌سازند. یکی دیگر از عوامل آلاینده کشاورزی که در سطح وسیعی عمل می‌کند، بخشی از آب آبیاری است که به درون زمین نفوذ می‌کند و اصطلاحاً آب برگشتی کشاورزی نامیده می‌شود. تقریباً نصف تا یک سوم آبی که جهت آبیاری محصولات زراعی به کار برده می‌شود از طریق تبخیر و تعرق به هدر رفته و مابقی یا از طریق کانال‌های سطحی زهکشی می‌شود یا وارد آب زیرزمینی می‌شود. شوری آب برگشتی ۳ تا ۱۰ برابر آب اولیه است که علت آن تغلیظ در اثر تبخیر و تعرق، انحلال املاح موجود در مسیر و نمک‌های حاصل از کودهای شیمیایی است. همچنین در آبخوان‌های ساحلی نفوذ آب شور ممکن است عواقب بسیار جدی از نظر زیست‌محیطی و اقتصادی داشته باشد. افزایش تقاضا برای مصرف آب‌های زیرزمینی با تشدید فعالیت‌های کشاورزی در ارتباط است که منجر به نفوذ آب شور در آبخوان‌های ساحلی می‌شود (Hudak, 2000). در ادامه به تعدادی از مطالعات انجام گرفته در ایران و جهان در این رابطه اشاره شده است

بررسی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی تگزاس نتایج نشان می‌دهد که غلظت این یون در غرب تگزاس بالاتر از شرق آن است. این امر ناشی از تراکم پوشش گیاهی و فرآیند نیترات‌زدایی در شرق و کم عمق بودن چاه‌ها و فعالیت‌های وسیع کشاورزی در غرب تگزاس است (Hudak, 2000).

به منظور بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی در شهر قونیه (ترکیه) تعداد ۱۳۹ نمونه آب زیرزمینی برداشت گردید. نتایج نشان داد که فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی دلیل اصلی افزایش نیترات در آب این منطقه بوده است (Nas and brektay, 2006).

در مطالعه‌ای که به منظور بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی در شهر سلوکیه (ترکیه) انجام شد، ۲۱ نمونه آب برداشت گردید. هدایت الکتریکی، نرخ جذب سدیم، کلراید، pH، غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که کاهش کیفیت آب به علت استفاده بیش از حد از آب برای فعالیت‌های کشاورزی، نزدیکی به دریا و نفوذ آب شور به آبخوان می‌باشد (Sekin et al., 2010).

به منظور بررسی شیمی یون‌ها و عوامل کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب و تعیین مناسب بودن آب برای آبیاری و شرب، ۲۱ نمونه آب در هندوستان جمع‌آوری شد و غلظت یون‌های اصلی اندازه‌گیری

گردید. نتایج به دست آمده نشان می دهد که آب های زیرزمینی در جنوب منطقه تحت تأثیر فعالیت های کشاورزی (ورود پساب های حاوی سموم و کودهای شیمیایی) آلوده شده اند (Srinivas et al., 2013). برای نشان دادن تأثیر فعالیت های کشاورزی بر روی کیفیت آب های زیرزمینی در آبخوان ساحلی هندوستان تعدادی نمونه برداشت گردید و پارامترهای هیدروژئوشیمیایی اندازه گیری شد. تجزیه و تحلیل آماری داده ها نشان داد که کیفیت آب در منطقه عمدتاً توسط دو عامل نفوذ آب شور و فعالیت های کشاورزی کنترل می شود. براساس نسبت جذب سدیم، غلظت کلر و سختی نمونه ها، کیفیت آب های مورد مطالعه برای کشاورزی در حد متوسط است. به دلیل پمپاژ زیاد در منطقه، آب های زیرزمینی در معرض خطر نفوذ آب شور در طول تابستان قرار دارند. به طور کلی نتایج این پژوهش نشان می دهد که کیفیت آب ها در بخش های شمالی، جنوبی و مرکزی آبخوان به دلیل نفوذ آب شور و نفوذ آب آبیاری آلوده به سموم و کودها کاهش پیدا کرده است (Venkatramanan et al., 2015).

۲-۳-۲- آلاینده های شهری

یکی از مهم ترین آلاینده های آب های زیرزمینی، ورود پساب ها و فاضلاب های مناطق مسکونی و دفع نامناسب زباله ها است. به طور کلی فاضلاب های شهری غنی از مواد آلی تجزیه پذیر، فسفات، نیترات، باکتری ها و عوامل بیماری زا هستند. برخلاف توسعه سریع شهرها در اکثر موارد تمهیدات لازم برای مدیریت زباله ها و فاضلاب ها به موقع انجام نمی گیرد. به طور کلی حجم آلودگی ناشی از فاضلاب های شهری به لحاظ رشد سریع جمعیت و نیز افزایش سرانه آب مصرفی رو به ازدیاد است. اگر منطقه فاقد سیستم جمع آوری، تصفیه و دفن بهداشتی باشد و فاضلاب به صورت سنتی در چاه های جاذب دفع گردد، آلودگی منابع آب زیرزمینی امری اجتناب ناپذیر و غیر قابل جبران خواهد بود. مکان های دفن زباله، روان آب های شهری، پمپ بنزین ها و بیمارستان ها نمونه هایی از منابع آلاینده شهری به حساب می آیند.

در مطالعه‌ای که بر روی آب‌های زیرزمینی در مکزیک انجام شد، تعدادی نمونه بین سال‌های ۲۰۰۹-۱۹۸۱ جمع‌آوری شد. تیپ آب منطقه بی‌کربناته و سولفات‌ه و رخساره آن کلسیک و سدیک تعیین گردید. همچنین مشخص شد کیفیت آب در منطقه تخلیه نسبت به منطقه تغذیه دشت پایین‌تر است. نتایج نشان داد که منابع آلودگی در منطقه شامل فاضلاب‌های شهری و صنعتی، محل‌های دفن زباله و فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد (Pursel et al., 2009).

به منظور بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی در منطقه آندراپراش در هندوستان ۴۷ نمونه آب جمع‌آوری شد. در این مطالعه مقادیر کاتیون و آنیون‌های اصلی، شوری، نسبت جذب سدیم، شاخص نفوذپذیری و شاخص کیفیت، به منظور طبقه‌بندی آب برای مصارف شرب و کشاورزی اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که فعالیت‌های گسترده صنعتی، شهرنشینی و فعالیت‌های کشاورزی منجر به آلودگی آبخوان شده است (Machender et al., 2013).

تأثیر نفوذ شیرابه بر کیفیت آب‌های زیرزمینی در یک سایت دفن زباله واقع در کوالالامپور مورد بررسی قرار گرفت. پارمترهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و فلزات سنگین در ۱۰ نمونه بین دسامبر ۲۰۱۲ تا ژانویه ۲۰۱۳ اندازه‌گیری شد. نتایج نشان دهنده افزایش قابل ملاحظه غلظت نیترات، عوامل میکروبی و فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه است (Atta and Yaacob, 2014).

۲-۳-۳- آلاینده‌های صنعتی و معدنی

با صنعتی شدن جوامع بشری، نیاز به استفاده از مواد معدنی شدیداً رو به افزایش گذاشته است. صنایع و معادن همواره خطر بالقوه‌ای برای محیط زیست و به ویژه آب‌های زیرزمینی به شمار می‌آیند و اغلب به عنوان منابع نقطه‌ای آلودگی شناخته می‌شوند. فرآیندهای نامناسب و دفن غیر اصولی مواد زائد جامد و مایع از مکان‌های صنعتی و همچنین نشت مایعات خطرناک از مخازن نگهداری و لوله‌های انتقال ممکن است به آلودگی‌های زیست‌محیطی متنوعی منجر شود. معادن نیز می‌توانند سبب بروز مشکلات

عديده‌اي از نظر آلودگي آب‌هاي زيرزميني گرديند. آلودگي ناشي از معادن بسته به نوع ماده معدني و روش فراوري و تغليظ ماده معدني متفاوت است (Todd, 1980).

به منظور بررسي اثرات پساب نساجي‌ها بر روي كيفيت آب‌هاي زيرزميني در هندوستان مطالعه‌اي انجام شد. در حدود ۳۰ نمونه در طول ماه اوت ۲۰۰۹ تا مارس ۲۰۱۰ جمع‌آوري گرديد. نتايج حاصل از اين مطالعه نشان مي‌دهد كه پساب نساجي‌ها عامل اصلي در آلودگي منابع آب منطقه است (Prabha et al., 2013).

جهت بررسي تأثير معادن بر روي كيفيت آب‌هاي زيرزميني در صربستان، ۵۹ سايت انتخاب شدند. نتايج به دست آمده نشان دهنده تأثير فعاليت‌هاي معدن‌كاري بر آلودگي آب زيرزميني منطقه است (Atanachovic et al., 2016).

۲-۴- مطالعات انجام شده در ايران

تاكنون مطالعات متعددي در رابطه با بررسي كيفيت آب زيرزميني در كشور ايران انجام شده است، كه در ادامه به برخي از آنها اشاره مي‌شود.

به منظور بررسي عوامل موثر بر كيفيت آب زيرزميني در همدان ۳۰ نمونه آب از منطقه رزن برداشت و مشخص شد كه تركيب شيميايي آب‌هاي زيرزميني در منطقه توسط تمرکز يون‌هاي بي‌كربنات، كلسيم و سديم كنترل مي‌شود و اين يون‌ها عمدتاً از هوازدگي شيميايي كربنات و ژيپس مشتق شده‌اند (Jalali, 2009).

بررسي‌هاي انجام شده بر روي هيدروشيמי آبخوان دشت خوي نشان مي‌دهد كه در منطقه مورد مطالعه، تركيب شيميايي آب زيرزميني تحت تأثير تغذيه توسط رودخانه، انحلال مواد تشكيل دهنده سازندهاي تغذيه كننده‌ي آبخوان و همچنين خصوصيات هيدروژئولوژيكي از قبيل الگوي جريان و زمان ماندگاري قرار گرفته است (Jalali et al., 2009).

بررسی ترکیب شیمیایی ۵۹ نمونه آب زیرزمینی در سراسر منطقه علی‌صدر نتایج نشان می‌دهد که تیپ غالب آب‌های زیرزمینی در منطقه کلسیم بی‌کربنات است. محاسبه‌ی سختی کل نشان داد که ۳۰ درصد از نمونه‌ها در رده بسیار سخت قرار دارند. همچنین غلظت نیترات در ۱۵ درصد از نمونه‌ها بالاتر از حد استاندارد می‌باشد. انحلال ژئوپس، آنورتیت و هوازدگی کانی‌های سولفیدی غلظت یون‌های محلول در آب زیرزمینی این منطقه را کنترل می‌کند (Jalali, 2010).

ارزیابی هیدروشیمی آب‌های زیرزمینی دشت مراغه در آذربایجان شرقی نشان داد که تخلیه فاضلاب صنعتی بدون پاکسازی به درون آبخوان از علل اصلی آلودگی آب‌های زیرزمینی در این منطقه است (Fijani et al., 2016).

۲-۵- مطالعات انجام شده در منطقه مورد مطالعه

به منظور بررسی وضعیت منابع آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام تعداد ۱۸ ایستگاه در منطقه انتخاب شد. این مطالعه بر اساس متوسط ارتفاع مطلق سطح آب در ۱۰ تا ۱۵ سال اخیر ارائه شده است. بر اساس نقشه‌های هم‌افت مقدار افت سطح آب کمتر از ۸ متر و روند افزایش سطح آب به سمت جنوب شرق منطقه ادامه داشت. هیدروگراف معرف نشان‌دهنده این نکته می‌باشد میزان تخلیه در آبخوان بیشتر از تغذیه است و سطح آب در آبخوان به طور مستمر در حال افت می‌باشد (یزدانی و همکاران، ۱۳۹۵).

فصل سوم: روش انجام تحقیق

۳-۱- نمونه برداری و اندازه گیری پارامترهای صحرائی

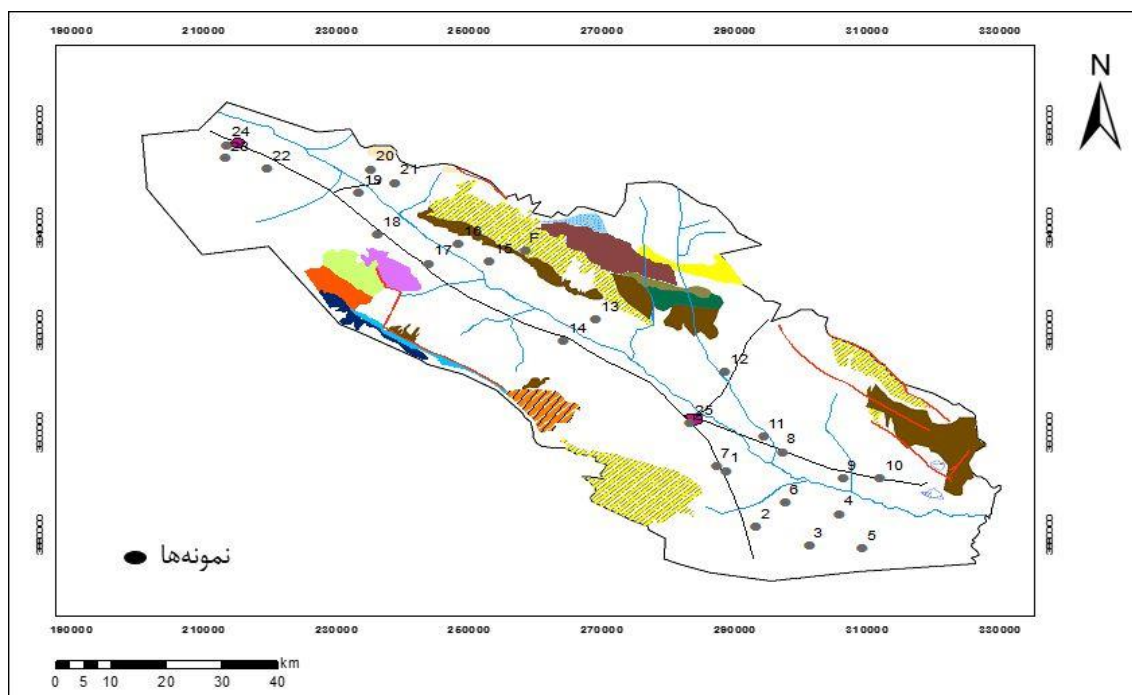
به منظور بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی، انتخاب ایستگاه‌های نمونه برداری مناسب، ضروری است. بنابراین طی بازدید اولیه از منطقه در شهریور ۱۳۹۵، محل دقیق چاه‌ها و قنات‌ها تعیین گردید. سپس ایستگاه‌های نمونه برداری بر اساس پراکندگی آنها در محدوده مورد مطالعه، ارتباط با اراضی کشاورزی و مناطق مسکونی و نیز زمین‌شناسی منطقه، انتخاب شدند. به این منظور از نقشه‌های زمین‌شناسی ۱:۲۵۰۰۰۰ تربت جام و تربت حیدریه استفاده شد و در نهایت تعداد ۲۶ ایستگاه (شامل ۱ قنات و ۲۵ چاه با کاربری‌های مختلف کشاورزی، صنعت و شرب) تعیین شد. نام، موقعیت جغرافیایی و کاربری ایستگاه‌ها در جدول ۳-۱ و پراکندگی آنها در شکل ۳-۱ نشان داده شده است. برای برداشت نمونه‌های آب، از بطری‌های نو پلاستیکی ۱ لیتری استفاده شد. در هر ایستگاه ۳ بطری نمونه آب (یکی برای اندازه‌گیری کاتیون و آنیون‌های اصلی، یکی برای اندازه‌گیری عناصر بالقوه سمی و یکی برای اندازه‌گیری نیترات و TDS) برداشت شد. عملیات نمونه برداری هر بار مدت ۲۰ تا ۳۰ دقیقه پس از شروع پمپاژ انجام گردید، تا نمونه گرفته شده از لحاظ کیفی معرف آبخوان باشد و میزان آلودگی به حداقل برسد. ظرف نمونه برداری چند بار با آب چاه شستشو داده شد و کاملاً پر گردید. پارامترهای pH و EC در صحرا و به ترتیب با استفاده از دستگاه pH متر (مدل AZ inter face-8601) از EC متر (مدل JENWAY-4510) اندازه‌گیری شد.

۳-۳- آماده‌سازی نمونه‌های آب

نمونه‌های آب برداشت شده برای آنالیز غلظت عناصر بالقوه سمی، ابتدا توسط پمپ خلأ و با فیلتر ۰/۴۵ فیلتر شدند و سپس به هر نمونه چند قطره اسید نیتریک ۰/۲ مولار اضافه گردید تا pH آب به کمتر از ۲ کاهش یابد. پس از افزودن اسید، نمونه‌ها برای اندازه‌گیری غلظت عناصر آرسنیک، سرب و کادمیم به آزمایشگاه (هسا) ارسال گردید. غلظت‌ها توسط دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد.

جدول ۳-۱- مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری

نوع کاربری	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی	شماره ایستگاه
کشاورزی	۳۵° ۰۹' ۱۷"	۶۰° ۴۰' ۵۱"	W۱ (احمدآباد)
کشاورزی	۳۵° ۰۳' ۲۸"	۶۰° ۴۳' ۵۸"	W۲ (الیا)
کشاورزی	۳۵° ۰۱' ۳۳"	۶۰° ۴۹' ۱۷"	W۳ (جاده خاور)
کشاورزی	۳۵° ۰۴' ۵۶"	۶۰° ۵۲' ۱۴"	W۴ (منصوریه)
کشاورزی	۳۵° ۰۱' ۱۸"	۶۰° ۵۴' ۳۴"	W۵ (قلعه خاکی)
کشاورزی	۳۵° ۰۶' ۰۳"	۶۰° ۴۶' ۴۵"	W۶ (بهرامی)
صنعت	۳۵° ۰۹' ۴۵"	۶۰° ۳۹' ۵۳"	W۷ (رضایی)
کشاورزی	۳۵° ۱۱' ۲۳"	۶۰° ۴۶' ۲۳"	W۸ (بوژگان)
کشاورزی	۳۵° ۰۸' ۴۴"	۶۰° ۵۲' ۲۹"	W۹ (میش مس)
کشاورزی	۳۵° ۰۹' ۴۸"	۶۰° ۵۶' ۰۳"	W۱۰ (محمدآباد یادگار)
کشاورزی	۳۵° ۱۳' ۰۲"	۶۰° ۴۴' ۲۸"	W۱۱ (اراضی رضاآباد)
کشاورزی	۳۵° ۱۹' ۴۸"	۶۰° ۴۰' ۲۷"	W۱۲ (امیرآباد خرابه)
کشاورزی	۳۵° ۲۵' ۰۵"	۶۰° ۲۷' ۲۶"	W۱۳ (محمودآباد)
کشاورزی	۳۵° ۲۳' ۳۵"	۶۰° ۲۳' ۲۴"	W۱۴ (خرم‌آباد)
کشاورزی	۳۵° ۳۰' ۵۶"	۶۰° ۱۶' ۳۳"	W۱۵ (سماخون)
کشاورزی	۳۵° ۳۲' ۰۴"	۶۰° ۲۰' ۰۷"	F (قنات)
کشاورزی	۳۵° ۳۲' ۴۰"	۶۰° ۱۳' ۲۳"	W۱۶ (کلاته حاجی‌برات)
کشاورزی	۳۵° ۳۰' ۳۳"	۶۰° ۱۰' ۳۶"	W۱۷ (کاریزنو)
کشاورزی	۳۵° ۳۳' ۲۸"	۶۰° ۰۵' ۱۸"	W۱۸ (رخنه گرگ)
شرب	۳۵° ۳۷' ۱۸"	۶۰° ۰۱' ۲۰"	W۱۹ (اراضی قلندرآباد)
کشاورزی	۳۵° ۴۰' ۲۳"	۶۰° ۰۴' ۲۳"	W۲۰ (سفیدسنگ)
شرب	۳۵° ۳۹' ۰۱"	۶۰° ۰۶' ۵۲"	W۲۱ (شاهان گرم‌آب)
صنعت	۳۵° ۴۰' ۱۷"	۵۹° ۵۳' ۴۸"	W۲۲ (کشتارگاه)
کشاورزی	۳۵° ۴۱' ۴۱"	۵۹° ۵۳' ۵۳"	W۲۳ (فریمان احمدفر)
کشاورزی	۳۵° ۴۲' ۰۹"	۵۹° ۴۹' ۱۶"	W۲۴ (فریمان)
کشاورزی	۳۵° ۱۴' ۱۹"	۶۰° ۳۷' ۰۶"	W۲۵ (تریت‌جام)



شکل ۳-۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

۳-۴- اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی، جامدات حل شده کل (TDS) و نیترات

غلظت یون‌های بی‌کربنات (با استفاده از معرف متیل اورانژ)، کلر (با استفاده از معرف دی‌کرومات پتاسیم) و (با استفاده از معرف مورکسید و ترکیبی از NaCl و اریوکرم بلک T) از طریق تیتراسیون اندازه‌گیری شد (جدول ۳-۲). در اندازه‌گیری غلظت کلسیم از تیتراکننده EDTA و در اندازه‌گیری غلظت کلر و بی‌کربنات به ترتیب از تیتراکننده‌های نیترات نقره و اسید سولفوریک ۰/۴ نرمال استفاده شد. غلظت پتاسیم و سدیم با استفاده از نورسنجی شعله‌ای و غلظت سولفات نیز پس از اضافه کردن چند قطره اسید کلریدریک رقیق و ۰/۵ گرم نمک باریوم کلرید توسط دستگاه کدورت سنج به روش اسپکتوفتومتری در آزمایشگاه دانشگاه صنعتی شاهرود اندازه‌گیری گردید. جامدات حل شده کل و نیترات به ترتیب با استفاده از روش فیلتراسیون و روش اسپکتوفتومتری در آزمایشگاه پارک علم و فناوری شاهرود اندازه‌گیری شد (جدول ۳-۲).

جدول ۳-۲- روش‌های اندازه‌گیری میزان جامدات حل شده‌ی کل و یون‌های اصلی

ردیف	پارامتر	روش اندازه‌گیری
۱	TDS	فیلتراسیون
۲	سدیم	نورسنجی شعله‌ای
۳	کلسیم	تیتراسیون
۴	منیزیم	تیتراسیون
۵	پتاسیم	نورسنجی شعله‌ای
۶	سولفات	اسپکتوفتومتری
۷	کلر	تیتراسیون
۸	بی‌کربنات	تیتراسیون
۹	نیترات	اسپکتوفتومتری

۳-۵- ارزیابی دقت نتایج آنالیزهای شیمیایی

درصد خطای آنالیز یون‌های اصلی در هر نمونه آب از طریق (معادله ۱-۳)، تعیین می‌شود (Hem, 1975):

$$E = \left| \frac{(\sum cations - \sum anions)}{(\sum cations + \sum anions)} \right| \times 100 \quad \text{معادله ۳-۱}$$

در این رابطه مقادیر کاتیون و آنیون‌ها بر حسب meq/l و E درصد خطا را نشان می‌دهد. اگر $E < 10$ باشد میزان خطا قابل قبول است. در این مطالعه درصد خطای آزمایش در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام کمتر از ۱۰ درصد بدست می‌آید (جدول ۴-۱)، بنابراین نتایج تجزیه شیمیایی قابل قبول است.

۳-۶- محاسبه‌ی شاخص ارزیابی کیفیت آب

۳-۶-۱- شاخص کیفی آب (WQI)

یکی از مؤثرترین روش‌ها برای توصیف کیفیت آب و تعیین مناسب بودن آن، بوسیله‌ی شاخص کیفی آب (WQI) است. شاخص کیفی یک ابزار محاسباتی است که می‌تواند مقادیر زیادی از اطلاعات در مورد

کیفیت آب را به یک عدد که نشان دهنده‌ی سطح کیفیت آب است، تبدیل کند. این شاخص در ابتدا در سال ۱۹۶۵ در ایالات متحده آمریکا تعریف شد. محاسبه این شاخص شامل سه مرحله است. ۱- وزن دهی به پارامتر: وزن تعیین شده نشان دهنده اهمیت یک پارامتر است و تأثیر قابل توجهی بر مقدار عددی شاخص دارد. وزن تعیین شده بین ۱ تا ۵ است (Vasanthavigar et al., 2010).

جدول ۳-۳- وزن دهی به پارامترهای آب (Kumar et al., 2015) و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) برای هر پارامتر

پارامتر شیمیایی	وزن	وزن نسبی (wi)	استاندارد سازمان بهداشت جهانی
pH	۴	۰/۱۱۱	۷/۵
EC	۴	۰/۱۱۱	۵۰۰
TDS	۵	۰/۱۳۸	۵۰۰
HCO_3^-	۳	۰/۰۸۳	۵۰۰
Cl^-	۳	۰/۰۸۳	۲۵۰
SO_4^{2-}	۴	۰/۱۱۱	۲۵۰
Ca^{2+}	۲	۰/۰۵۵	۷۵
Na^+	۲	۰/۰۵۵	۲۰۰
Mg^{2+}	۱	۰/۰۲۷	۵۰
K^+	۲	۰/۰۵۵	۱۲
NO_3^-	۵	۰/۱۳۸	۴۵
TH	۱	۰/۰۲۷	۱۵۰

TH سختی کل می باشد

۲- وزن نسبی: وزن نسبی از طریق رابطه ۳-۴ محاسبه می شود:

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad \text{معادله ۳-۴}$$

در این رابطه W_i وزن هر پارامتر و n تعداد پارامتر است.

۳- مقیاس رتبه بندی کیفی برای هر پارامتر (q_i): به منظور رتبه بندی کیفی هر پارامتر، غلظت هر پارامتر در هر نمونه آب (C_i)، بر مقدار استاندارد سازمان بهداشت جهانی (S_i)، تقسیم می شود و در نهایت در ۱۰۰ ضرب می گردد (معادله ۳-۵).

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad \text{معادله ۳-۵}$$

در این رابطه، تعیین زیر شاخص پارامترها (Sl_i)، برای هر پارامتر الزامی است (معادله ۳-۶):

$$Sl_i = W_i \times q_i \quad \text{معادله ۳-۶}$$

مجموع مقادیر Sl_i شاخص کیفیت آب برای هر نمونه را نشان می دهد (معادله ۳-۷):

$$WQI = \sum Sl_i \quad \text{معادله ۳-۷}$$

در این رابطه Sl_i زیر شاخص پارامترها، n تعداد پارامترها و q_i رتبه بندی بر اساس غلظت هر پارامتر است. مقادیر WQI محاسبه شده برای هر نمونه آب بر اساس جدول ۳-۴ توصیف می گردد.

جدول ۳-۴- مقادیر WQI و رتبه بندی سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)

کیفیت آب	مقدار شاخص
عالی	$WQI < 50$
خوب	۵۰-۱۰۰
ضعیف	۱۰۰-۲۰۰
خیلی ضعیف	۲۰۰-۳۰۰
نامناسب	$WQI > 300$

۳-۷- روش های آماری تحلیل داده ها

از روش های آماری چند متغیره، به طور گسترده در تحلیل های هیدروژئوشیمیایی، و به ویژه برای نشان دادن منشأ آلودگی ها استفاده شده است (Rubio et al., 2000). در این پژوهش به منظور بررسی ارتباط میان یون ها، تعیین منشأ احتمالی آنها و همچنین تأثیر عوامل طبیعی و انسان زاد بر کیفیت منابع آب

زیرزمینی در دشت فریمان- تربت جام، از روش‌های آماری چند متغیره شامل محاسبه‌ی ضرایب همبستگی، آنالیز خوشه‌ای سلسله مراتبی و تحلیل مؤلفه‌ی اصلی استفاده شد. تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم افزار SPSS صورت پذیرفت.

۳-۷-۱- ضریب همبستگی (r)

ضریب همبستگی یک ابزار مفید در تعیین درجه وابستگی یا ارتباط خطی بین متغیرها می‌باشد (Bu et al., 2010). این ضریب باعث درک بهتری از تغییرات کیفیت آب و عوامل مؤثر بر آن‌ها می‌شود، و در نهایت سبب مقایسه بهتر نمونه‌ها با یکدیگر می‌گردد (Refique et al., 2008). ضریب همبستگی جهت اندازه‌گیری قدرت رابطه خطی بین متغیرها، تعیین روابط بین عناصر مختلف، تشخیص منشأ و چگونگی انتقال آن‌ها در محیط تحت شرایط مشابه، کاربرد دارد (Suoyani, 2005). مقادیر r بین $+1$ و -1 تغییر می‌کند. به عبارتی اگر مقادیر متغیرها بر روی یک نمودار ترسیم شود تمام آن‌ها بر روی یک خط مستقیم با شیب مثبت ($r = +1$) و منفی ($r = -1$) قرار می‌گیرند. هر چه r به $+1$ نزدیکتر باشد، رابطه خطی همبستگی، قوی تر بوده یعنی با افزایش یک متغیر دیگری نیز افزایش می‌یابد. اگر r به -1 نزدیکتر شود در این صورت دو متغیر همبستگی منفی داشته و با افزایش یکی، دیگری کاهش می‌یابد. اگر مقدار ضریب صفر باشد هیچ‌گونه رابطه‌ی خطی بین متغیرها وجود نخواهد داشت.

۳-۷-۲- تحلیل مؤلفه‌ی اصلی

تحلیل مؤلفه‌ی اصلی یک روش آماری چند متغیره است که ارتباط بین نمونه‌ها و متغیرها را بیان می‌کند (Mencio and Mas-pla, 2008). این روش بر روی داده‌های نرمال شده انجام می‌گیرد و پس از مرتب سازی داده‌هایی که بیش‌ترین همبستگی را از میان داده‌ها دارند، مؤلفه‌ی اصلی با مقادیر ویژه بیشتر از یک استخراج می‌شود. سپس هر مؤلفه، حول محورهای مختصات چرخش داده می‌شود. این روش برای مطالعات رخساره هیدروشیمیایی و تعیین منشأ آن‌ها، مطالعات آلودگی آب‌های زیرزمینی و شناسایی فرآیندهای طبیعی و انسان‌زاد مؤثر بر آن‌ها، به کار برده می‌شود (Dragon et al., 2006).

۳-۸-۳- تحلیل خوشه‌ای

تحلیل خوشه‌ای شامل تعدادی روش و الگوریتم‌های مختلف بوده که به منظور گروه‌بندی داده‌های آماری مشابه و متفاوت و قرارگیری آن‌ها در گروه‌های مناسب به کار می‌رود. داده‌های مربوط به یک گروه دارای بیش‌ترین درجه شباهت خواهند بود. به عبارت دیگر داخل هر خوشه حداکثر شباهت و در بین خوشه‌ها حداکثر تفاوت وجود خواهد داشت. تکنیک‌های خوشه‌بندی مختلفی وجود دارد که تحلیل خوشه‌بندی سلسله مراتبی یکی از پرکاربردترین روش‌ها در علوم زمین است (Tili-zreli, 2012). روش خوشه‌بندی سلسله مراتبی روش مناسبی برای تحلیل داده‌های کیفی آب می‌باشد. این روش، گروه‌بندی نمونه‌ها بر حسب منشأ و ویژگی‌های هیدروشیمیایی را امکان‌پذیر می‌سازد و در مطالعات هیدروژئوشیمیایی دارای اهمیت خاصی است.

۳-۹- نرم‌افزارها

از نرم‌افزار (ArcGIS 10.2) برای ترسیم نقشه زمین‌شناسی منطقه و همچنین برای نشان دادن پراکندگی مکانی پارامترهای اندازه‌گیری شده در آب‌های زیرزمینی استفاده شد. برای ترسیم نمودارهای کیفی از نرم‌افزار (RockWare.AqQA.V1.1.5.1)، همچنین رسم نمودار شاخص اشباع از نرم‌افزار (Phreeqc-2.15.0) استفاده گردید.

فصل چهارم: هیدروژنوشیمی زیست محیطی منابع

آب زیرزمینی در

دشت فریمان- تربت جام

۴-۱- مقدمه

به منظور ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی برای مصارف شرب، کشاورزی و صنعتی، بررسی ویژگی‌های هیدرووشیمیایی، هیدروژئوشیمیایی و ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمی الزامی است (Rao, 2006; Vasanthavigar, 2010). در این فصل به بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام و تحلیل داده‌ها پرداخته می‌شود.

۴-۲- ویژگی‌های هیدرووشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه

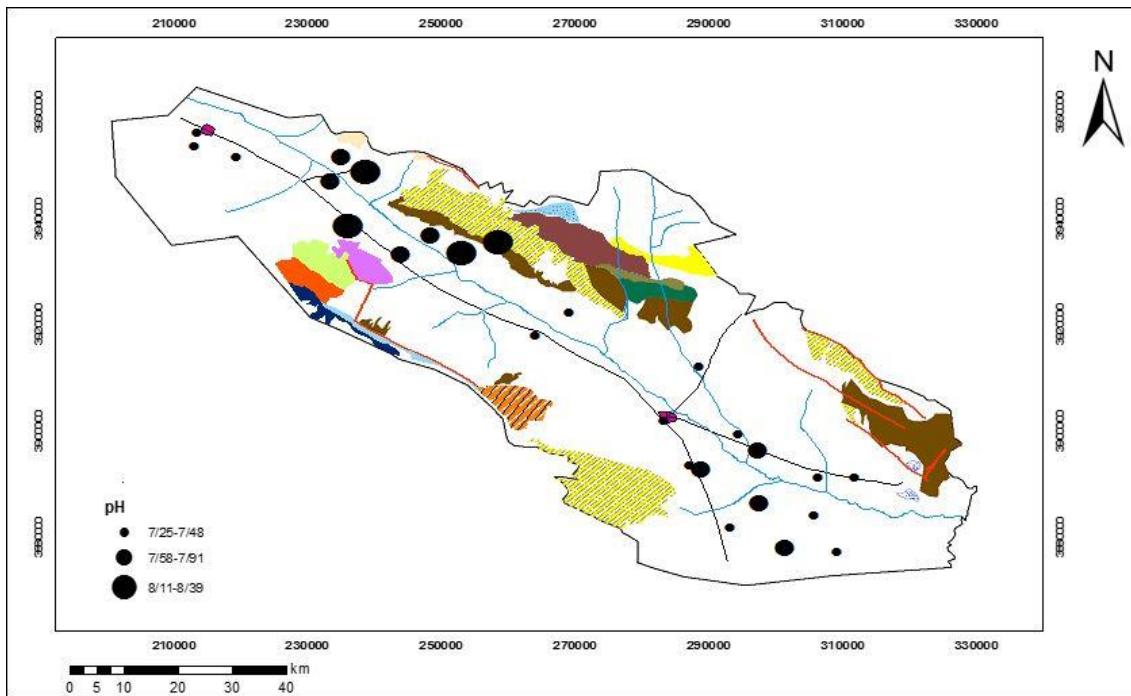
در جدول ۴-۱، مقادیر اندازه‌گیری شده‌ی پارامترهای هیدرووشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه در مقایسه با مقادیر استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، ارائه شده است.

۴-۲-۱- pH

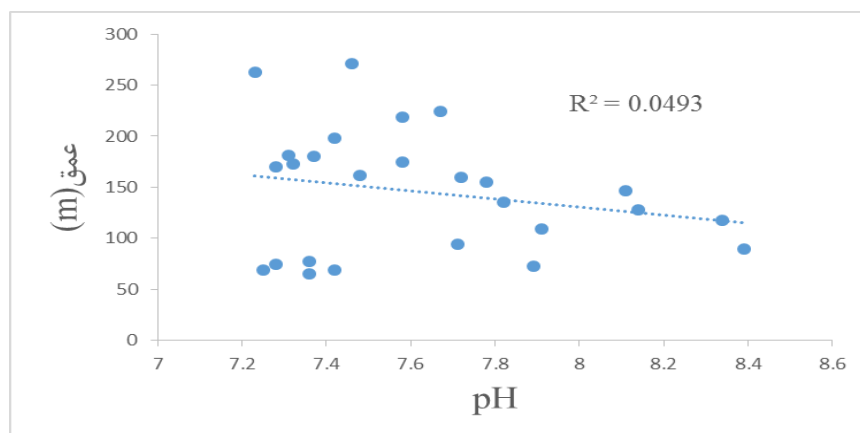
دی‌اکسید کربن، کربنات، بی‌کربنات و سولفات از جمله عوامل کنترل کننده pH آب می‌باشند. ترکیب دی‌اکسید کربن با آب باعث تشکیل اسید کربنیک و در نتیجه کاهش pH آب می‌شود (Hem, 1985). مقدار مجاز pH برای مصارف شرب بین ۶/۵-۷/۵ است (WHO, 2011). گستره‌ی تغییرات pH در نمونه‌های آب منطقه مورد مطالعه بین ۷/۳-۸/۴ و میانگین آن ۷/۶ است. کمترین مقدار pH مربوط به نمونه ۲۵ و بیشترین مقدار آن نیز مربوط به نمونه ۲۱ است. در شکل (۴-۱) پراکندگی میزان pH در منابع آب‌های زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام آورده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود، نمونه‌های شماره ۱۵، ۱۶، ۱۹ و ۲۲ که به طور نسبی از سازندهای آهکی تغذیه می‌شوند در مقایسه با سایر نمونه‌ها به طور نسبی دارای pH بالاتری می‌باشند. در محدوده‌ی شهر تربت‌جام و روستاهای اطراف احتمالاً به علت ورود آلاینده‌های شهری و تخلیه‌ی فاضلاب‌های خانگی، مقدار pH اندکی کاهش یافته است. شکل ۴-۲، تغییرات مقدار pH با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. به طور کلی با افزایش عمق چاه‌ها، pH کاهش می‌یابد، این امر می‌تواند ناشی از افزایش EC با عمق چاه‌ها (شکل ۴-۴) باشد، چرا که

افزایش هدایت الکتریکی می تواند باعث رسوب کلسیت و در نتیجه کاهش pH آب شود (Fetouani et

al, 2001).



شکل ۴-۱- پراکندگی مقادیر pH در نمونه های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه



شکل ۴-۲- تغییر مقادیر pH با عمق چاهها

جدول ۴-۱- مقادیر pH، EC، غلظت یون‌های اصلی، سختی کل و مقایسه آنها با استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO، 2011)، (EC بر حسب $\mu\text{s}/\text{cm}$ ، عمق بر حسب m و سایر پارامترها بر حسب mg/l E درصد خطا است.

نمونه	عمق	pH	EC	TDS	Na^{2+}	Ca^{2+}	K^{+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	Cl^{-}	NO_3^{-}	HCO_3^{-}	TH	E
W1	۱۷۰	۷/۵	۲۳۵۰	۱۴۴۶	۳۷۲/۶	۵۰	۰/۷	۴۸	۴۹۶/۸	۲۶۶	۱۶/۸	۲۱۳/۵	۳۲۱/۸	۲/۸
W2	۱۹۰	۷/۲	۲۲۹۰	۱۴۲۵	۳۴۷/۳	۷۰	۱/۹	۳۲/۴	۴۰۷/۵	۳۰۸	۱۵/۲	۲۰۷/۴	۳۰۷/۸	۱/۵
W3	۱۹۰	۷/۶	۳۱۹۰	۱۹۲۱	۴۶۴/۶	۹۶	۱/۲	۱۹/۲	۶۴۳/۲	۵۱۸	۱۴/۵	۱۶۴/۷	۳۱۸/۷	۷/۳
W4	۲۰۰	۷/۳	۲۲۵۰	۱۳۷۴	۳۳۱/۲	۷۶	۲/۷	۵۲/۸	۴۱۳/۲	۲۹۴	۹/۸	۱۵۸/۶	۴۰۶/۴	۷/۲
W5	۱۰۰	۷/۲	۳۷۵۰	۲۲۷۰	۳۴۷/۳	۱۱۶	۳/۵	۷۹/۲	۷۱۸/۵	۲۹۷/۵	۱۲/۷	۱۴۶/۴	۶۱۴/۷	۷/۲
W6	۱۸۵	۷/۷	۲۱۵۰	۱۳۰۵	۳۰۱/۳	۵۰	۲/۳	۴۲	۳۳۱/۲	۲۳۱	۱۰/۲	۲۳۷/۹	۲۹۷/۲	۴/۸
W7	۱۹۰	۷/۴	۱۹۸۷	۱۱۸۵	۳۶۱/۱	۶۸	۱/۹	۴۹/۲	۴۰۱/۷	۱۹۶	۱۴/۸	۳۲۳/۳	۳۷۱/۷	۳/۷
W8	۱۴۰	۷/۷	۲۲۱۰	۱۳۱۲	۴۰۴/۸	۴۶	۳/۱	۳۷/۲	۳۹۷/۹	۲۳۸	۱۱/۱	۲۸۰/۶	۲۶۷/۵	۲/۹
W9	۲۰۰	۷/۴	۴۱۴۰	۲۴۸۰	۴۰۹/۴	۱۳۶	۳/۱	۵۸/۸	۵۰۰/۶	۳۸۵	۱۱/۴	۲۰۱/۳	۵۸۱	۸/۹
W10	۱۵۰	۷/۳	۲۴۲۰	۱۴۶۲	۳۵۱/۹	۵۰	۲/۷	۶۷/۲	۵۲۳/۲	۲۳۸	۷/۵	۱۸۹/۱	۴۰۰/۵	۸/۱
W11	۱۵۰	۷/۳	۲۳۸۰	۱۴۳۹	۳۷۰/۳	۶۶	۲/۳	۴۴/۴	۴۸۸/۱	۳۰۸	۱۴/۴	۲۱۹/۶	۳۴۷	۹/۲
W12	۱۸۰	۷/۵	۳۳۰۰	۱۹۹۱	۳۲۶/۶	۶۲	۲/۷	۵۷/۶	۵۱۷/۴	۴۱۳	۱۴/۲	۱۹۵/۲	۳۹۱/۱	۷/۵
W13	۷۰	۷/۴	۲۵۳۰	۱۴۸۴	۳۷۲/۶	۵۰	۳/۱	۷۸	۴۵۶/۹	۵۸۸	۱۱/۷	۱۷۰/۸	۴۴۴/۸	۵
W14	۱۵۰	۷/۳	۷۳۳	۴۴۴	۹۲	۲۴	۱/۱	۱۸	۷۶/۸	۴۹	۹/۵	۲۱۸/۳	۱۳۳/۸	۱/۱
W15	۱۷۰	۸/۳	۱۵۵۱	۹۳۹	۲۳۲/۳	۴۲	۱/۵	۲۱/۶	۲۲۶/۵	۲۰۶/۵	۱۳	۲۰۱/۳	۱۹۳/۵	۱/۵
F	فنا	-	۱۹۰۱	۱۱۴۶	۲۴۰/۳	۴۸	۳/۵	۴۶/۸	۳۰۹/۶	۲۳۱	۱۴/۴	۲۷۴/۵	۳۱۱/۸	۲
W16	۱۰۰	۷/۹	۱۴۲۹	۸۶۳	۲۰۷	۸۶۳	۱/۵	۲۴	۲۰۹/۲	۱۷۵	۱۴/۶	۲۲۵/۷	۱۷۸/۴	۳/۷
W17	۱۵۰	۷/۷	۱۰۸۹	۶۳۰	۱۳۳/۴	۶۳۰	۱/۹	۳۷/۲	۱۴۳	۱۱۲	۹/۱	۲۶۸/۴	۲۳۷/۵	۰/۳
W18	۱۸۰	۸/۳	۱۰۵۵	۶۲۹	۱۱۲/۴	۶۲۹	۱/۵	۳۰	۱۳۶/۸	۸۷/۵	۹/۷	۲۸۶/۷	۲۰۸	۴/۷
W19	۱۶۰	۷/۸	۶۷۲	۴۰۴	۹۱	۴۰۴	۱/۱	۲۴	۳۹/۶	۱۱۰/۸	۵۲/۵	۲۶۹/۶	۲۲۲/۳	۰/۴
W20	۱۶۵	۷/۸	۱۹۱۰	۱۱۴۳	۹۴/۳	۱۱۴۳	۱/۹	۴۲	۵۰/۴	۲۲۰/۳	۱۵۰/۵	۱۷۶/۹	۳۱۱/۶	۶
W21	۱۴۵	۸/۱	۱۷۷۲	۱۰۵۹	۲۴۹/۳	۱۰۵۹	۱/۹	۳۸	۲۸۱/۷	۲۰/۴	۸/۹	۲۵۰/۱	۱۷۸/۶	۴/۸
W22	۲۲۰	۷/۴	۸۲۸	۴۹۴	۸۷/۴	۴۹۴	۱/۱	۲۶	۸۱/۶	۵۲/۵	۱۰/۹	۱۹۱/۵	۱۴۳/۷	۲/۲
W23	۲۶۰	۷/۳	۱۰۵۹	۶۲۷	۱۱۲/۷	۶۲۷	۰/۷	۲۲	۱۱۱/۳	۵۲/۵	۸/۶	۲۴۰/۹	۱۲۸/۸	۲/۷
W24	۱۷۰	۷/۲	۶۴۵	۳۸۷	۴۰/۷	۳۸۷	۱/۵	۳۲/۴	۷۲	۳۵	۶	۲۵۶/۲	۲۳۷/۸	۰/۶
W25	۱۳۰	۷/۲	۸۸۵	۵۱۳	۵۴	۵۱۳	۱/۵	۲۴	۸۸/۸	۳۵	۸/۱	۲۰۷/۴	۱۹۸/۴	۱/۱
حداقل	۷۰	۷/۲	۶۴۵	۳۸۷	۴۰/۷	۳۸۷	۰/۷	۲۲	۷۲	۳۵	۶	۱۴۶/۴	۱۲۸/۸	-
حداکثر	۲۶۰	۸/۳	۴۱۴۰	۲۴۸۰	۴۴۶/۶	۲۴۸۰	۳/۵	۱۳۶	۷۱۸/۵	۵۸۸	۱۸/۶	۳۲۳/۳	۶۱۴/۷	-
میانگین	۱۶۴	۷/۶	۱۹۴۱	۱۱۶۸	۲۵۰	۱۱۶۸	۲/۱	۵۳	۳۲۱/۷	۲۲۰/۳	۱۲/۱	۲۲۲/۱	۲۹۸/۲	-
استاندارد	-	-۷/۵	۱۵۰۰	۵۰۰	۲۰۰	۵۰۰	۱۲	۷۵	۵۰	۲۵۰	۲۵۰	۴۵	۵۰۰	-

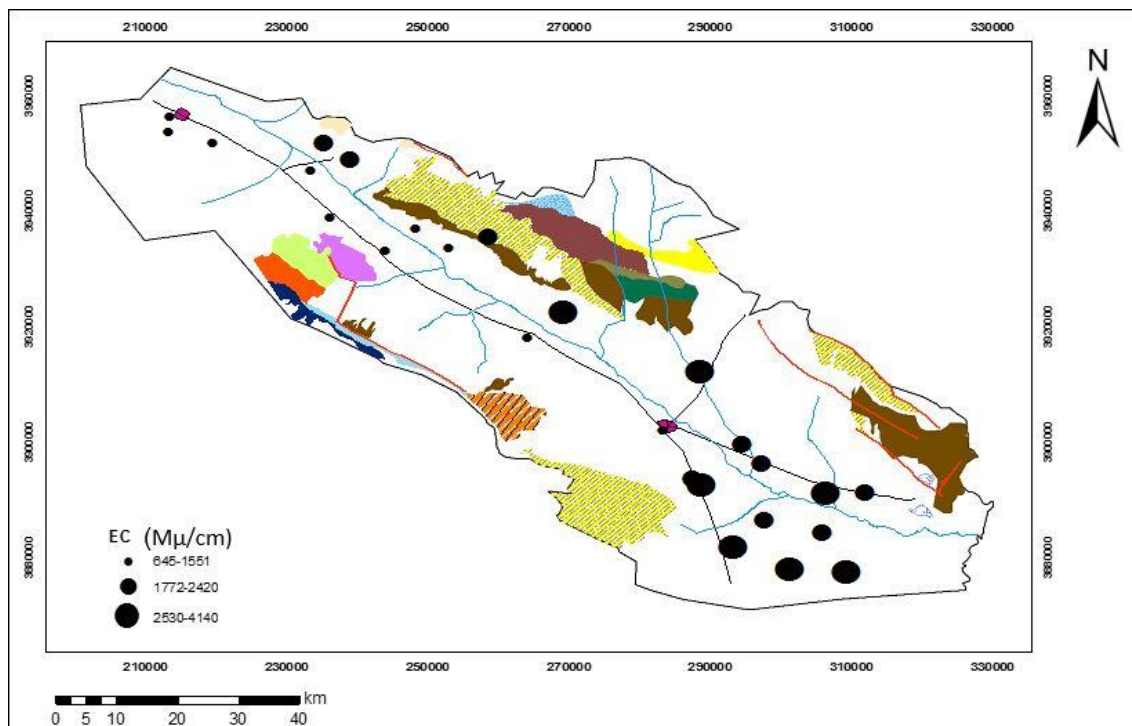
(WHO,2011)

۲-۲-۴- هدایت الکتریکی (EC)

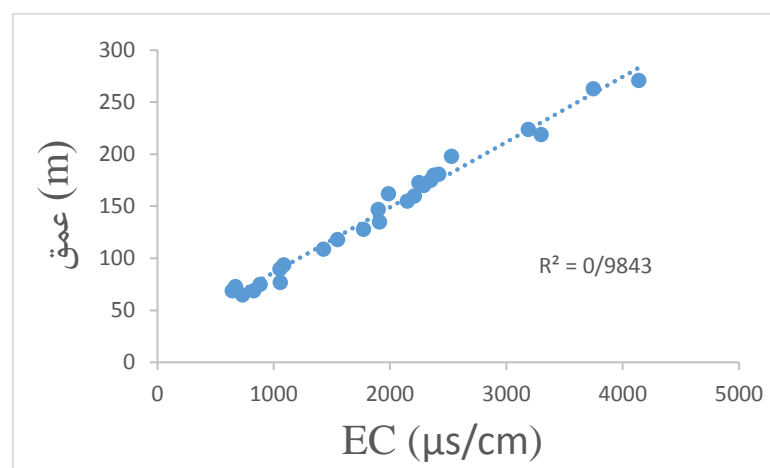
هدایت الکتریکی نشان‌دهنده‌ی توانایی آب برای انتقال جریان الکتریکی است و حد مطلوب این پارامتر برای آب آشامیدنی ۵۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر است. همچنین هدایت الکتریکی مهم‌ترین پارامتر در تعیین مناسب بودن آب برای مصارف کشاورزی می‌باشد. هدایت الکتریکی به نوع و میزان یون‌های موجود در آب بستگی دارد (Hounslow, 1995). گستره‌ی تغییرات هدایت الکتریکی در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۴۱۴۰-۶۴۵ با میانگین ۱۹۴۱/۳ میکروزیمنس بر سانتی‌متر است. بیشترین مقدار هدایت الکتریکی مربوط به نمونه‌ی ۹ (منطقه تخلیه جریان)، و کمترین مقدار آن مربوط به نمونه‌ی ۲۴ است. به طور کلی میزان هدایت الکتریکی از منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه افزایش یافته است (شکل ۳-۴)، که این امر ناشی از مدت زمان تماس بیشتر جریان آب زیرزمینی با واحدهای سنگی می‌باشد. شکل ۴-۴ تغییر هدایت الکتریکی با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مقدار هدایت الکتریکی با افزایش عمق چاه‌ها افزایش می‌یابد. این امر احتمالاً به دلیل افزایش زمان ماندگاری آب و انحلال سازندهای تبخیری و شیلی موجود در نزدیکی منطقه تخلیه است. چاه‌های موجود در منطقه تغذیه به دلیل اینکه از سازندهای آهکی تغذیه می‌شوند، کیفیت بهتری دارند. در جدول ۲-۴، مقدار هدایت الکتریکی و رده‌بندی کیفیت آب ارائه شده است. بر اساس این جدول، بخش عمده نمونه‌ها در رده هدایت الکتریکی بالا و بسیار بالا قرار داشته و برای مصارف شرب نامناسب هستند.

جدول ۲-۴- رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس هدایت الکتریکی (Sandaray et al, 2009)

مقدار EC ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	رده‌بندی بر اساس EC	شماره نمونه‌ها	درصد نمونه‌ها در هر رده
EC < ۲۵۰	پایین	-	-
۲۵۰-۷۵۰	متوسط	۲۴، ۱۹، ۱۴	۱۵/۳۸
۷۵۰-۲۲۵۰	بالا	۱۵، ۱۱، ۱۰، ۸، ۷، ۶، ۴، ۲۱، ۲۰، ۱۸، ۱۷، ۱۶ F، ۲۵، ۲۳، ۲۲	۵۷/۶۹
EC > ۲۲۵۰	بسیار بالا	۱۳، ۱۲، ۹، ۵، ۳، ۲، ۱	۲۶/۹۲



شکل ۳-۴- پراکندگی هدایت الکتریکی در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه



شکل ۴-۴- تغییر غلظت هدایت الکتریکی با عمق چاه‌ها

۳-۲-۴- جامدات حل شده‌ی کل (TDS)

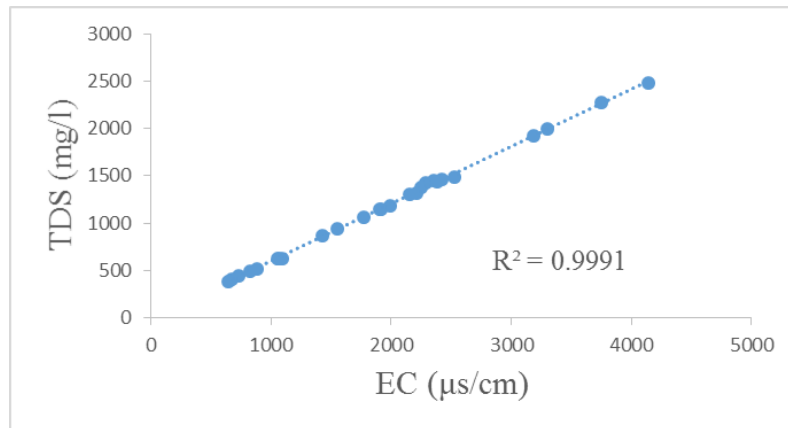
به طور کلی جامدات حل شده‌ی کل شامل مواد معدنی، نمک‌ها، فلزات، کاتیون و آنیون‌ها، مولکول‌ها و ذرات جامد می‌باشد. به طور کلی بین EC و جامدات حل شده‌ی کل رابطه ۴-۱ وجود دارد (Hounslow, 1995):

$$\text{EC} = \text{TDS}/A \quad \text{رابطه ۴-۱}$$

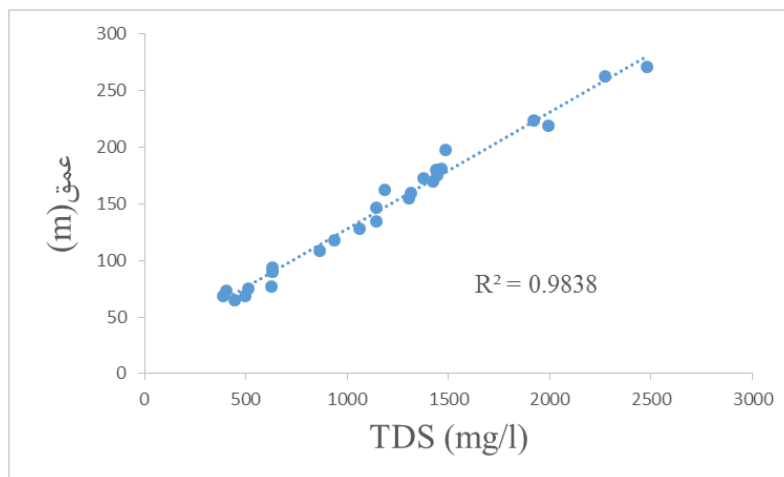
در این رابطه ضریب A بین ۰/۵۴ تا ۰/۹۹ می‌باشد. شکل ۴-۵ رابطه‌ی بین هدایت الکتریکی و جامدات حل شده‌ی کل را در نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. بر این اساس، مقدار ضریب A برای نمونه‌های مورد مطالعه برابر با ۰/۹۶ می‌باشد. مقدار مجاز جامدات حل شده‌ی کل برای مصارف شرب ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است (WHO, 2011). بازه‌ی تغییرات جامدات حل شده‌ی کل در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۲۴۸۰-۳۸۷ با میانگین ۱۱۶۸/۱ میلی‌گرم بر لیتر است. بیشترین مقدار آن مربوط به ایستگاه ۹ و کمترین مقدار آن مربوط به ایستگاه ۲۴ می‌باشد. در (شکل ۴-۷) پراکندگی مقادیر جامدات حل شده‌ی کل در دشت فریمان - تربت‌جام ارائه شده است. بالاتر بودن میزان جامدات حل شده‌ی کل در نمونه‌های آب از ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، نشان‌گر امکان رخداد فرآیندهایی مثل انحلال سنگ‌های تبخیری و کربنات‌ها و همچنین آلودگی آب است (Hounslow, 1995). با توجه به این که اکثر نمونه‌ها دارای جامدات حل شده‌ی کل بالاتر از ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر هستند و از سوی دیگر، با توجه به زمین‌شناسی منطقه و دفع غیر اصولی فاضلاب‌های شهری و روستایی، احتمالاً مقدار جامدات حل شده‌ی کل آب زیرزمینی در منطقه افزایش یافته است. شکل ۴-۶، تغییرات غلظت جامدات حل شده‌ی کل با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مقدار جامدات حل شده‌ی کل با افزایش عمق چاه‌ها افزایش می‌یابد، که این امر احتمالاً به دلیل وجود سازندهای شیلی و تبخیری در طول مسیر جریان و انحلال آنها است. رده‌بندی غلظت جامدات حل شده‌ی کل آب‌های زیرزمینی در جدول ۴-۳ آورده شده است. بر طبق این رده‌بندی ۱۵/۳۸ درصد از نمونه‌ها، مناسب برای آشامیدن، ۲۳/۰۷ درصد از نمونه‌ها، مجاز برای آشامیدن و ۶۱/۵۳ درصد از نمونه‌ها مناسب برای آبیاری هستند.

جدول ۳-۴- رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس میزان جامدات حل شده‌ی کل (USGS, 2000)

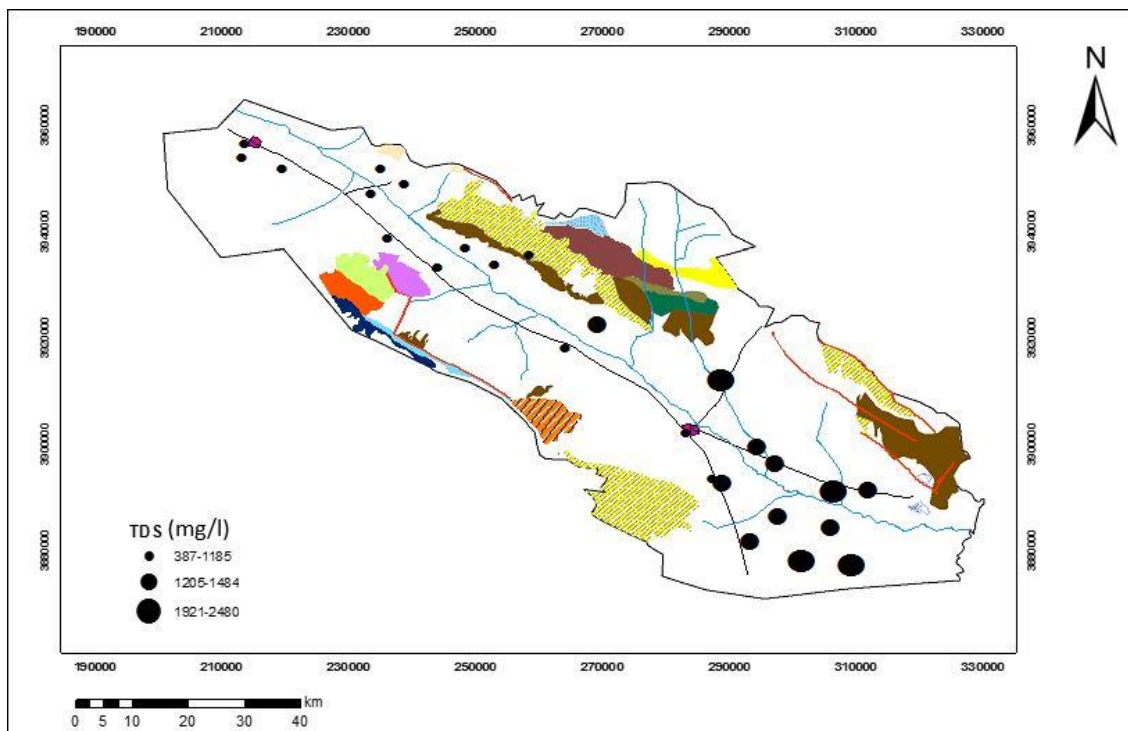
درصد نمونه‌ها در هر رده	شماره نمونه‌ها	رده‌بندی TDS	TDS(mg/l)
۱۵/۳۸	۲۴، ۲۲، ۱۹، ۱۴	مناسب برای آشامیدن	TDS < ۵۰۰
۲۳/۰۷	۲۵، ۲۳، ۱۸، ۱۷، ۱۶، ۱۵	مجاز برای آشامیدن	۵۰۰-۱۰۰۰
۶۱/۵۳	۱۰، ۹، ۸، ۷، ۶، ۵، ۴، ۳، ۲، ۱ F، ۲۱، ۲۰، ۱۴، ۱۳، ۱۲، ۱۱	مناسب برای آبیاری	۱۰۰۰-۳۰۰۰
-	-	نامناسب برای شرب و آبیاری	TDS > ۳۰۰۰



شکل ۴-۵- رابطه هدایت الکتریکی با میزان جامدات حل شده‌ی کل



شکل ۴-۶- تغییر غلظت جامدات حل شده کل با عمق چاه



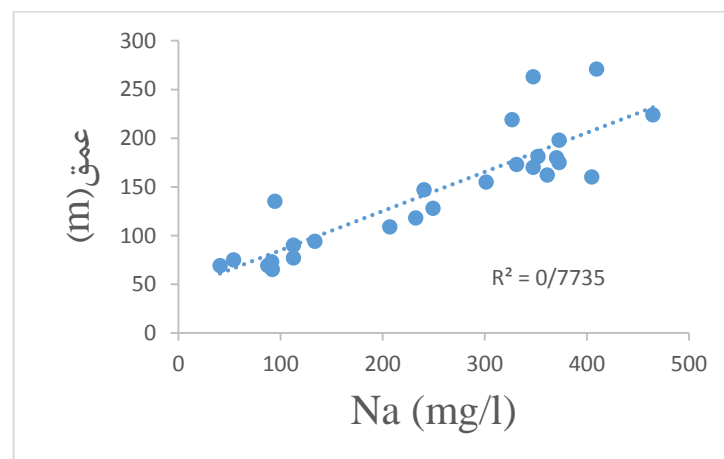
شکل ۴-۷- پراکندگی مقادیر کل جامدات حل شده در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

۴-۲-۴ تغییرات غلظت یون‌های اصلی

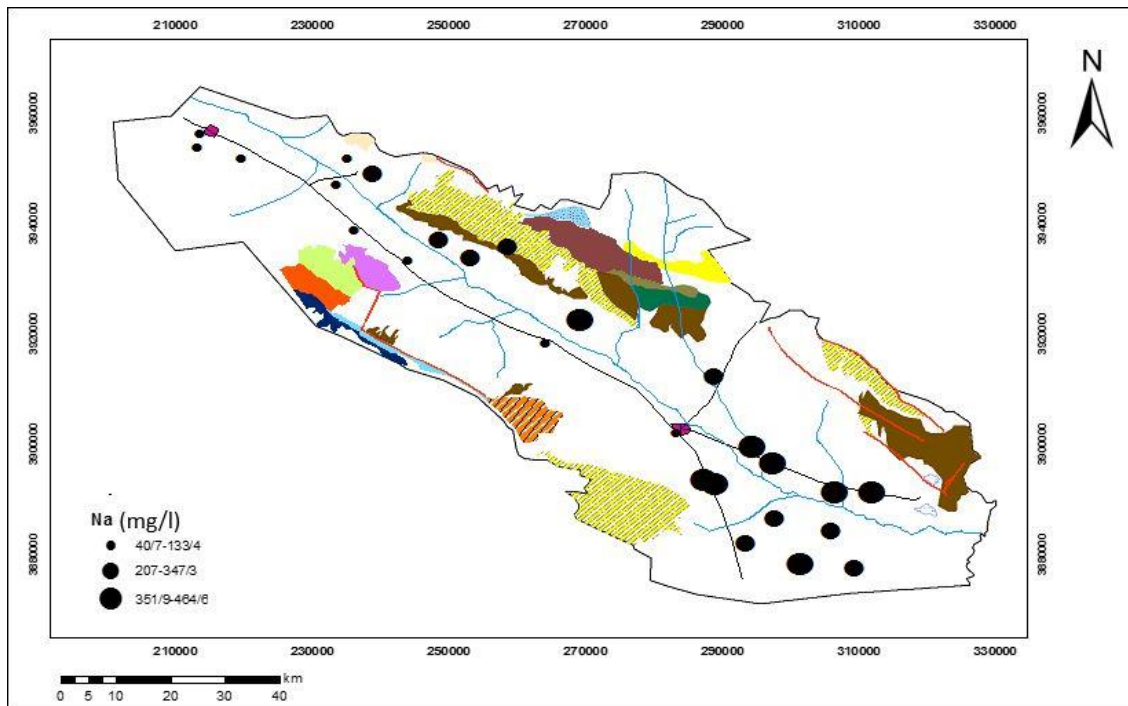
۴-۲-۴-۱- سدیم (Na^+)

به طور کلی سدیم، یون غالب در میان کاتیون‌هاست و در اکثر آب‌های طبیعی حضور دارد. منشأهای سدیم شامل بارش، انحلال کانی‌ها و کانی‌های سیلیکاته، نفوذ آب دریا و شورابه‌های عمیق حوضه‌ای می‌باشد. مهم‌ترین فرآیندی که بر روی غلظت سدیم اثر می‌گذارد و باعث افزایش غلظت سدیم در آب می‌شود، فرآیند تبادل یونی (نرم شدن طبیعی آب) است و در جایی اتفاق می‌افتد که آب غنی از کلسیم در ارتباط با کانی‌های رسی حاوی سدیم قرار می‌گیرد. در این حالت کلسیم جایگزین سدیم روی سطح کانی‌های رسی می‌شود و بنابراین غلظت کلسیم کاهش و غلظت سدیم افزایش می‌یابد. از جمله منابع آلودگی انسان‌زاد سدیم، می‌توان به آب برگشتی کشاورزی اشاره کرد (Todd, 1959). غلظت سدیم در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۴۶۴/۶-۴۰/۷ با میانگین ۲۵۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. بیشترین غلظت سدیم مربوط به ایستگاه ۳ واقع در (منطقه تخلیه) بوده‌اند و کمترین مقدار آن در ایستگاه ۲۴

واقع در (منطقه تغذیه) است. شکل ۴-۹، پراکندگی غلظت سدیم در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل، میزان سدیم در طول مسیر جریان آب زیرزمینی افزایش یافته است. احتمالاً این عامل به دلیل انحلال سازندهای تبخیری، افزایش زمان ماندگاری آب و رخداد فرآیند تبادل یونی طبیعی (نرم شدن آب) سدیم می‌باشد. نفوذ فاضلاب از مناطق مسکونی و ورود پساب‌های کشاورزی نیز در برخی از ایستگاه‌ها، می‌تواند باعث افزایش غلظت یون سدیم شود. شکل ۴-۸، تغییر غلظت سدیم با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل غلظت سدیم با افزایش عمق چاه‌ها افزایش یافته است، که این عامل به دلیل افزایش زمان ماندگاری آب و فرآیند انحلال می‌باشد. بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر میزان سدیم برای مصارف شرب ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس ۳/۶۵ درصد از نمونه‌ها بالاتر از این مقدار قرار می‌گیرند (جدول ۴-۱).



شکل ۴-۸- تغییر غلظت سدیم با عمق چاه‌ها

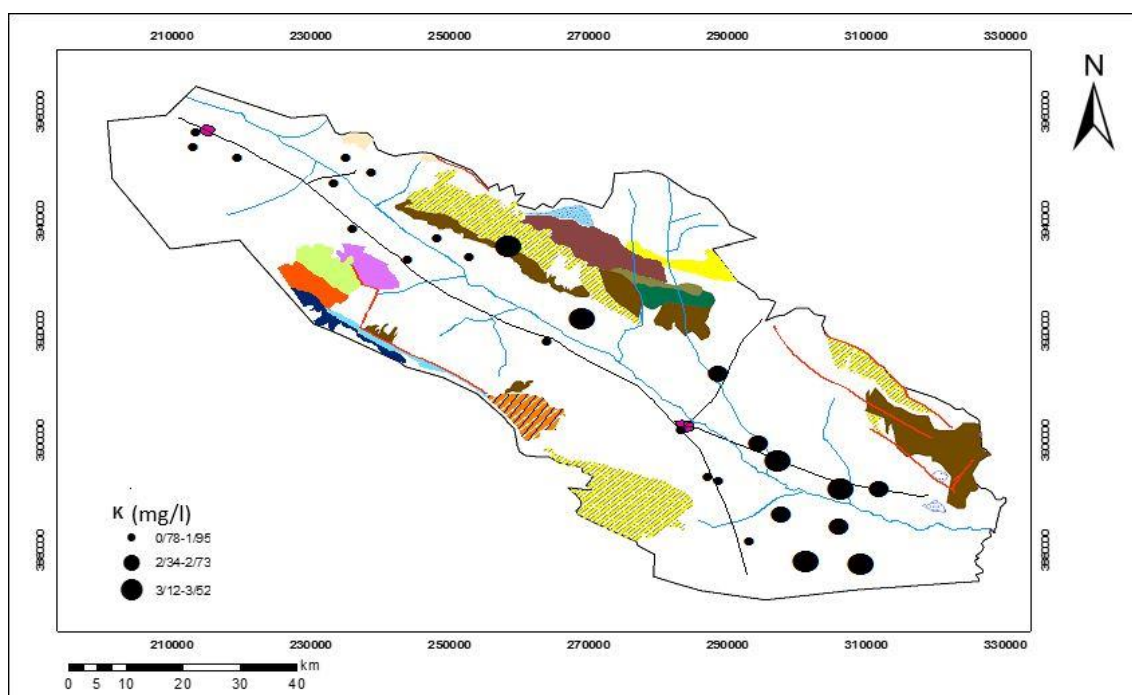


شکل ۴-۹- پراکندگی سدیم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

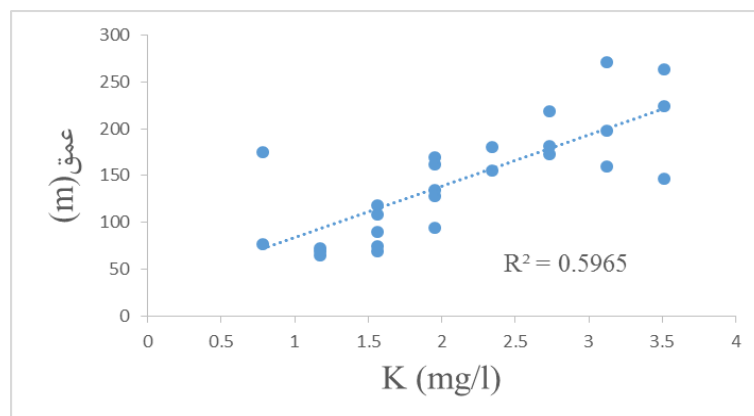
۴-۲-۲- پتاسیم (K^+)

یکی از منابع پتاسیم در آب انحلال فلدسپات‌های پتاسیک (اورتوز، میکروکلین، ساندین، لوسیت) است (Hounslow, 1995)، با این حال چون کانی‌های فلدسپات پتاسیم در برابر هوازدگی مقاوم‌اند، پتاسیم زیادی وارد آب نمی‌کنند و غلظت پتاسیم در داخل آب‌ها معمولاً پایین است. انحلال سیلویت باعث ورود پتاسیم به آب می‌شود. منابع انسان‌زاد این یون شامل استفاده از کودها (شیمیایی و آلی) و نشت فاضلاب در نواحی شهری و روستایی است (Mendizabal and Stuyfzand, 2009). در نمونه‌های مورد مطالعه بازه غلظت پتاسیم بین ۰/۷۸-۳/۵۱ و میانگین آن ۲/۱۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به شکل ۴-۱۰، غلظت پتاسیم در طول مسیر جریان از (منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه) افزایش یافته است. بیشترین مقدار پتاسیم مربوط به نمونه ۵ است که از زمین‌های کشاورزی برداشته شده است، بنابراین ورود پساب کشاورزی در این ایستگاه عامل احتمالی بالا رفتن غلظت پتاسیم است. کمترین مقدار پتاسیم نیز مربوط به نمونه‌های ۲۳ و ۱ (۰/۷۸ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد. شکل ۴-۱۱،

نمودار تغییرات غلظت پتاسیم با عمق چاهها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل غلظت پتاسیم همزمان با افزایش عمق چاهها افزایش یافته است. حداکثر غلظت مجاز پتاسیم در آب‌های زیرزمینی برای مصارف شرب بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2001) ۱۲ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بر این اساس غلظت پتاسیم در تمامی نمونه‌ها کمتر از حد استاندارد می‌باشد (جدول ۴-۱).



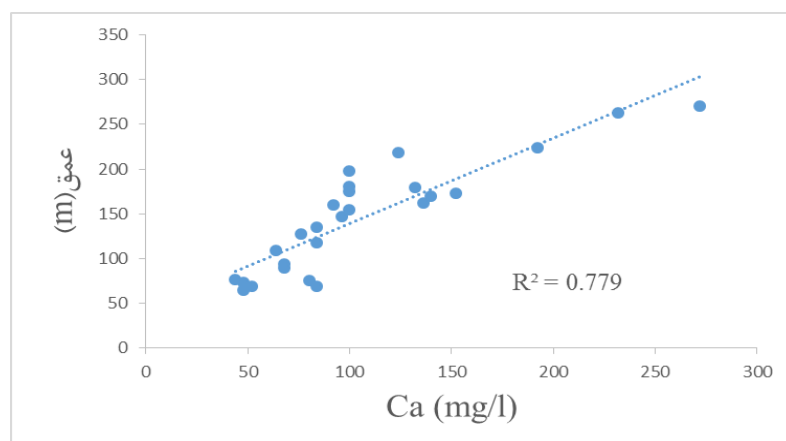
شکل ۴-۱۰- پراکندگی پتاسیم در نمونه‌های آب زیرزمینی



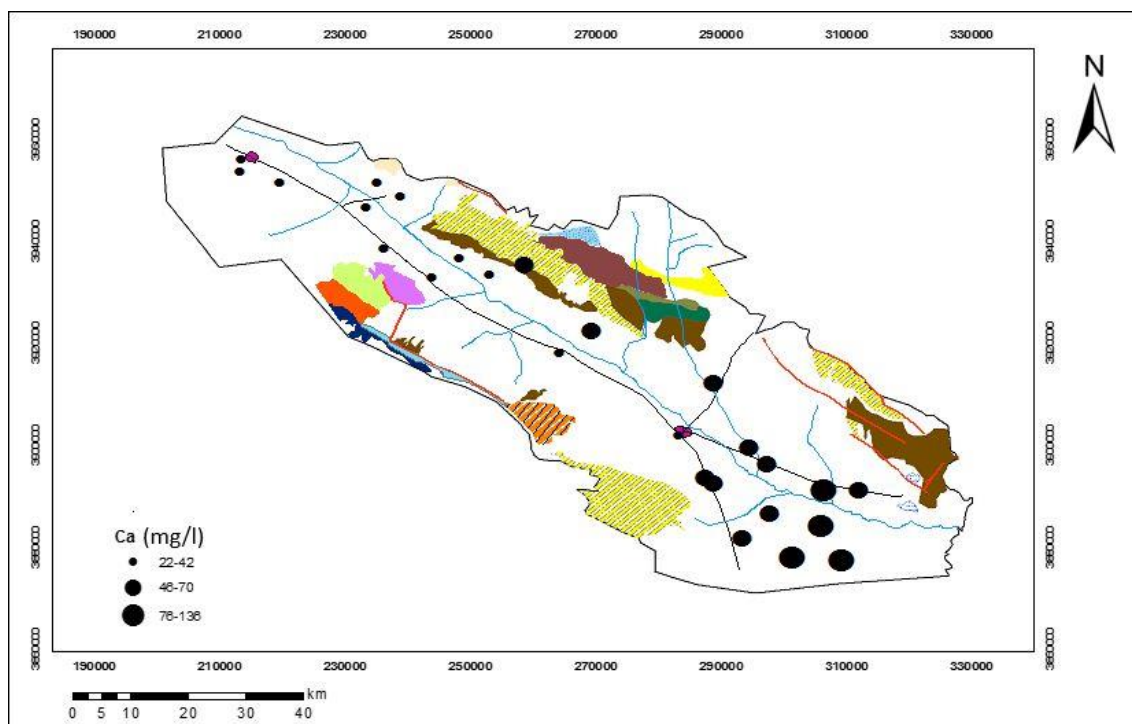
شکل ۴-۱۱- تغییر غلظت پتاسیم با عمق چاهها

۴-۲-۳-۴- کلسیم (Ca^{2+})

غلظت کلسیم در آب عمدتاً در اثر انحلال کانی‌های کربناته (کلسیت، دولومیت و آراگونیت)، کانی‌های تبخیری (ژیپس و انیدریت)، و تا حد کمتر کانی‌های سیلیکاته (فلدسپات‌های کلسیک، انورتیت و پیروکسن) افزایش می‌یابد (Hounslow, 1995). همچنین رخداد فرآیند تبادل یونی معکوس باعث افزایش غلظت کلسیم آب می‌شود. بازه‌ی تغییرات کلسیم در نمونه‌های آب منطقه بین ۱۳۶-۲۲ و میانگین آن ۵۳/۲ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین غلظت کلسیم در ایستگاه ۹ (واقع در منطقه تخلیه) و کمترین غلظت این یون در ایستگاه ۲۳ (واقع در منطقه تغذیه) مشاهده می‌شود. با توجه به شکل ۴-۱۳، غلظت کلسیم در جهت جریان روند افزایشی نشان می‌دهد، که احتمالاً ناشی از انحلال کانی‌های کلسیت، دولومیت و ژیپس می‌باشد. شکل ۴-۱۲، نمودار تغییرات غلظت کلسیم با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل میزان کلسیم نیز با افزایش عمق چاه‌ها، افزایش یافته است. این امر به دلیل افزایش زمان ماندگاری آب می‌باشد. میزان مجاز کلسیم برای مصارف شرب بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۷۵ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت کلسیم در ایستگاه‌های ۳، ۵ و ۹ (به ترتیب ۹۶، ۱۱۶ و ۱۳۶ میلی‌گرم بر لیتر) بالاتر از حد استاندارد است. وجود این ایستگاه‌ها در منطقه تخلیه جریان نشان‌دهنده‌ی تأثیر انحلال کلسیت و دولومیت در طول جریان می‌باشد.



شکل ۴-۱۲- تغییر غلظت کلسیم با عمق چاه‌ها

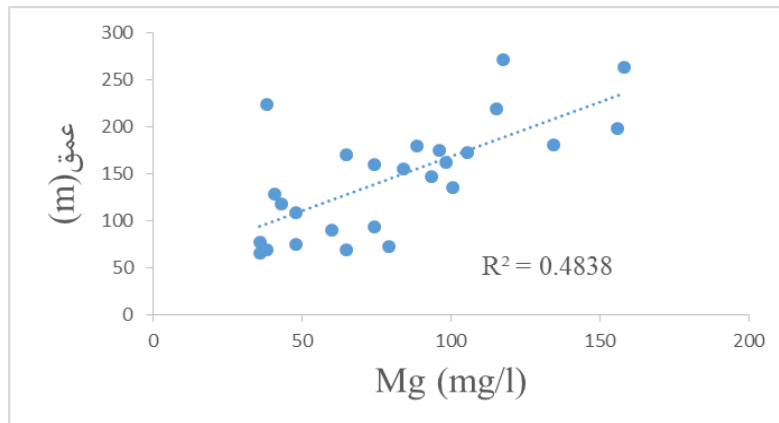


شکل ۴-۱۳- پراکندگی کلسیم در نمونه‌های آب زیرزمینی

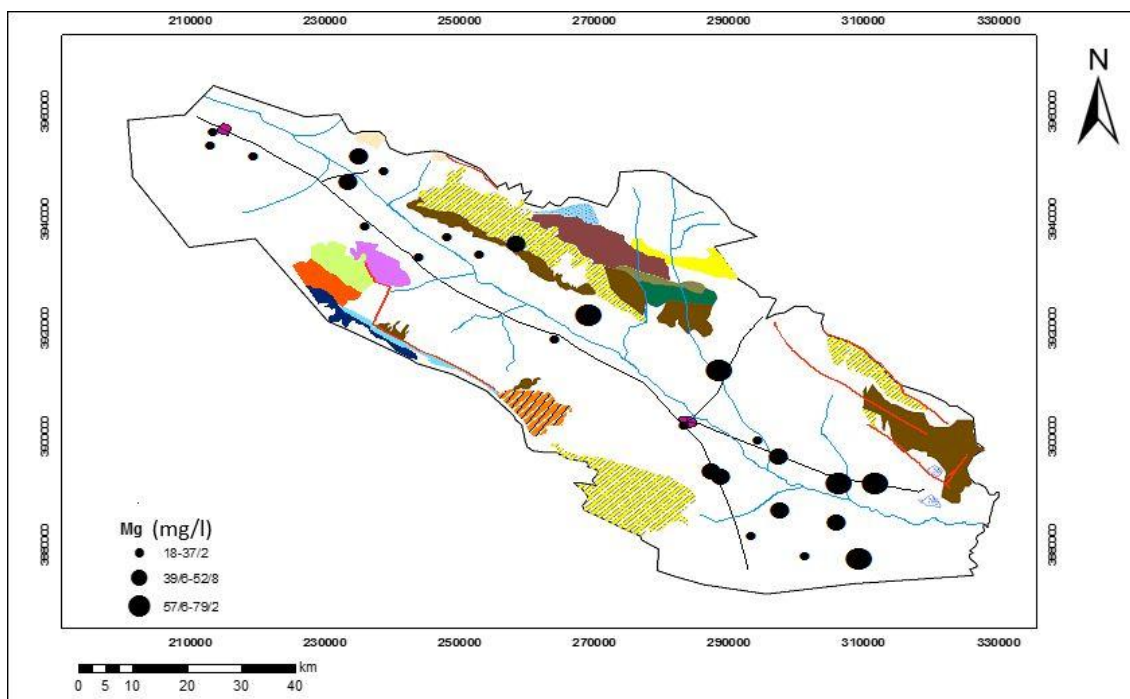
۴-۲-۴- منیزیم (Mg^{2+})

مهم‌ترین منبع منیزیم، انحلال دولومیت است با این وجود انحلال کانی‌های سیلیکاته (مثل آمفیبول و میکا) نیز می‌تواند منیزیم را وارد آب زیرزمینی کند (Deutsch, 1997). بازه‌ی غلظت منیزیم در نمونه‌های مورد مطالعه بین $18-79/2$ و میانگین آن $40/3$ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین مقدار منیزیم مربوط به نمونه‌ی ۵ (واقع در منطقه‌ی تخلیه‌ی جریان آبخوان دشت) است. همانند کلسیم، غلظت منیزیم نیز در منطقه‌ی تخلیه‌ی جریان آبخوان (جنوب شرق) افزایش یافته است، این امر احتمالاً نشان دهنده‌ی منشأ مشترک این دو یون در آب زیرزمینی دشت تربت‌جام-فریمان است. کمترین غلظت منیزیم مربوط به نمونه‌های ۲۳ و ۱۴ می‌باشد. شکل ۴-۱۵، پراکندگی غلظت منیزیم را در نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. با توجه به این شکل، بالاترین غلظت منیزیم در نمونه‌های برداشت شده از بخش‌های جنوب شرقی و شرق دشت (رخنمون تشکیلات آهکی و دولومیتی) مشاهده می‌شود، که

احتمالاً ناشی از رخداد فرآیند انحلال است. شکل ۴-۱۴، رابطه غلظت منیزیم با عمق چاهها را نشان می‌دهد. با توجه به این نمودار غلظت منیزیم با افزایش عمق چاهها افزایش می‌یابد. حد مجاز غلظت منیزیم ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر برای مصارف شرب است (WHO, 2011)، بر این اساس ۲۳/۱ درصد از نمونه‌ها بالاتر از این مقدار قرار می‌گیرند (جدول ۴-۱).



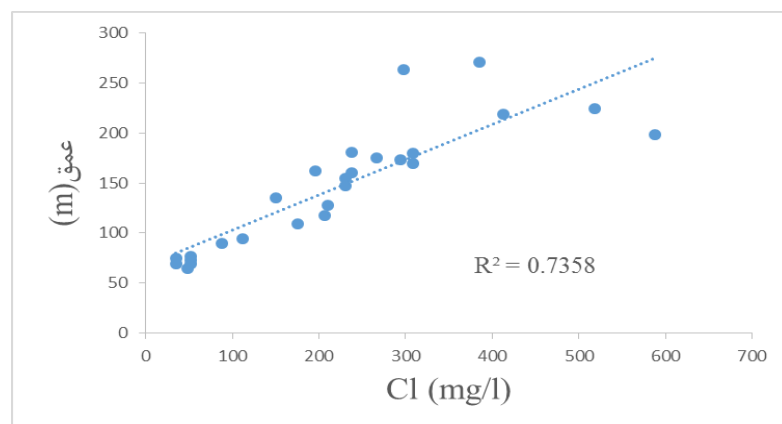
شکل ۴-۱۴- رابطه تغییر غلظت منیزیم با عمق چاهها



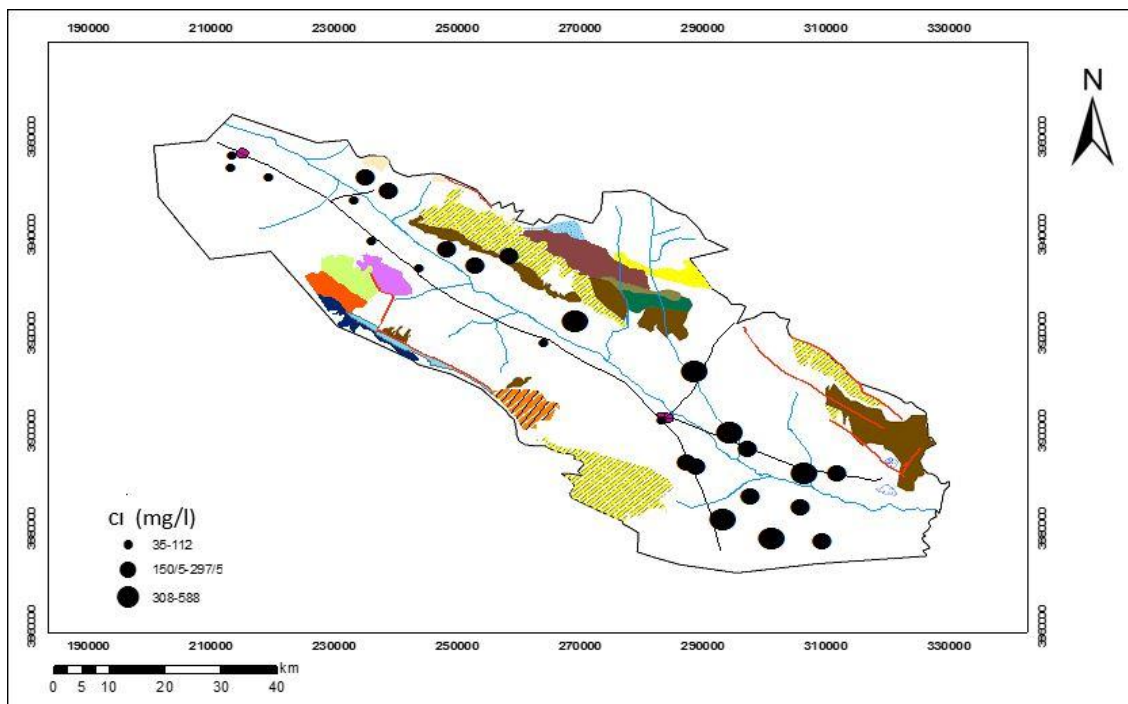
شکل ۴-۱۵- پراکندگی منیزیم در نمونه‌های آب زیرزمینی

۴-۲-۴-۵- کلر (Cl^-)

مهم‌ترین منشأ کلر در آب‌های زیرزمینی، انحلال کانی‌های تبخیری به ویژه هالیت است. همچنین نفوذ آب دریا، افشانه‌های دریایی، شورابه‌های عمیق حوضه‌ای، تخلیه فاضلاب‌های شهری، صنعتی و خانگی نیز می‌توانند از منشأهای اصلی کلر باشند (Hem, 1989). بازه‌ی تغییرات کلر در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳۵-۵۸۸ و میانگین آن ۲۲۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین مقدار کلر در ایستگاه ۱۳ مشاهده می‌شود. این ایستگاه در پایین دست واحدها و تشکیلات آهکی و مارنی واقع شده است. کمترین غلظت یون کلر در ایستگاه‌های ۲۵ و ۲۴ مشاهده می‌شود. با توجه به شکل ۴-۱۷، افزایش غلظت کلر در نمونه‌های آب زیرزمینی نیز ناشی از انحلال سازندهای تبخیری و یا نشت فاضلاب خانگی به درون آبخوان است. همچنین با توجه به جهت جریان آب زیرزمینی در آبخوان (به سمت جنوب شرق منطقه)، احتمالاً جریان آب زیرزمینی در تمرکز غلظت آن در نمونه‌های اطراف تربت‌جام تأثیر داشته است. شکل ۴-۱۶، تغییرات غلظت کلر با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل، میزان غلظت کلر با افزایش عمق چاه‌ها افزایش می‌یابد، که به دلیل افزایش زمان ماندگاری آب است. حد مطلوب غلظت کلر برای مصارف شرب ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است (WHO, 2011)، بنابراین ۳۴/۶ درصد از نمونه‌ها دارای غلظتی بالاتر از استاندارد مصارف شرب می‌باشند (جدول ۴-۱)



شکل ۴-۱۶- تغییر غلظت کلر با عمق چاه‌ها

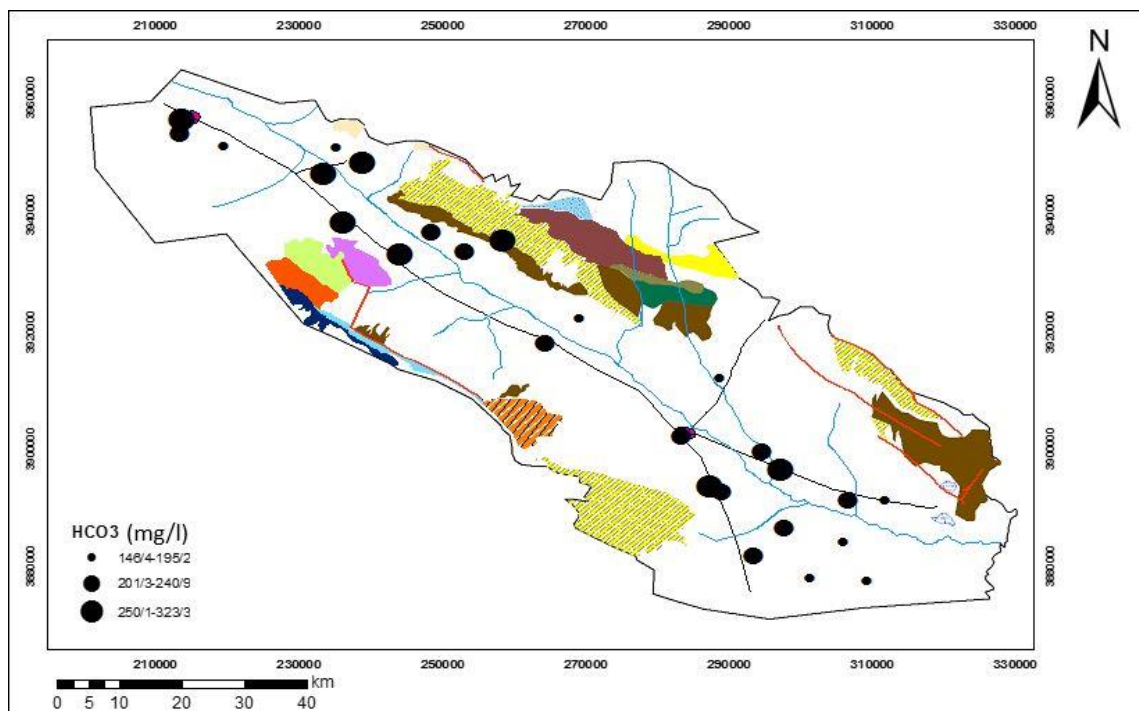


شکل ۴-۱۷- پراکندگی کلر در نمونه‌های آب زیرزمینی

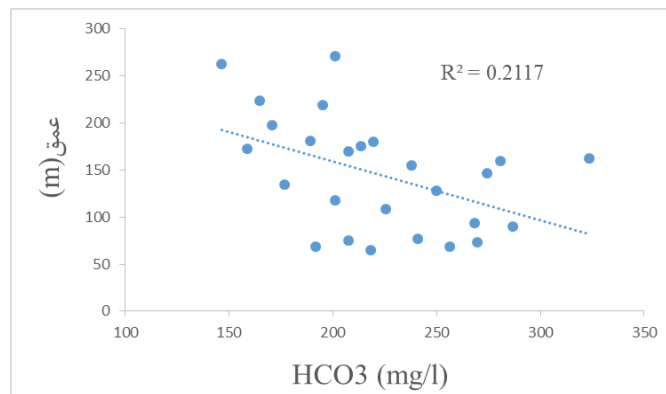
۴-۲-۴- بی‌کربنات (HCO_3^-)

مهم‌ترین منبع بی‌کربنات انحلال کانی‌های کربناته می‌باشد (Hounslow, 1995). بازه‌ی تغییرات غلظت بی‌کربنات در نمونه‌های مورد مطالعه بین $323/3-146/4$ و میانگین آن $222/1$ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین غلظت یون بی‌کربنات در ایستگاه ۷ و کمترین مقدار آن در ایستگاه ۵ مشاهده می‌شود. شکل ۴-۱۸، پراکندگی غلظت بی‌کربنات را در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود که غلظت یون بی‌کربنات در بخش‌هایی از دشت که سازندهای آهکی رخنمون دارند بالاتر است، بنابراین، احتمالاً انحلال کانی‌های در دو سمت حوضه، باعث آزاد شدن یون بی‌کربنات به درون آبخوان شده است. شکل ۴-۱۹، رابطه غلظت یون بی‌کربنات با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این نمودار غلظت بی‌کربنات با افزایش عمق چاه‌ها کاهش می‌یابد. شکل ۴-۲۰، نمودار تغییرات بی‌کربنات با pH را نشان می‌دهد. بر اساس این شکل با افزایش pH میزان بی‌کربنات نیز افزایش یافته است. به دلیل اینکه نمونه‌های موجود در منطقه تغذیه pH

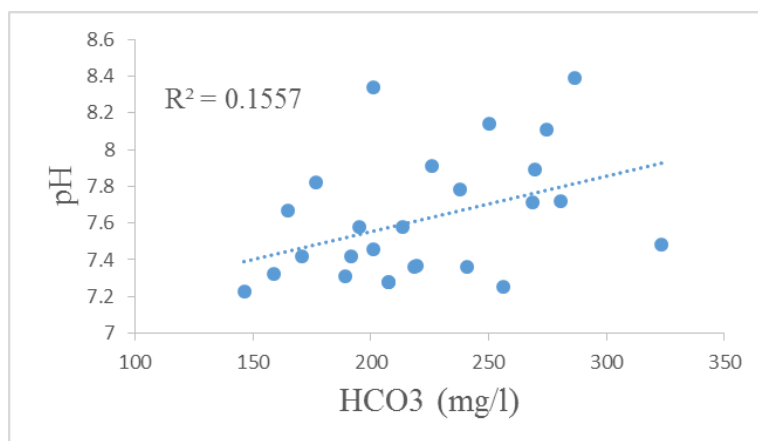
بالا تری دارند، میزان بی کربنات در منطقه تغذیه بیشتر است. در اطراف مناطق مسکونی به دلیل کاهش pH میزان بی کربنات نیز کاهش پیدا کرده است. به عبارت دیگر افزایش عمق چاهها در منطقه باعث کاهش pH و بی کربنات (ناشی از رسوب کلسیت) شده است. همچنین افزایش عمق چاهها باعث افزایش EC و در نهایت باعث افزایش رسوب کلسیت و کاهش بی کربنات شده که این امر با کاهش pH همراه است. حد مجاز بی کربنات در آب آشامیدنی ۳۰۰ میلی گرم بر لیتر است (WHO, 2011)، بنابراین غلظت بی کربنات در همه‌ی نمونه‌ها در محدوده مجاز قرار دارد.



شکل ۴-۱۸- پراکندگی بی کربنات در نمونه‌های آب زیرزمینی



شکل ۴-۱۹- تغییر غلظت بی کربنات با عمق چاهها

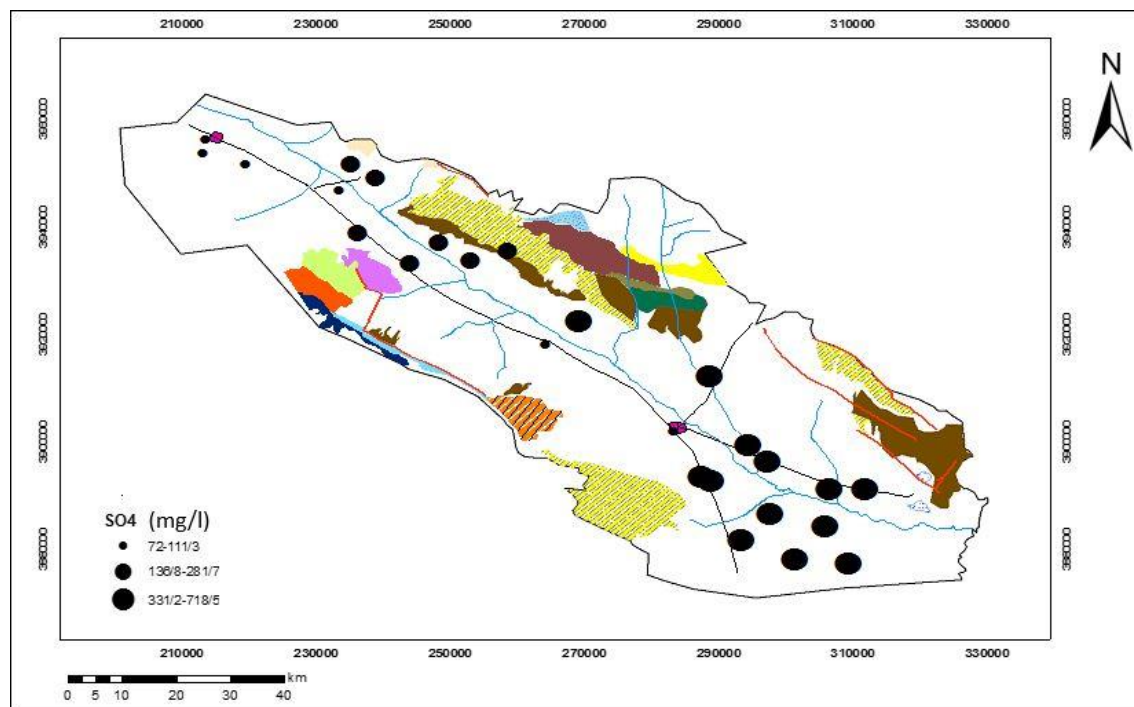


شکل ۴-۲۰- نمودار تغییر غلظت بی‌کربنات با pH

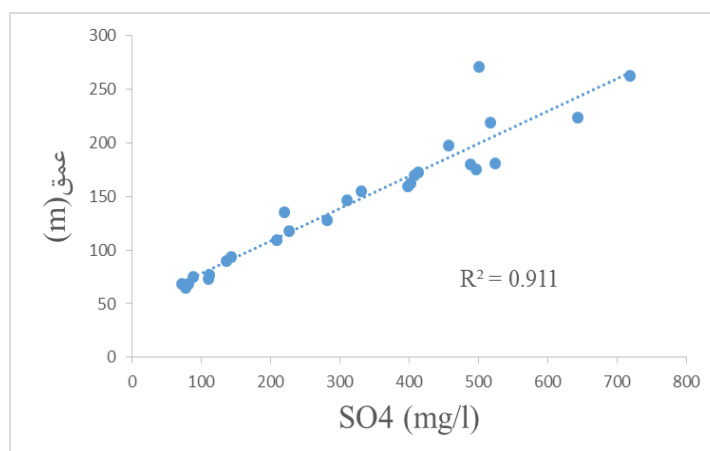
۴-۲-۴-۷- سولفات (SO_4^{2-})

از جمله مهم‌ترین منشأهای سولفات می‌توان به انحلال ژئوپس، اکسیداسیون مواد آلی گوگردار، مصرف کودهای شیمیایی سولفاته و فعالیت‌های آتشفشانی اشاره کرد (Kumar et al., 2014). بازه‌ی غلظت سولفات در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۷۲-۷۱۸/۵ و میانگین آن ۳۲۱/۷ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین غلظت سولفات مربوط به نمونه ۵ است، که در منطقه‌ی تخلیه قرار دارد. کمترین غلظت این یون مربوط به نمونه ۲۴ است، که در منطقه تغذیه جریان قرار دارد. شکل ۴-۲۱، پراکندگی سولفات در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود که غلظت سولفات در انتهای مسیر جریان آب زیرزمینی (منطقه تخلیه جریان) افزایش یافته است، که این امر ناشی از انحلال سازندهای ژئوپسی و مارنی در جنوب شرقی منطقه، نفوذ سولفات از طریق آبشویی کودهای شیمیایی و نفوذ فاضلاب‌های خانگی به آبخوان است. شکل ۴-۲۲، رابطه تغییر غلظت سولفات با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این نمودار غلظت سولفات نیز با افزایش عمق افزایش می‌یابد. علت این امر افزایش زمان ماندگاری آب و انحلال سازندهای تبخیری و ژئوپسی است.

حد مطلوب غلظت سولفات برای مصارف شرب ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر می باشد (WHO, 2011)، بنابراین ۵۵٪ از نمونه‌ها بالاتر از این حد می باشند (جدول ۴-۱).



شکل ۴-۲۱- پراکندگی سولفات در نمونه‌های آب زیرزمینی

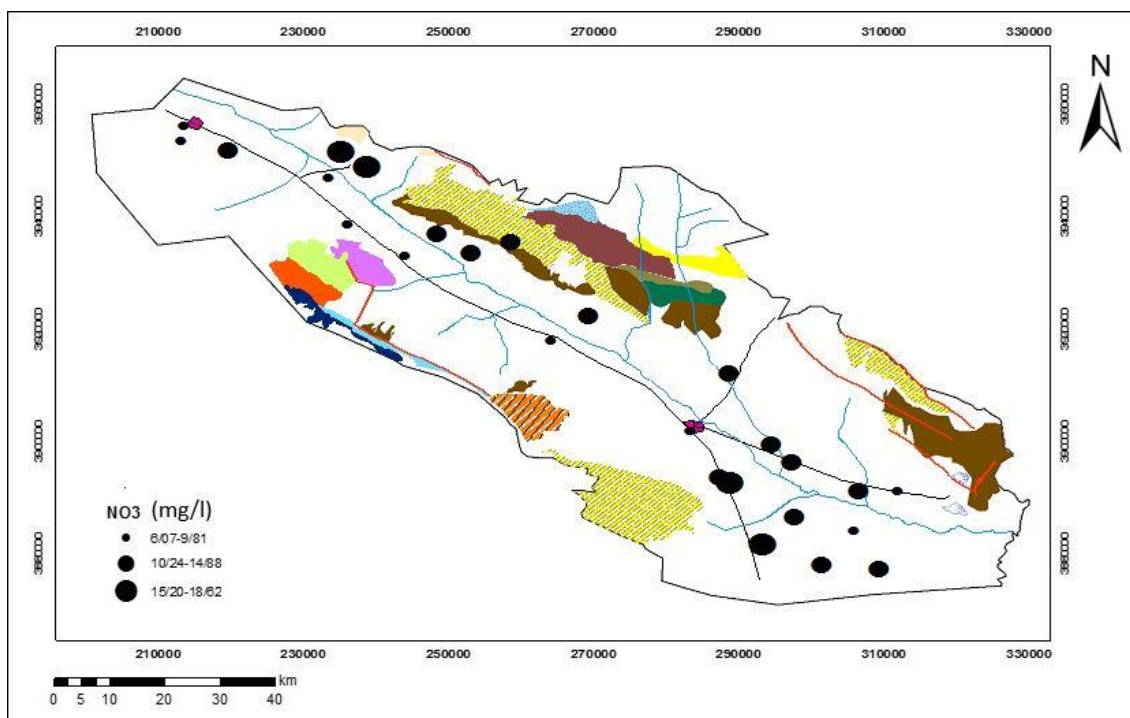


شکل ۴-۲۲- تغییر غلظت سولفات با عمق چاه‌ها

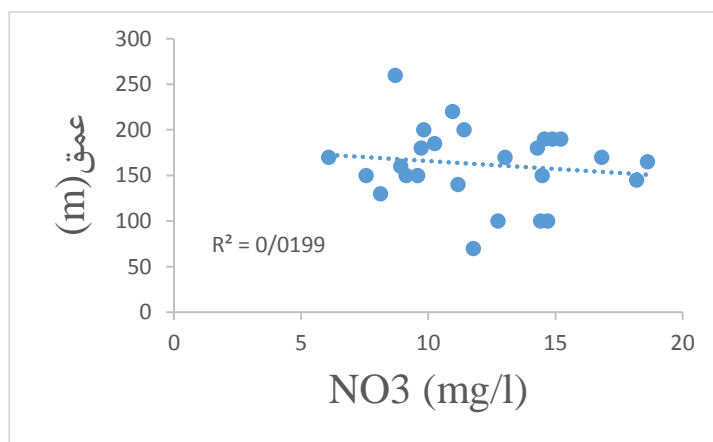
۴-۲-۴-۸- نیترات (NO_3^-)

نیترات از مهم‌ترین آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی در بسیاری از کشورهای جهان است (Suthar, 2009). عوامل زیادی از جمله فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودهای نیتروژن‌دار، آبیاری زمین توسط پساب، نفوذ فاضلاب‌های شهری و صنعتی، شیرابه زباله‌های جامد و فضولات حیوانی باعث افزایش نیترات در آب‌های زیرزمینی می‌شود (Nas and Berkday, 2006). جهت جریان آب زیرزمینی و زمین‌شناسی نیز ممکن است غلظت نیترات را تحت تأثیر قرار دهند (Li et al, 2003). گستره‌ی غلظت نیترات در نمونه‌های مورد مطالعه بین $18/3-6/1$ و میانگین آن $12/1$ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین غلظت نیترات مربوط به ایستگاه ۲۰ و کمترین غلظت آن مربوط به ایستگاه ۲۴ می‌باشد. با توجه به کشت گندم در دشت فریمان- تربت‌جام استفاده از کودهای نیتروژنه بسیار بالا است. نیتروژن موجود در کودهای نیتراته در خاک به اشکال مختلف تبدیل می‌شود. نیترات بسیار محلول است و به راحتی در دسترس گیاه قرار می‌گیرد. برخی عوامل باعث شستشوی نیترات و ورود آن به آب زیرزمینی منطقه می‌گردد (Suthar et al, 2009). آب‌هایی که غلظت نیترات در آنها بیش از 13 میلی‌گرم بر لیتر باشد، به وسیله‌ی فعالیت‌های انسان آلوده شده‌اند (Burkaret and Kolphin, 1997). بر این اساس $38/5$ درصد از نمونه‌ها ($15, 12, 11, 7, 3, 2, 1, F, 21$ و 22) به وسیله‌ی فعالیت‌های انسان به‌ویژه فعالیت‌های کشاورزی آلوده شده‌اند. شکل ۴-۲۳، پراکندگی غلظت نیترات را در منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام نشان می‌دهد. با توجه به این شکل غلظت نیترات در مناطق با توسعه فعالیت‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری و روستایی بالاتر می‌باشد. به طور کلی فرآیند نیترات‌زدایی و همچنین جذب NH_4^+ موجود در فاضلاب‌ها و پساب‌های کشاورزی بر روی کانی‌های رسی (مانند کائولینیت و مونت موریلونیت)، باعث کاهش نیترات آب می‌شود (Kumar and Riyazuddin, 2012). شکل ۴-۲۴، تغییرات غلظت نیترات با عمق چاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل، غلظت نیترات با افزایش عمق چاه‌ها کاهش می‌یابد، که احتمالاً به دلیل فرآیند نیترات‌زدایی است. رابطه pH با نیترات در شکل ۴-۲۵، نشان داده شده است. بر اساس این شکل در pH پایین غلظت نیترات بالا می‌باشد. به دلیل اینکه آب‌های

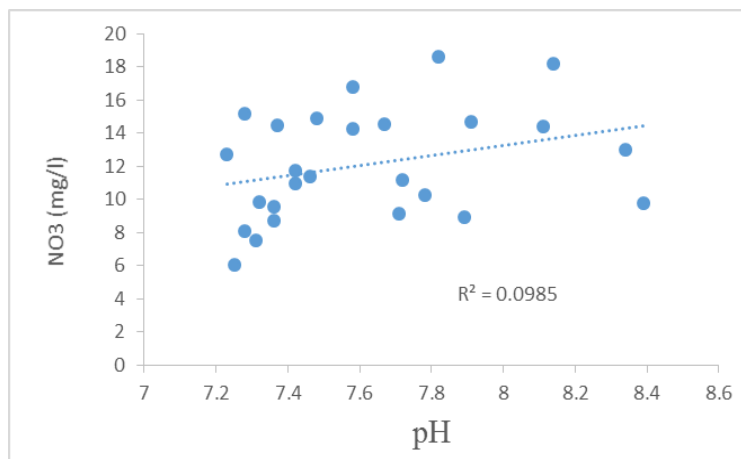
مورد مطالعه pH خنثی تا قلیایی دارند، کمبود غلظت نیترات قابل توجهیه است. بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، حد مجاز نیترات برای مصارف شرب ۴۵ میلی گرم بر لیتر است. بر این اساس، تمام نمونه‌های مورد مطالعه غلظتی پایین تر از این مقدار دارند. با توجه به غلظت کم نیترات در تمام نمونه‌ها، خطر آلودگی نیترات در آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام وجود ندارد.



شکل ۴-۲۳- نقشه پراکنندگی نیترات نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام



شکل ۴-۲۴- تغییر غلظت نیترات با عمق چاه‌ها



شکل ۴-۲۵ نمودار تغییر pH با نیترات

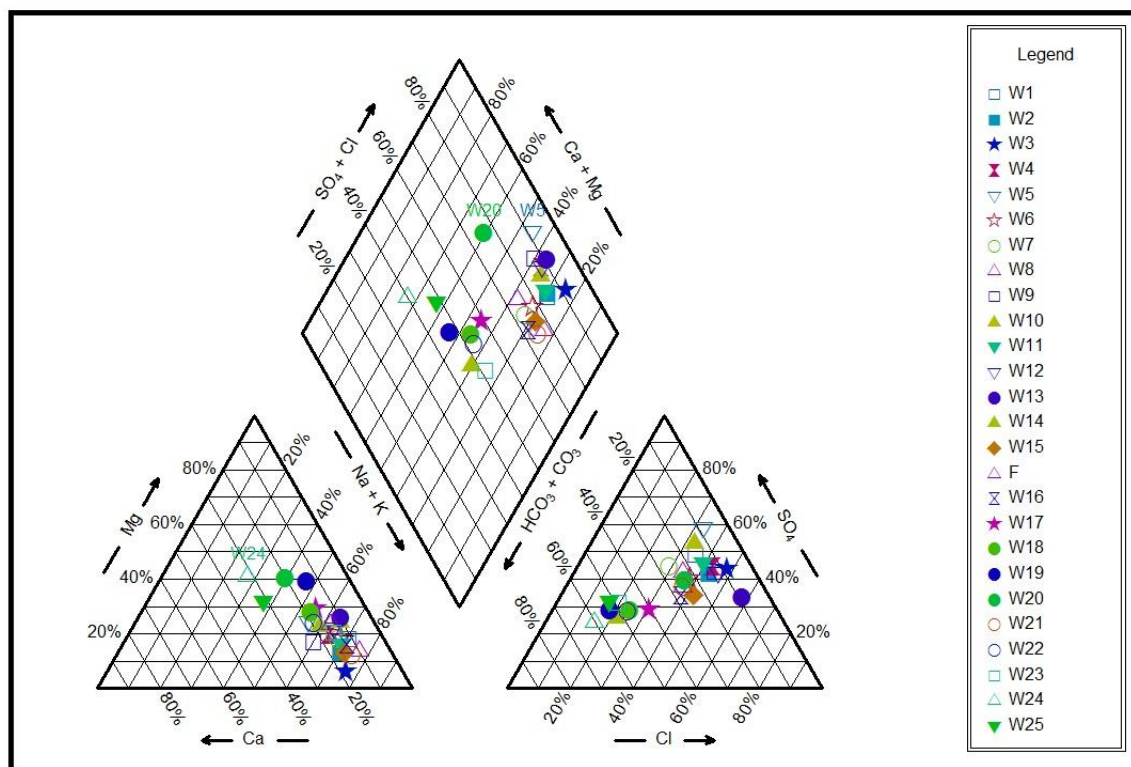
۴-۴- تعیین تیپ و رخساره‌ی هیدروژوشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه

بررسی تیپ و رخساره‌ی هیدروژوشیمیایی، ابزار مفیدی برای تعیین مواد شیمیایی موجود در آب‌های زیرزمینی بر اساس کاتیون و آنیون‌های غالب است (Atta and Yaacob, 2014). به منظور مشخص کردن تیپ و رخساره‌ی نمونه‌های آب از نمودارهای پایپر، دروو و استیف استفاده شد.

۴-۴-۱- نمودار پایپر

یکی از روش‌های متداول برای تعیین تیپ و رخساره آب استفاده از نمودار پایپر (Paper, 1994) می‌باشد. در این نمودار، موقعیت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی در دو مثلث تعیین می‌شود و اطلاعات کلی حاصل از این دو مثلث، در یک لوزی قرار می‌گیرند. غلظت‌ها در این نمودار بر حسب meq/l است (Hounslow, 1995). با استفاده از نمودار پایپر می‌توان سیر تکاملی و فرآیندهای ژئوشیمیایی مؤثر بر آب‌های زیرزمینی را نشان داد (Kumar et al, 2015). بر اساس موقعیت نمونه‌ها بر روی نمودار پایپر (شکل ۴-۲۶)، تیپ و رخساره آب در ابتدای دشت (منطقه تغذیه آبخوان) بیکربناته سدیک، در طول مسیر جریان کلروره سدیک و در انتهای دشت (منطقه تخلیه آبخوان)، سولفاته سدیک می‌باشد. بیکربناته بودن تیپ آب در منطقه تغذیه احتمالاً به دلیل انحلال سازندهای آهکی و دولومیتی می‌باشد. سدیک بودن رخساره‌ی آب در تمام منطقه ناشی از انحلال سازندهای تبخیری و شیلی است. همچنین سولفاته بودن

تیپ آب در منطقه تخلیه ناشی از انحلال سازندهای ژئوسی است (جدول ۴-۴). تعدادی از نمونه‌ها در گوشه سمت راست نمودار پایپر قرار می‌گیرند. این نمونه‌ها (۲، ۱، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳، ۱۴، ۱۵، ۲۰) غنی از کلر و سولفات می‌باشند، بنابراین تشکیل آب‌های نسبتاً شور با سختی دائم را می‌دهند. تعدادی از نمونه‌ها (۱۶، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۱، ۲۲، ۲۳، ۲۴، ۲۵، F) در قسمت میانی نمودار قرار گرفته‌اند، این امر نشان دهنده فرآیند مخلوط‌شدگی در این نمونه‌ها می‌باشد.



شکل ۴-۲۶- نمودار پایپر نمونه‌های آب زیرزمینی

۴-۴-۲- نمودار دروو

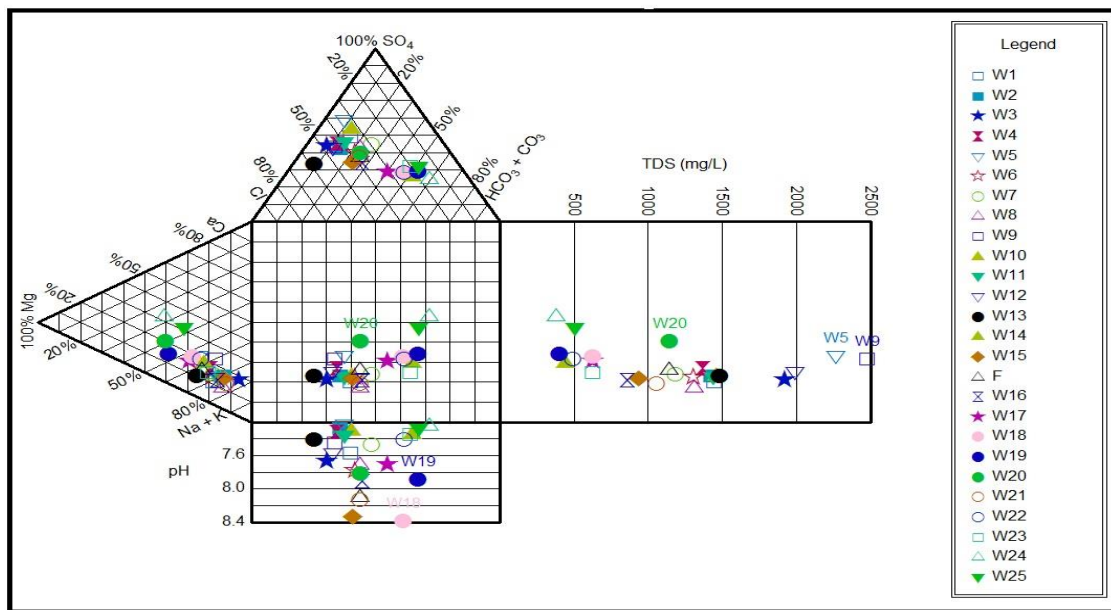
اساس نمودار دروو شبیه نمودار پایپر است، با این تفاوت که این نمودار مربعی شکل بوده، و مقادیر TDS و pH نیز نشان داده می‌شوند. همچنین در نمودار دروو غلظت هر یون به صورت درصدی از غلظت کل بیان می‌شود. با توجه به شکل ۴-۲۷، قرار گرفتن نمونه‌ها در منطقه ۸، بیانگر غالب بودن یون سدیم

و سولفات در آب است. همچنین با توجه به موقعیت نمونه‌های آب در نمودار دروو، مشخص می‌شود که

فرآیند انحلال و مخلوط‌شدگی در نمونه‌ها، فرآیند اصلی تعیین‌کننده‌ی ترکیب شیمیایی آب است.

جدول ۴-۴- تیپ و رخساره نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام

نمونه	آنیون	کاتیون	تیپ	رخساره	تیپ و رخساره
W _۱	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _۲	Cl>SO ₄ >HCO ₃	Na>Ca>Mg>K	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
W _۳	Cl>SO ₄ >HCO ₃	Na>Ca>Mg>K	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
W _۴	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _۵	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _۶	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _۷	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _۸	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _۹	Cl>SO ₄ >HCO ₃	Na>Ca>Mg>K	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
W _{۱۰}	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _{۱۱}	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _{۱۲}	Cl>SO ₄ >HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
W _{۱۳}	HCO ₃ >Cl>SO ₄	Na>Mg>Ca>K	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک
W _{۱۴}	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _{۱۵}	Cl>SO ₄ >HCO ₃	Na>Ca>Mg>K	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
F	Cl>SO ₄ >HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
W _{۱۶}	Cl>SO ₄ >HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
W _{۱۷}	HCO ₃ >Cl>SO ₄	Na>Mg>Ca>K	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک
W _{۱۸}	HCO ₃ >Cl>SO ₄	Na>Mg>Ca>K	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک
W _{۱۹}	HCO ₃ >Cl>SO ₄	Na>Mg>Ca>K	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک
W _{۲۰}	SO ₄ >Cl>HCO ₃	Na>Mg>Ca>K	سولفات	سدیک	سولفات سدیک
W _{۲۱}	Cl>SO ₄ >HCO ₃	Na>Ca>Mg>K	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
W _{۲۲}	HCO ₃ >Cl>SO ₄	Na>Mg>Ca>K	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک
W _{۲۳}	HCO ₃ >Cl>SO ₄	Na>Mg>Ca>K	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک
W _{۲۴}	HCO ₃ >Cl>SO ₄	Na>Mg>Ca>K	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک
W _{۲۵}	HCO ₃ >Cl>SO ₄	Na>Mg>Ca>K	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک

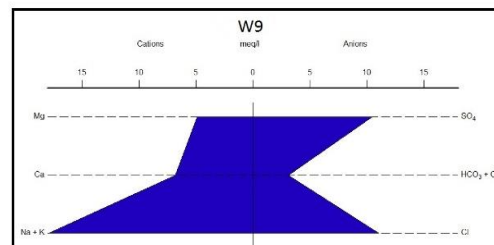
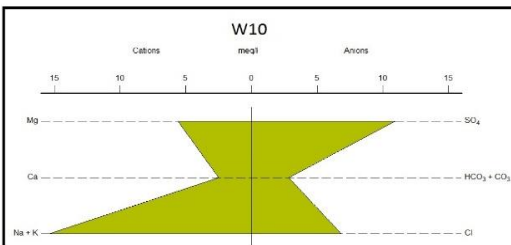
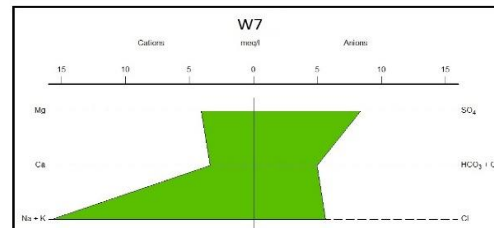
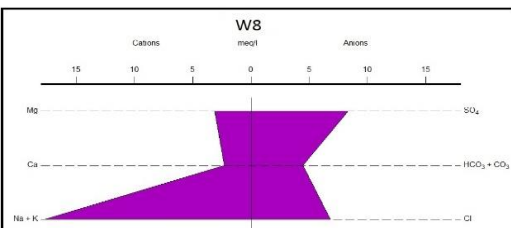
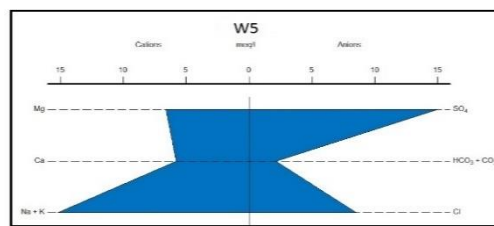
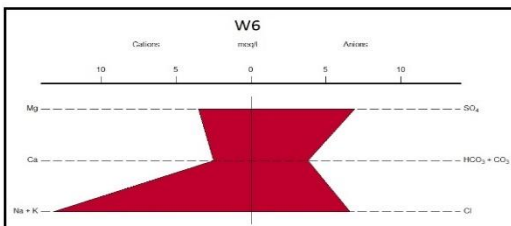
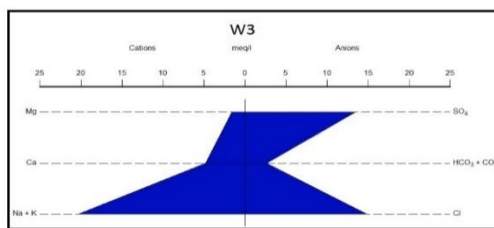
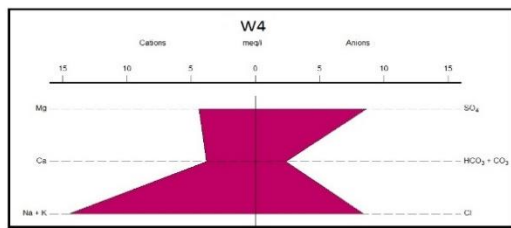
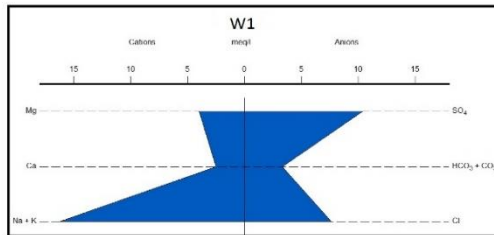
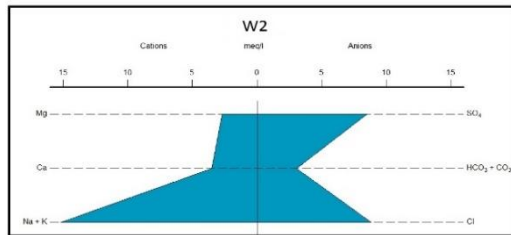


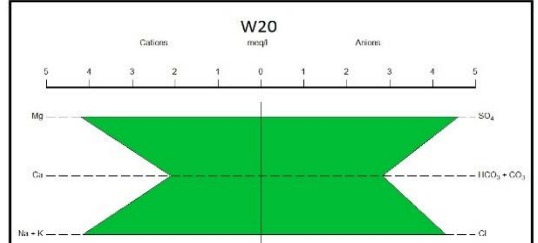
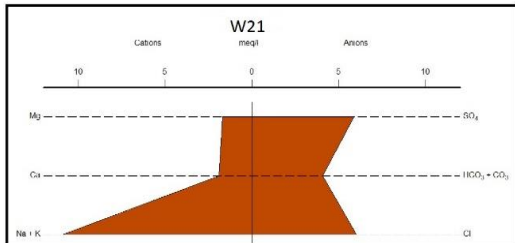
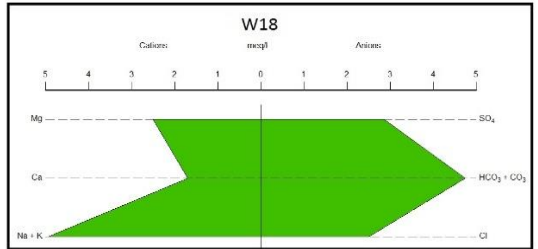
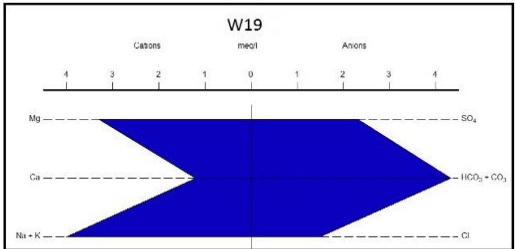
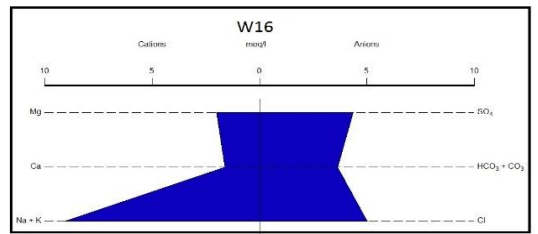
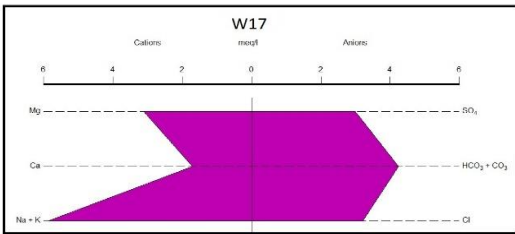
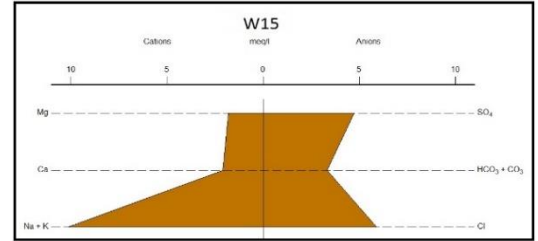
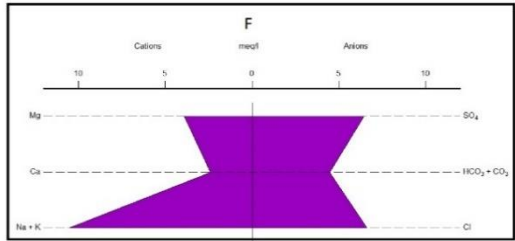
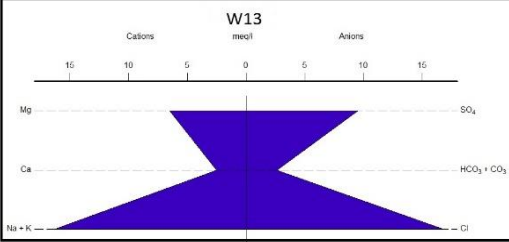
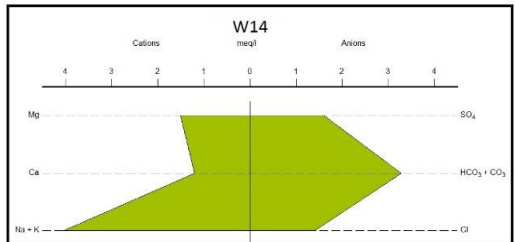
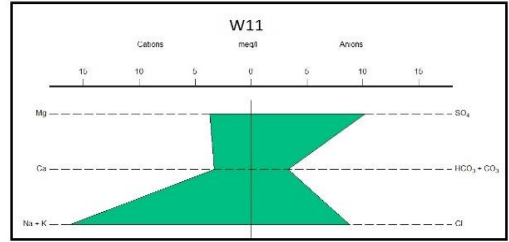
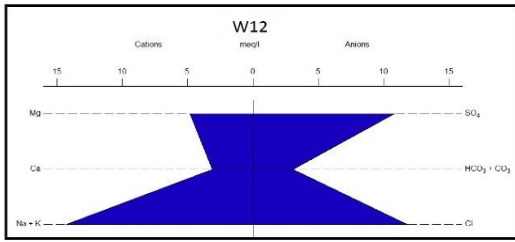
شکل ۴-۲۷- نمودار درو و نمونه‌های آب زیرزمینی

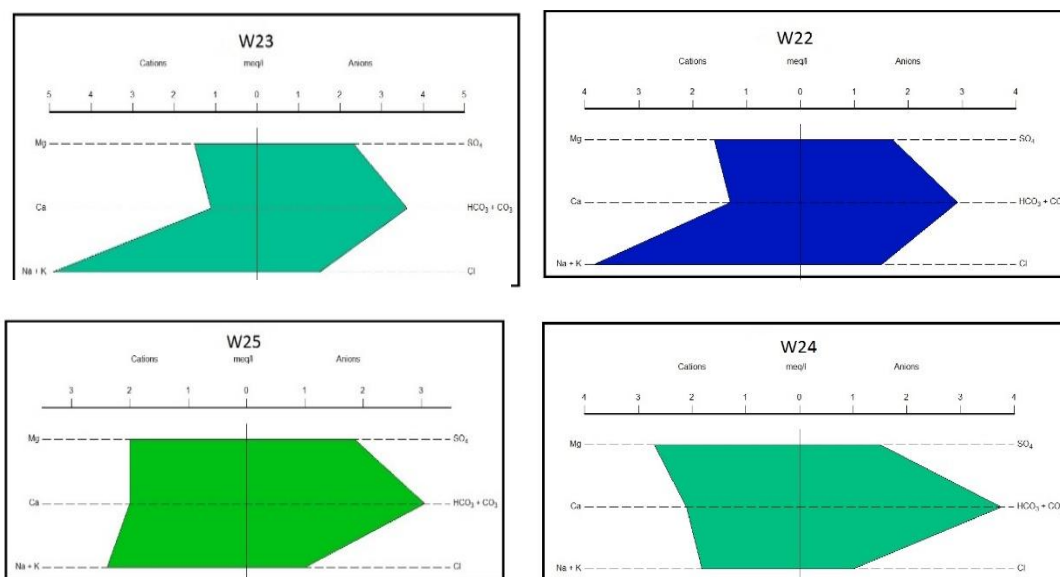
۴-۴-۳- نمودار استیف

در این نمودار، غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها بر حسب meq/l بر روی خطوط افقی قرار می‌گیرند. با استفاده از نمودار استیف نیز می‌توان منشأ آب را تعیین نمود. در این نمودار هر نمونه آب به طور جداگانه مورد بررسی قرار می‌گیرد. نمودار استیف ترسیم شده برای هر یک از نمونه‌های مورد مطالعه، در شکل ۴-۲۸ آورده شده است. بر اساس این شکل‌ها یون‌های سدیم، سولفات و کلر در آب زیرزمینی بر سایر یون‌ها چیرگی دارند. نمودار استیف نشان می‌دهد که برخی نمونه‌ها تفاوت شاخصی با سایر نمونه‌ها دارند. مثلاً نمونه‌های ۱۴، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۰، ۲۲، ۲۳ و ۲۵ دارای بیش‌ترین مساحت (غلظت املاح) هستند. این افزایش احتمالاً ناشی از تراوش فاضلاب‌های خانگی به درون آبخوان است. همچنین نمونه‌ی ۱۳ به علت غلظت بالای کلر و سدیم دارای شکلی متفاوت با سایر نمونه‌ها است، که این عامل به دلیل قرارگیری این ایستگاه در زمین‌های کشاورزی است. همچنین نمونه‌ی ۵ به علت غلظت بالای

سولفات، که ناشی از قرارگیری ایستگاه در منطقه تخلیه آبخوان است، دارای شکل متفاوت با سایر نمونه‌ها می‌باشد.







شکل ۴-۲۸- نمودارهای استیف نمونه‌های مورد مطالعه

۴-۵- بررسی شاخص‌های کیفی منابع آب زیرزمینی برای مصارف کشاورزی

کیفیت آب، نوع خاک و فعالیت‌های کشاورزی نقش مهمی را برای یک آبیاری مناسب ایفا می‌کنند. به‌طور کلی افزایش غلظت یون‌های حل شده در آب و محلول خاک باعث کاهش تولید محصول می‌شوند (Ravikumar and Sumashekar, 2011). مناسب بودن آب برای آبیاری با ارزیابی برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی همراه با محاسبه و نمایش گرافیکی داده‌ها تعیین می‌شود (Sundaray et al., 2009). در این مطالعه کیفیت آب برای مصارف آبیاری توسط شاخص شوری، درصد سدیم، نسبت جذب سدیم، سختی، شاخص نفوذپذیری و خطرمنیزیم مورد بررسی قرار گرفته است.

۴-۵-۱- شاخص شوری

شاخص شوری از لحاظ شوری بر اساس هدایت الکتریکی (EC) و جامدات حل شده کل (TDS) تعیین می‌شود. بر این اساس آب به رده‌های مختلف طبقه‌بندی می‌گردد. در جدول ۴-۵، رده‌بندی نمونه‌های آب زیرزمینی بر اساس شاخص شوری ارائه شده است. ارزیابی این شاخص برای نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که، ۷/۷ درصد از نمونه‌ها در رده I قرار می‌گیرند. این نمونه‌ها به دلیل اینکه

در منطقه تغذیه آبخوان قرار دارند، شوری پایینی دارند. ۲۳/۱ درصد از نمونه‌ها در رده II قرار می‌گیرند. این نمونه‌ها در مسیر جریان آب زیرزمینی قرار دارند، لذا نمونه‌های موجود در این رده از شوری متوسطی برخوردارند. ۵۳/۸ درصد از نمونه‌ها در رده III قرار می‌گیرند. این نمونه‌ها به دلیل نزدیکی به منطقه تخلیه و افزایش زمان ماندگاری آب شوری بالایی دارند. ۱۵/۳۴ درصد از نمونه‌ها در رده IV قرار می‌گیرند. این نمونه‌ها به دلیل اینکه در منطقه تخلیه جریان آب زیرزمینی قرار دارند، همچنین به دلیل انحلال سازندهای ژیپسی و تبخیری، از شوری بالایی برخوردار هستند. بنابراین می‌توان گفت که اکثر نمونه‌ها دارای شوری متوسط تا به بالا هستند و برای آبیاری محصولات کشاورزی با تحمل شوری متوسط تا بالا مناسب می‌باشند.

جدول ۴-۵- رده‌بندی آب زیرزمینی بر اساس شوری و ارزیابی کیفیت آن در آبیاری (Mills, 2003)

شماره نمونه‌ها	شوری	EC ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	رده‌بندی
۲۴	پایین (مناسب برای آبیاری محصولات)	$EC < 650$	رده I
۲۵، ۲۳، ۲۲، ۱۹، ۱۸، ۱۷، ۱۴	متوسط (مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری بسیار کم)	۶۵۰-۱۳۰۰	رده II
۱۵، ۱۳، ۱۴، ۱۱، ۱۰، ۸، ۷، ۶، ۴، ۲، ۱	بالا (مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط تا بالا)	۱۳۰۰-۳۰۰۰	رده III
F، ۲۱، ۲۰، ۱۶ ۱۲، ۹، ۵، ۳	بسیار بالا (مناسب برای محصولات با تحمل شوری بالا)	۳۰۰۰-۵۰۰۰	رده IV
-	شدید (نامناسب برای آبیاری)	۵۰۰۰-۸۰۰۰	رده V
-	بسیار شور (نامناسب برای آبیاری)	$EC > 8000$	رده VI

۴-۵-۲- درصد سدیم ($\text{Na}\%$)

درصد سدیم در آب‌های زیرزمینی یک پارامتر مهم در تعیین کیفیت آب آبیاری است. این شاخص از طریق معادله ۴-۱، به دست می‌آید (Srinivas et al., 2013):

$$\text{Na}\% = \frac{(\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})} \times 100 \quad \text{معادله ۴-۱}$$

در این رابطه غلظت‌ها بر حسب meq/l می‌باشد. حد مجاز سدیم در آب زیرزمینی ۶۰ درصد می‌باشد (Ramakrishna, 1998). کیفیت آب زیرزمینی از نظر مقدار درصد سدیم به ۵ رده تقسیم می‌شود (جدول ۴-۶). بر طبق این رده‌بندی، اکثر نمونه‌های آب در رده مجاز تا مشکوک قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۶- رده‌بندی آب براساس درصد سدیم (Willcox, 1995)

درصد سدیم	طبقه‌بندی	شماره نمونه‌ها	درصد نمونه‌ها در هر رده
<۲۰	عالی	-	-
۲۰-۴۰	خوب	۲۰، ۲۴، ۲۵	۱۱/۵
۴۰-۶۰	مجاز	۲۲، ۱۹، ۱۸، ۱۷، ۱۴، ۵	۲۶/۹
۶۰-۸۰	مشکوک	۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳، F، ۲۳، ۲۲، ۲۱، ۱۶، ۱۵	۶۱/۵
>۸۰	نامطلوب	-	-

نمونه‌های موجود در رده خوب، در منطقه تغذیه آبخوان قرار دارند و هر چند از داخل منطقه شهری برداشت گردیده‌اند، اما درصد سدیم در این نمونه‌ها پایین می‌باشد. نمونه‌های موجود در رده مجاز در مسیر جریان آب زیرزمینی و در مجاورت زمین‌های کشاورزی قرار دارند، و درصد سدیم در این نمونه‌ها متوسط می‌باشد. نمونه‌های موجود در رده‌ی مشکوک در منطقه تخلیه آبخوان قرار دارند. به علت افزایش زمان ماندگاری آب درصد سدیم در این نمونه بسیار بالا است.

۴-۵-۳- نسبت جذب سدیم (SAR)

نسبت جذب سدیم نشان می‌دهد که آب تا چه حد برای آبیاری مناسب است. میزان زیاد سدیم در آب، باعث تغییر خواص خاک و کاهش نفوذپذیری آن می‌گردد (Rao, 2006). نسبت جذب سدیم از طریق معادله ۴-۲، محاسبه می‌شود (Kalra and Maynard, 1991):

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

معادله ۲-۴

در این رابطه، غلظت یون‌ها بر اساس meq/l است. بر اساس جدول ۴-۷، کیفیت آب زیرزمینی بر اساس نسبت جذب سدیم، به ۵ رده تقسیم‌بندی می‌شود. بر اساس این رده‌بندی ۱۵/۴ درصد از نمونه‌ها در رده I، ۲۳/۱ درصد از نمونه‌ها در رده II، ۳۴/۶ درصد از نمونه‌ها در رده III و ۹۲/۳ درصد از نمونه‌ها در رده IV قرار می‌گیرند. نمونه‌هایی که در رده I و II قرار گرفته‌اند، از منطقه تغذیه برداشت شده‌اند، بنابراین دارای کیفیت بهتری هستند و میزان شوری در آن‌ها پایین است. نمونه‌های که در رده III و IV قرار دارند، از نزدیکی منطقه تخلیه جریان برداشت شده‌اند، بنابراین به دلیل افزایش زمان ماندگاری آب و انحلال سازندهای تبخیری و همچنین تراوش فاضلاب‌های خانگی و پساب‌های کشاورزی، در رده‌ی نامطلوب قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۷- رده‌بندی آب بر اساس نسبت جذب سدیم و تقسیم‌بندی نمونه‌های آب مورد مطالعه (Mills, 2003)

درصد نمونه‌ها در هر رده	شماره نمونه‌ها	طبقه‌بندی	مقادیر SAR	رده بندی
۱۵/۳۸	۱۹، ۲۰، ۲۴، ۲۵	بدون مشکل از نظر سدیم	SAR < ۳	رده I
۲۳/۰۷	F، ۲۳، ۲۲، ۱۸، ۱۷، ۱۴	سدیم کم، نامطلوب برای گیاهان حساس	۳-۶	رده II
۳۴/۶۱	۱۵، ۱۳، ۱۲، ۱۱، ۱۰، ۹، ۶، ۵، ۴، ۱۶	شوری متوسط، افزایش خطر شوری	۶-۸	رده III
۲۶/۹۲	۲۱، ۱۱، ۸، ۷، ۳، ۲، ۱	شوری بالا، به‌طور کلی نامطلوب	۸-۱۴	رده IV
-	-	شوری بسیار بالا، نامناسب برای آبیاری	SAR > ۱۴	رده V

۴-۵-۴ - سختی کل (TH)

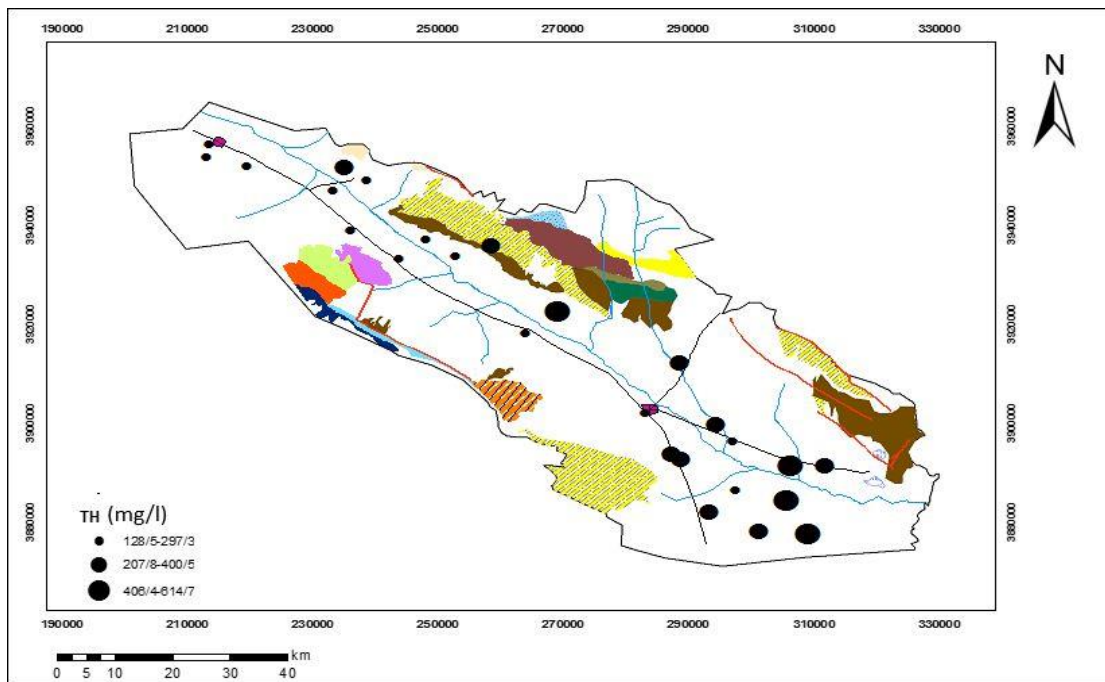
سختی مانع از کف کردن صابون می‌شود، همچنین نقطه جوش آب را نیز افزایش می‌دهد. سختی به علت وجود کاتیون‌هایی مانند کلسیم، منیزیم، استرانسیم، آهن و منیزیم در آب به وجود می‌آید (Sawyer and McCarty, 1967). سختی کل طبق معادله ۳-۴، به دست می‌آید (Todd, 1980):

$$\text{TH} = 2.497(\text{Ca}^{2+}) + 4.115(\text{Mg}^{2+}) \quad \text{معادله ۳-۴}$$

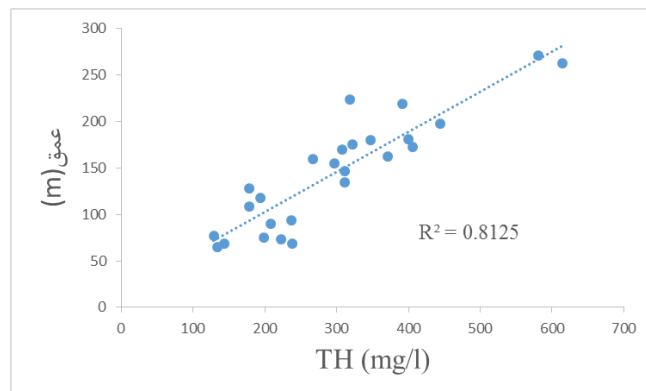
در این رابطه، غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم بر حسب mg/l می‌باشد. بازه‌ی تغییرات سختی کل در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۶۰۰-۱۲۸/۸ با میانگین ۲۹۸/۲ میلی‌گرم بر لیتر است. با توجه به پراکندگی سختی کل (شکل ۴-۲۹)، بیشترین مقدار این پارامتر مربوط به نمونه ۵ (۶۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین مقدار آن مربوط به نمونه ۲۳ (۱۲۸/۸ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد. رابطه سختی کل با عمق چاه‌ها در (شکل ۴-۳۰) نشان داده شده است. بر اساس این شکل، سختی کل با افزایش عمق چاه‌ها افزایش می‌یابد. در اعماق به دلیل افزایش زمان ماندگاری، آب شورتر می‌شود. همچنین با توجه به افزایش EC با عمق چاه‌ها، فرآیند تبادل یونی معکوس (جدا شدن یون‌های Ca و Mg از سطح کانی‌های رسی و ورود آنها به آب) وجود دارد. این عامل می‌تواند باعث افزایش سختی کل در منابع آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام شده است. رده‌بندی آب براساس سختی کل در (جدول ۴-۸)، ارائه شده باشد. بر اساس این رده‌بندی، ۱۱/۵ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی با سختی متوسط، ۳۸/۵ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی سخت و ۵۰ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی خیلی سخت قرار می‌گیرند. طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، حد مجاز سختی برای مصارف شرب ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بنابراین جز ۳ نمونه (۱۴، ۲۲ و ۲۳)، سختی نمونه‌های مورد مطالعه بالاتر از حد مجاز است. با توجه به (شکل ۴-۸)، سختی نمونه‌های مورد مطالعه با افزایش عمق افزایش می‌یابد.

جدول ۴-۸- رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس سختی کل (Sawyer and McCarty, 1967)

درصد نمونه‌های مورد مطالعه در هر رده	شماره نمونه	رده‌بندی آب	سختی کل بر اساس میلی‌گرم بر لیتر CaCO_3
-	-	نرم	$\text{TH} < 75$
۱۱/۵	۲۳، ۲۲، ۱۴	سختی متوسط	$75 < \text{TH} < 150$
۳۸/۵	۲۵، ۲۴، ۲۰، ۱۸، ۱۷، ۱۶، ۱۵، ۱۴، ۸، ۶	سخت	$150 < \text{TH} < 300$
۵۰	F، ۲۱، ۱۳، ۱۲، ۱۱، ۱۰، ۹، ۷، ۵، ۴، ۳، ۲، ۱	خیلی سخت	$\text{TH} > 300$



شکل ۴-۲۹- نقشه پراکنندگی سختی کل نمونه‌های آب زیرزمینی در دشت فریمان- تربت جام



شکل ۴-۳۰- تغییر سختی کل با عمق چاه‌ها

۴-۵-۵- خطر منیزیم (MH)

این شاخص نیز یکی از پارامترهای نشان‌دهنده کیفیت آب آبیاری می‌باشد و اولین بار در سال ۱۹۷۲ توسط Paliwal معرفی شد. افزایش میزان منیزیم در آب، باعث کاهش کیفیت آب و خاک می‌شود و در نتیجه بر عملکرد محصول تأثیر منفی می‌گذارد (Sundaray and Nayak, 2008). این شاخص از طریق معادله ۴-۵، محاسبه می‌گردد:

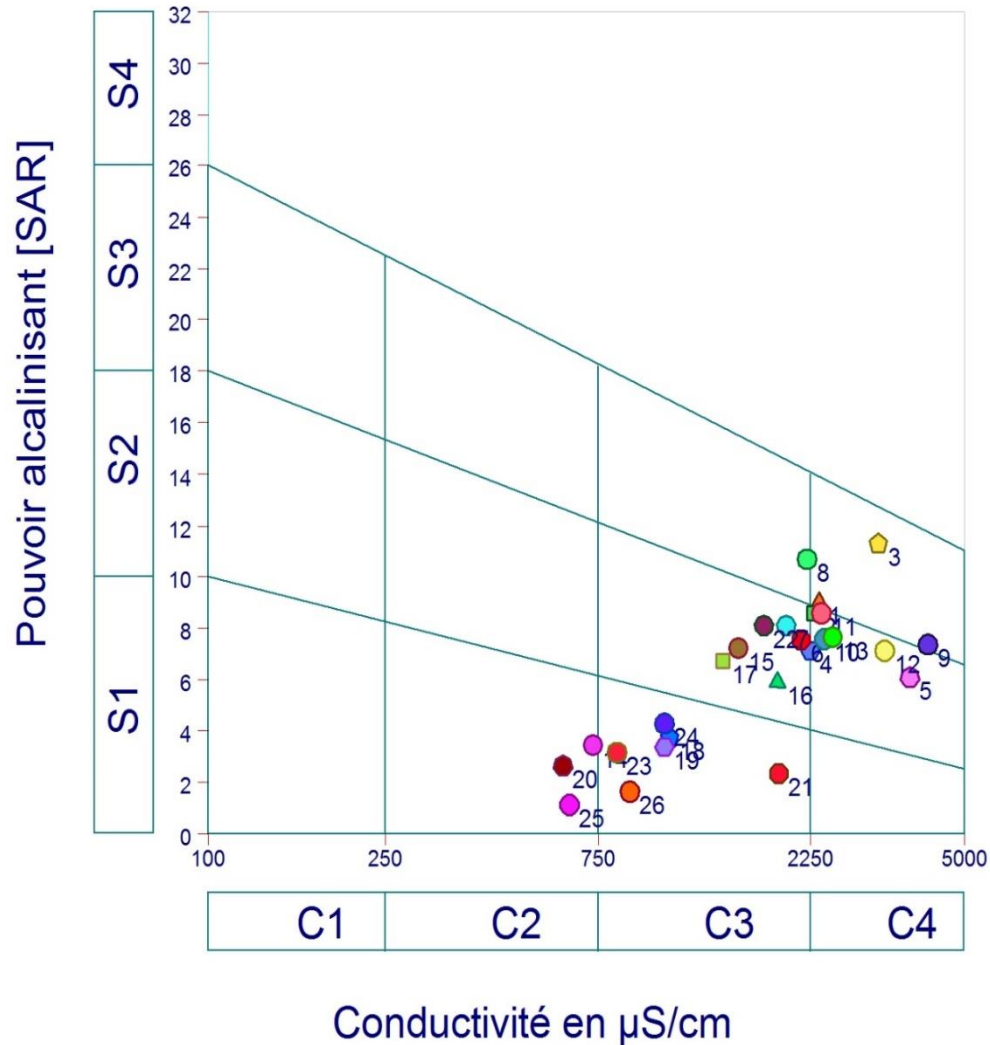
$$MH = \frac{(Mg^{2+})}{(Ca^{2+} + Mg^{2+})} \times 100 \quad \text{معادله ۴-۵}$$

در این رابطه غلظت یون‌ها بر حسب meq/l می‌باشد. خطر منیزیم بالای ۵۰٪ کیفیت آب را کاهش می‌دهد و تأثیر منفی بر میزان محصول می‌گذارد. بر اساس (رابطه ۴-۵)، ۶۹/۲ درصد از نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۴، ۱۵، ۱۶، ۱۹، ۲۲، ۲۳، ۲۴ و ۲۵)، خطر منیزیم در حدود ۵۰٪ را نشان دادند و بنابراین برای آبیاری مناسب هستند. ۳۰/۸ درصد از نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۱، ۱۰، ۱۲، ۱۳، ۱۷، ۱۸، ۲۰ و F)، برای آبیاری نامناسب تشخیص داده شدند.

۴-۵-۶- نمودار ویلکاکس

یکی از قدیمی‌ترین سیستم‌های رده‌بندی آب برای مصارف آبیاری و کشاورزی، طبقه بندی ویلکاکس می‌باشد. در این طبقه‌بندی دو عامل هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم (SAR) در نظر گرفته می‌شود و هر یک از آنها به چهار قسمت تقسیم شده که در مجموع باعث به وجود آمدن ۱۶ گروه کیفیت آب می‌شود (Willcox, 1955). بر اساس نمودار ویلکاکس (شکل ۴-۳۱)، ۱۱/۵ درصد از نمونه‌های آب در محدوده کمی شور-مناسب کشاورزی، ۲۳/۵۷ درصد از نمونه‌ها در طبقه‌ی شور-مناسب برای کشاورزی، ۲۳/۸ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی شوری متوسط-مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط، ۳۰/۸ درصد از نمونه‌ها در طبقه‌ی شوری بالا-مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط تا بالا و ۱۱/۵ درصد از نمونه‌ها در طبقه‌ی شوری بسیار بالا-مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری بالا قرار گرفتند. این امر ناشی از وجود سازندهای تبخیری در منطقه است

که سبب آزادسازی یون‌های سدیم و سولفات به داخل آب شده است. همچنین غلظت پایین پتاسیم نسبت به سدیم در آب را می‌توان به جذب شدن توسط کانی‌های رسی نسبت داد.



شکل ۴-۳۱- نمودار ویلکاکس نمونه‌های آب زیرزمینی

۴-۶- ارزیابی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت تربت‌جام-فریمان برای مصارف صنعتی

کیفیت آب برای مصارف صنعتی دارای استانداردهای خاص خود است. صنایع اغلب با اثرات نامطلوب واکنش‌های شیمیایی، خوردگی و رسوب‌گذاری ناشی از آن مواجه هستند (Aghazadeh et al., 2016).

در صورت استفاده از آب‌های زیرزمینی برای مصارف صنعتی، بررسی این ویژگی‌ها ضروری است. برای بررسی کیفیت آب زیرزمینی نمونه‌های مورد مطالعه، از شاخص اشباع لانژلیه استفاده شد مقدار این شاخص از طریق معادله ۴-۶، محاسبه می‌شود (Langelier, 1987):

$$LSI = pH - pHs \quad \text{معادله ۴-۶}$$

pH، عبارت است از مقدار اندازه‌گیری شده در صحر و pHs و میزان pH در حالت اشباع می‌باشد. pHs از طریق معادله ۴-۷ و با استفاده نرم‌افزار Water Stability Analyzer محاسبه شد:

$$pHs = C + P_{ca} + P_{alk} \quad \text{معادله ۴-۷}$$

C پارامتری است که TDS می‌باشد. P_{alk} قلیائیت (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر CaO) و P_{ca} غلظت کاتیون کلسیم (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر) است. اگر LSI منفی باشد، نشان می‌دهد که آب دارای خاصیت خوردگی است. در صورتی که LSI صفر باشد، نشان می‌دهد که آب در تعادل بوده و اگر مقدار آن مثبت باشد نشان دهنده‌ی این است که اجزای آب تمایل به رسوب‌گذاری در محیط دارد. مقادیر محاسبه شده pH، pHs و LSI در جدول ۴-۱۰، ارائه شده است. بر اساس این شاخص ۵۳/۸ درصد از نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۲، ۳، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۶، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۱، ۲۴، ۲۵ و F)، دارای خاصیت رسوب‌گذار هستند. با توجه با اینکه pH نمونه‌های آب تغییرات زیادی را نشان نمی‌دهند، این پدیده ناشی از بالا بودن غلظت سدیم در نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد. ۴۶/۲ درصد از نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۱، ۴، ۵، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳، ۱۴، ۱۵، ۲۰، ۲۲ و ۲۳) دارای خاصیت خوردگی می‌باشند (جدول ۴-۹). به طور کلی، نمونه‌های مورد مطالعه برای مصارف صنعتی مناسب نیستند.

جدول ۴-۹- نتایج ارزیابی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف صنعتی

شماره نمونه	pH	pHs	LSI	کیفیت آب برای مصارف صنعتی
W1	۷/۵۸	۷/۷۵	-۰/۱۷	خورنده
W2	۷/۲۹	۷/۶۱	۰/۳۳	رسوب‌گذار
W3	۷/۶۷	۷/۶۳	۰/۰۴	رسوب‌گذار
W4	۷/۳۲	۷/۶۹	-۰/۳۷	خورنده
W5	۷/۲۳	۷/۶۳	-۰/۴۰	خورنده
W6	۷/۷۸	۷/۶۸	۰/۱۰	رسوب‌گذار
W7	۷/۴۸	۷/۴۰	۰/۰۸	رسوب‌گذار
W8	۷/۷۲	۷/۶۵	۰/۰۷	رسوب‌گذار
W9	۷/۴۶	۷/۴۴	۰/۰۲	رسوب‌گذار
W10	۷/۳۱	۷/۸۰	-۰/۴۹	خورنده
W11	۷/۳۷	۷/۶۱	-۰/۲۴	خورنده
W12	۷/۵۸	۷/۷۵	-۰/۱۷	خورنده
W13	۷/۴۲	۷/۸۵	-۰/۴۳	خورنده
W14	۷/۳۶	۷/۹۰	-۰/۵۴	خورنده
W15	۷/۳۴	۷/۷۸	-۰/۴۴	خورنده
F	۸/۱۱	۷/۶۲	۰/۴۹	رسوب‌گذار
W16	۷/۹۱	۷/۸۴	۰/۰۷	رسوب‌گذار
W17	۷/۷۱	۷/۷۰	۰/۰۱	رسوب‌گذار
W18	۷/۳۹	۷/۶۷	۰/۷۲	رسوب‌گذار
W19	۷/۸۹	۷/۷۹	۰/۱۰	رسوب‌گذار
W20	۷/۸۲	۷/۸۷	-۰/۰۵	خورنده
W21	۸/۱۴	۷/۷۵	۰/۳۹	رسوب‌گذار
W22	۷/۴۲	۷/۹۳	-۰/۵۱	خورنده
W23	۷/۳۶	۷/۹۳	-۰/۵۷	خورنده
W24	۷/۲۵	۷/۵۷	۰/۳۲	رسوب‌گذار
W25	۷/۲۸	۷/۷۱	۰/۴۳	رسوب‌گذار

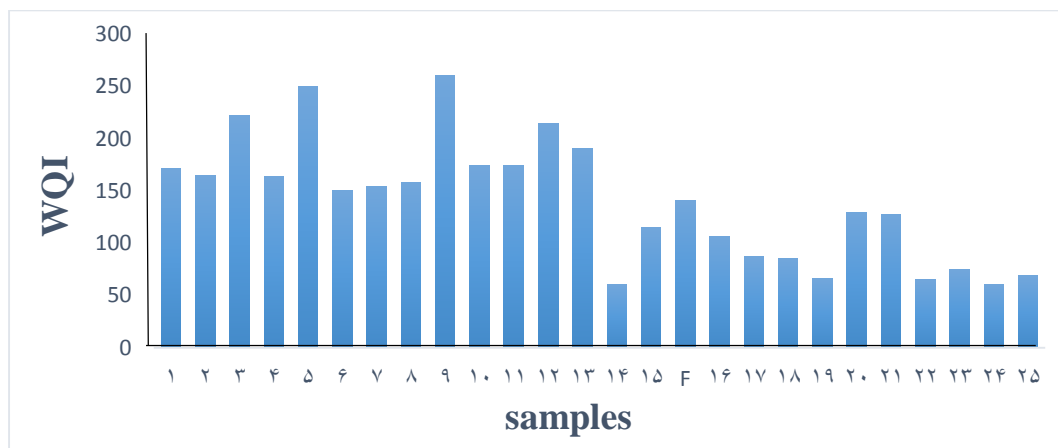
۴-۷- محاسبه‌ی شاخص کیفی آب (WQI)

نتایج محاسبه‌ی شاخص کیفی آب زیرزمینی دشت تربت‌جام-فریمان در (جدول ۴-۱۰) آورده شده است. شاخص کیفی آب بین ۲۵۹-۶۶ متغیر است. با توجه به رده‌بندی مقادیر این شاخص توسط سازمان بهداشت جهانی جدول ۳-۴، ۳۰/۸ درصد از نمونه‌ها (واقع در منطقه تغذیه) در رده‌ی خوب، ۵۳/۸ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی ضعیف (واقع در جهت جریان) و ۱۵/۴ درصد از نمونه‌ها (واقع در منطقه

تخلیه) در رده‌ی خیلی ضعیف قرار می‌گیرند (شکل ۴-۳۲). بالا بودن این شاخص در اکثر نمونه‌ها احتمالاً ناشی از نفوذ پساب‌های کشاورزی و نشت فاضلاب از مناطق مسکونی و دامداری‌ها است.

جدول ۴-۱۰- مقادیر شاخص کیفی محاسبه شده برای نمونه‌های آب زیرزمینی مورد مطالعه

نمونه	W _۱	W _۲	W _۳	W _۴	W _۵	W _۶	W _۷	W _۸	W _۹	W _{۱۰}	W _{۱۱}	W _{۱۲}	W _{۱۳}
نمونه WQI	۱۷۱	۱۶۵	۲۲۲	۱۶۴	۲۵۰	۱۵۰	۱۵۴	۱۵۸	۲۶۰	۱۷۴	۱۷۴	۲۱۵	۱۹۰
نمونه	W _{۱۴}	W _{۱۵}	F	W _{۱۶}	W _{۱۷}	W _{۱۸}	W _{۱۹}	W _{۲۰}	W _{۲۱}	W _{۲۲}	W _{۲۳}	W _{۲۴}	W _{۲۵}
نمونه WQI	۶۱	۱۱۵	۱۴۱	۱۰۷	۸۷	۸۵	۶۶	۱۲۹	۱۲۷	۶۵	۷۵	۶۰	۶۹



شکل ۴-۳۲- مقادیر شاخص کیفی آب برای نمونه‌های مورد مطالعه

۴-۸- بررسی فرآیندهای کنترل کننده‌ی ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب

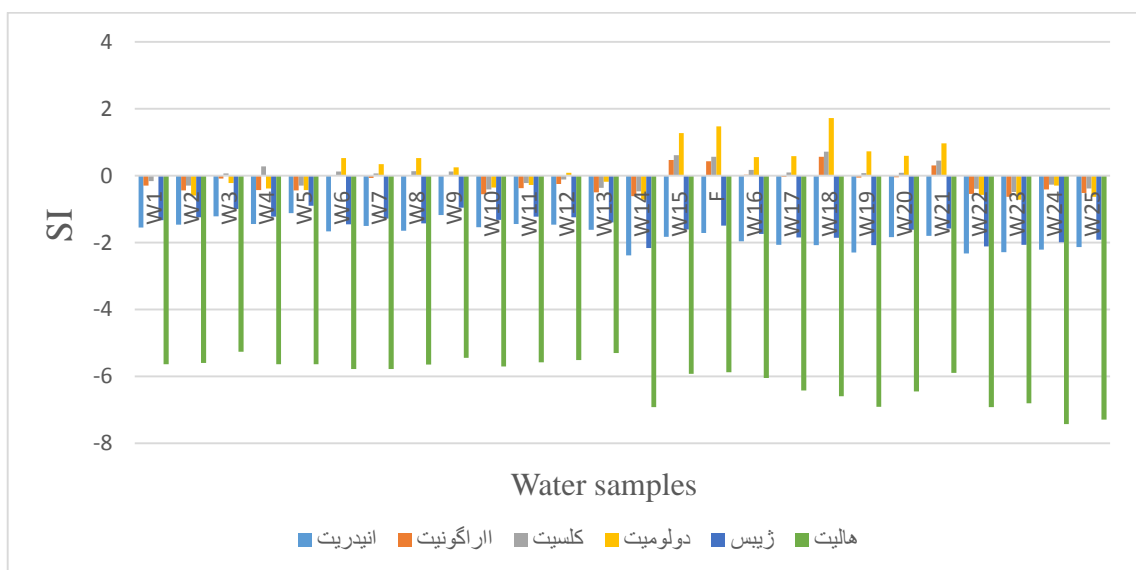
در این مطالعه به منظور بررسی فرآیندهای هیدروشیمیایی کنترل کننده‌ی ترکیب نمونه‌های آب از نمودار گیبس، محاسبه شاخص اشباع، نسبت‌های یونی و نمودارهای پراکندگی استفاده شده است.

۸-۴-۱- شاخص اشباع

شاخص اشباع با استفاده از معادله ۸-۴، محاسبه می‌شود:

$$SI = \log \frac{IAP}{K_t} \quad \text{معادله ۸-۴}$$

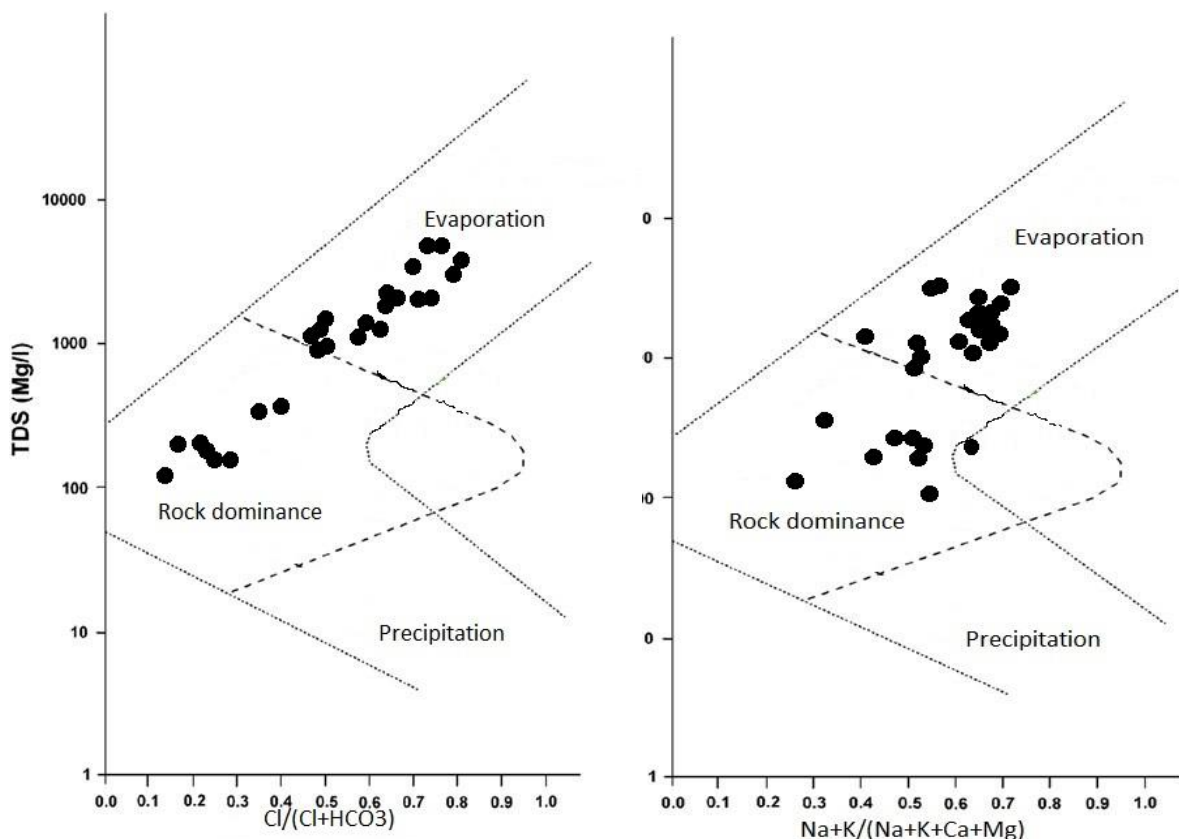
در این رابطه IAP حاصلضرب فعالیت یون و K_t ثابت انحلال است. اگر مقدار SI برابر با صفر باشد یعنی آب نسبت به فاز جامد حالت اشباع دارد. SI مثبت نشان‌دهنده‌ی فوق اشباع بودن آب نسبت به یک کانی و تمایل به ته‌نشینی آن و منفی بودن این شاخص نشان‌دهنده‌ی تحت اشباع بودن آب نسبت به یک کانی و تمایل به انحلال آن کانی است (Jalali, 2009). در شکل ۴-۳۳، شاخص اشباع کانی‌های انیدریت، آراگونیت، کلسیت، دولومیت، ژیپس و هالیت برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام نشان داده شده است. با در نظر گرفتن خطای ± 0.5 می‌توان گفت که نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های آراگونیت، کلسیت و دولومیت حالت اشباع دارند و انحلال این کانی‌ها نقش تعیین‌کننده‌ی را در ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه ایفا می‌کنند. شاخص اشباع محاسبه شده برای کانی‌های انیدریت، ژیپس و هالیت مقادیر منفی را نشان می‌دهد. این امر نشان‌دهنده‌ی تحت اشباع بودن آب زیرزمینی نسبت به این کانی‌ها و قابلیت انحلال این کانی‌ها در نمونه‌های مورد مطالعه است.



شکل ۴-۳۳- شاخص اشباع نمونه‌های آب زیرزمینی مورد مطالعه

۴-۸-۲- نمودار گیبس

در نمودار گیبس (Gibbs, 1970)، نسبت کاتیون‌ها $\left(\frac{Na+K}{Na+K+Ca+Mg}\right)$ و آنیون‌های اصلی $\left(\frac{Cl}{Cl+HCO_3}\right)$ در مقابل TDS ترسیم می‌شود (شکل ۴-۳۴). اکثر نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳، ۱۵، ۱۶، ۲۰، ۲۱ و F)، در محدوده‌ی تبخیر قرار دارند و این امر بیان می‌کند که فرآیند تبخیر عامل اصلی کنترل کننده‌ی ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی در این بخش از آبخوان (منطقه تخلیه) است. همچنین نمونه‌های شماره ۱۴، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۲، ۲۳، ۲۴ و ۲۵ در محدوده‌ی تأثیر سنگ قرار دارند و این امر نشان‌دهنده‌ی انحلال سنگ‌ها بر کیفیت آب در این بخش از آبخوان (منطقه تغذیه) می‌باشد.



شکل ۴-۳۴- نمودارهای گیبس کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی نمونه‌های مورد مطالعه

۴-۸-۳- نسبت‌های یونی

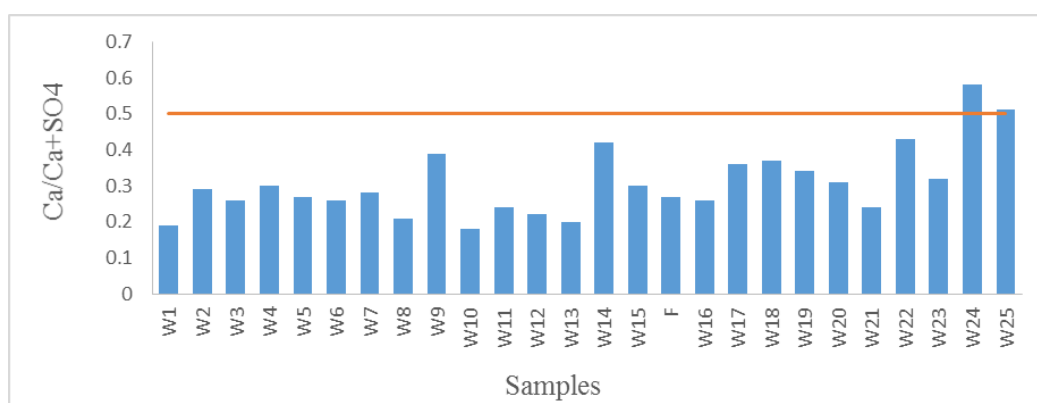
نسبت‌های یونی معرف‌های مناسبی برای بررسی ویژگی‌های ژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی هستند و استفاده از آنها در کنار سایر روش‌ها برای تعیین منشأ املاح مناسب است (Marie et al, 2001). از سوی دیگر ارزیابی روابط حاکم بین یون‌های کلسیم، منیزیم، سدیم، سولفات، کلر و بی‌کربنات اطلاعات قابل قبولی درباره‌ی فرآیندهای حاکم بر تمرکز این یون‌ها نشان می‌دهد (Jalali, 2010). مقادیر مهم‌ترین نسبت‌های یونی برای آب زیرزمینی نمونه‌های مورد مطالعه در جدول ۴-۱۱، آورده شده است.

جدول ۴-۱۱- نسبت‌های یونی محاسبه شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه (مقادیر بر حسب meq/l)

شماره	Ca^{2+}	Na^+	HCO_3^-	Mg^{2+}
	$\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	$\text{Na}^+ + \text{Cl}^-$	sum anions	$\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+}$
W1	۰/۱۹	۰/۶۸	۰/۱۶	۰/۶۱
W2	۰/۲۹	۰/۶۳	۰/۱۶	۰/۴۳
W3	۰/۲۶	۰/۵۷	۰/۰۸	۰/۲۵
W4	۰/۳۰	۰/۶۳	۰/۱۳	۰/۵۳
W5	۰/۲۷	۰/۶۳	۰/۱۰	۰/۵۳
W6	۰/۲۶	۰/۶۶	۰/۲۲	۰/۵۸
W7	۰/۲۸	۰/۷۳	۰/۲۴	۰/۵۴
W8	۰/۲۱	۰/۷۲	۰/۲۳	۰/۵۷
W9	۰/۳۹	۰/۶۱	۰/۱۳	۰/۴۱
W10	۰/۱۸	۰/۶۹	۰/۱۴	۰/۶۹
W11	۰/۲۴	۰/۶۴	۰/۱۵	۰/۵۲
W12	۰/۲۲	۰/۵۴	۰/۱۲	۰/۶۰
W13	۰/۲۰	۰/۴۹	۰/۰۹	۰/۷۲
W14	۰/۴۲	۰/۷۴	۰/۵۴	۰/۵۵
W15	۰/۳۰	۰/۶۳	۰/۲۴	۰/۴۶
F	۰/۲۷	۰/۶۱	۰/۲۵	۰/۶۱
W16	۰/۲۶	۰/۶۴	۰/۲۸	۰/۵۵
W17	۰/۳۶	۰/۶۴	۰/۴۱	۰/۶۴
W18	۰/۳۷	۰/۶۶	۰/۴۶	۰/۵۹
W19	۰/۳۴	۰/۷۲	۰/۵۲	۰/۷۳
W20	۰/۳۱	۰/۴۸	۰/۲۴	۰/۶۶
W21	۰/۲۴	۰/۶۴	۰/۲۵	۰/۴۲
W22	۰/۴۳	۰/۷۱	۰/۴۸	۰/۵۵
W23	۰/۳۲	۰/۷۶	۰/۴۹	۰/۵۷
W24	۰/۵۸	۰/۶۳	۰/۶۲	۰/۵۶
W25	۰/۵۱	۰/۷۰	۰/۵۴	۰/۵۰

$$\frac{\text{Ca}^{2+}}{\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}} \text{نسبت } 1-3-8-4$$

در صورتی که مقدار نسبت $\frac{\text{Ca}^{2+}}{\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}}$ در حد ۰/۵ باشد، انحلال ژیبس صورت گرفته است، اگر مقدار این نسبت بیشتر از ۰/۵ باشد علاوه بر انحلال ژیبس، انحلال سنگ آهک و همچنین تبادل یونی معکوس نیز صورت گرفته است و اگر مقدار این نسبت کمتر از ۰/۵ باشد تبادل یونی اتفاق افتاده یا رسوب کلسیت صورت گرفته است (Hounslow, 1995). مقدار این نسبت برای تمام نمونه‌های مورد مطالعه (جز نمونه‌های ۲۴ و ۲۵)، کمتر از ۰/۵ می‌باشد (شکل ۴-۳۵) که نشان‌دهنده‌ی رخداد تبادل یونی و یا رسوب کلسیت در منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام می‌باشد. با توجه به مقدار بالای یون کلسیم آب و همچنین سختی بالای نمونه‌های آب فرآیند غالب در منطقه تبادل یونی معکوس می‌باشد.



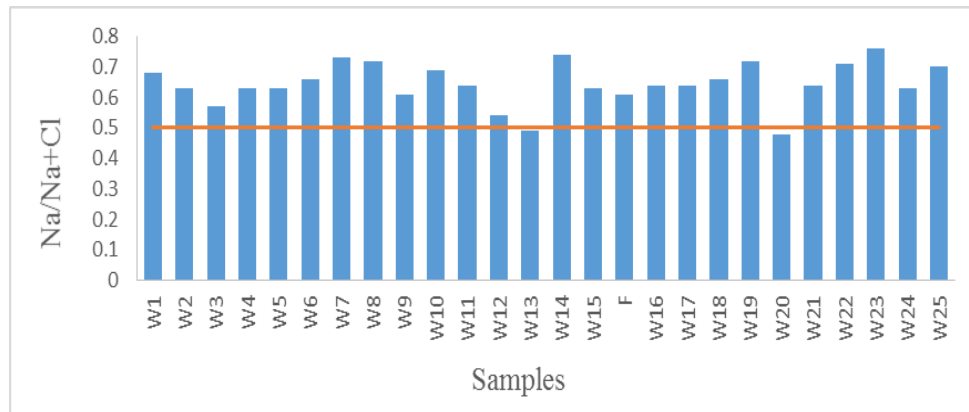
شکل ۴-۳۵- نمودار نسبت کلسیم به مجموع کلسیم و منیزیم

$$\frac{\text{Na}^+}{\text{Na}^+ + \text{Cl}^-} \text{نسبت } 2-3-8-4$$

در صورتی که مقدار نسبت $\frac{\text{Na}^+}{\text{Na}^+ + \text{Cl}^-}$ مساوی ۰/۵ باشد، می‌توان نتیجه گرفت که انحلال هالیت صورت گرفته است. اگر مقدار این نسبت کمتر از ۰/۵ باشد نشان‌دهنده‌ی تبادل یونی و یا انحلال آل‌بیت می‌باشد و اگر مقدار این نسبت بیشتر از ۰/۵ باشد، جز انحلال هالیت، تبادل یونی نیز اتفاق افتاده است (Hounslow, 1995). مقدار این نسبت برای تمام نمونه‌ها جز نمونه‌های ۱۳ و ۲۰، بیشتر از ۰/۵ است

(شکل ۴-۳۶). با توجه به سختی بالای نمونه‌های آب تبادل یونی فرآیند غالب نبوده و انحلال هالیت،

نقش اصلی را در بالاتر بودن این نسبت از ۰/۵ دارد.



شکل ۴-۳۶- نمودار نسبت سدیم به مجموع کلر و سدیم

$$\frac{\text{HCO}_3^-}{\text{sum anions}} \text{ نسبت } ۳-۳-۸-۴$$

اگر مقدار نسبت $\frac{\text{HCO}_3^-}{\text{sum anions}}$ بیشتر از ۰/۸ باشد، انحلال کربنات یا سیلیکات اتفاق افتاده است، اگر

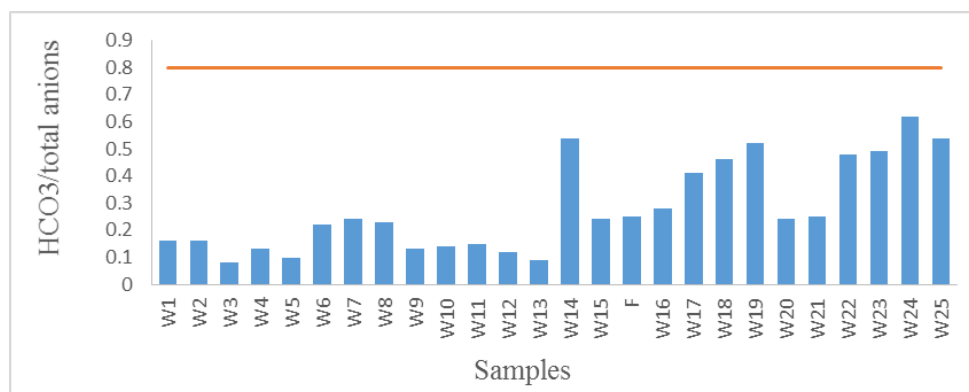
مقدار این نسبت کمتر از ۰/۸ و میزان سولفات در نمونه‌ها بالا باشد، انحلال ژپیس صورت گرفته است.

در صورتی که مقدار این نسبت کمتر از ۰/۸ و آب کم سولفات باشد، نشان‌گر ورود آب دریا یا شوراب‌های

تبخیری است. با توجه به اینکه این نسبت در نمونه‌ها کمتر از ۰/۸ است (شکل ۴-۳۷)، همچنین با

توجه به مقدار بالای سولفات نمونه‌ها، احتمالاً انحلال ژپیس نقش عمده‌ای در ترکیب شیمیایی نمونه‌های

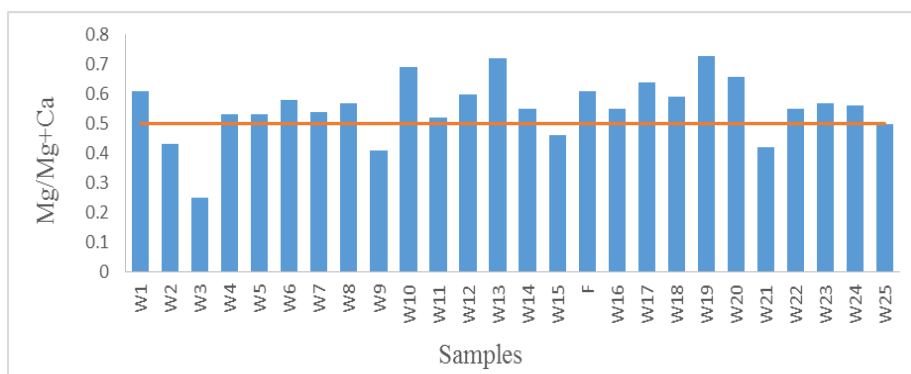
مورد مطالعه دارد.



شکل ۴-۳۷- نمودار نسبت بی‌کربنات به مجموع آنیون‌ها

$$\frac{\text{Mg}^{2+}}{\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+}} \text{نسبت } ۵-۳-۸-۴$$

در صورتی که مقدار این نسبت در حد ۰/۵ باشد، نشان‌دهنده‌ی این است که انحلال دولومیت رخ داده است. اگر مقدار این نسبت کمتر از ۰/۵ باشد، انحلال دولومیت و سنگ آهک صورت گرفته است و اگر مقدار این نسبت بیشتر از ۰/۵ باشد، انحلال دولومیت، ته‌نشینی کلسیت یا نفوذ آب دریا روی داده است (Hounslow, 1995). مقدار این نسبت در ۷۶/۹ درصد از نمونه‌ها، بیشتر از ۰/۵ و در ۱۹/۲ درصد از نمونه‌ها کمتر از ۰/۵ می‌باشد (شکل ۴-۳۸). با توجه به زمین‌شناسی منطقه و وجود واحدهای آهکی و دولومیتی، می‌توان نتیجه‌گیری کرد در اکثر نمونه‌ها انحلال همزمان دولومیت بر شیمی آب زیرزمینی تأثیرگذار بوده است.



شکل ۴-۳۸- نمودار نسبت منیزیم به مجموع کلسیم و منیزیم

۴-۸-۳- نمودارهای پراکندگی

ارزیابی روابط حاکم در میان گونه‌های حل شده، اطلاعات قابل قبولی درباره‌ی فرآیندهای حاکم بر یون‌ها و منشأ احتمالی آن‌ها را نشان می‌دهد (Jalali, 2010). بر این اساس در این بخش به تفسیر نمودارهای ترکیبی یون‌های اصلی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام پرداخته شده است (شکل ۴-۳۹).

در شکل ۴-۳۹ الف، نمودار ترکیبی غلظت کل کاتیون‌ها در برابر غلظت کلسیم و منیزیم رسم شده است. در این نمودار همه‌ی نمونه‌ها زیر خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند، که بیان‌گر غلظت بالای یون سدیم نسبت به کلسیم و منیزیم در نمونه‌های آب می‌باشد. این امر با توجه به مقادیر منفی شاخص

اشباع کانی‌های هالیت در نمونه‌های آب و انحلال این کانی در آب زیرزمینی قابل توجیه است. همچنین

محاسبه‌ی نسبت $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$ ، انحلال هالیت را برای نمونه‌های آب زیرزمینی نشان می‌دهد.

در شکل ۴-۳۹-ب، نمودار پراکندگی غلظت سولفات در برابر غلظت کلسیم رسم شده است. با توجه

به این شکل مشاهده می‌شود که اکثر نمونه‌ها زیر خط تعادل قرار می‌گیرند. این پراکندگی بیان‌گر

غلظت بالای سولفات نسبت به کلسیم است که نشان‌دهنده منشأ دیگری علاوه بر انحلال ژپس می‌باشد،

بنابراین عامل تبخیر و یا منابع انسان‌زاد از مهم‌ترین عوامل افزایش غلظت سولفات در نمونه‌های مورد

مطالعه است. نسبت $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}}$ برای نمونه‌های آب زیرزمینی نیز بیان‌گر منشأهایی به جز انحلال

ژپس (مانند تبادل یونی معکوس و رسوب کلسیت) می‌باشد.

در شکل ۴-۳۹-ج، نمودار پراکندگی غلظت سدیم در برابر منیزیم رسم شده است. با توجه به این

شکل مشاهده می‌شود که اکثر نمونه‌ها زیر خط تعادل قرار می‌گیرند. این پراکندگی بیان‌گر غلظت بالای

یون سدیم نسبت به منیزیم در آب زیرزمینی می‌باشد که ناشی از انحلال هالیت می‌باشد. محاسبه‌ی

شاخص اشباع کانی هالیت و نسبت $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$ برای نمونه‌های آب مؤید انحلال هالیت در نمونه‌های

آب می‌باشد.

در شکل ۴-۳۹-د، نمودار ترکیبی غلظت سدیم در برابر کلسیم رسم شده است. با توجه به این شکل

مشاهده می‌شود که بیش‌تر نمونه‌ها زیر خط تعادل قرار می‌گیرند که بیان‌گر غلظت بالای یون سدیم

نسبت به کلسیم در نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد. با توجه به شواهد موجود مبنی بر رخداد تبادل

یونی معکوس، احتمالاً انحلال هالیت نقش اصلی را در بالا بودن غلظت سدیم داراست.

در شکل ۴-۳۹-ه، مجموع غلظت کاتیون‌های کلسیم و منیزیم در برابر یون بی‌کربنات، رسم شده است.

با توجه به این شکل بیش‌تر نمونه‌ها بالای خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند، که این امر بیان‌گر فراوانی

کاتیون‌های کلسیم و منیزیم نسبت به یون‌های بی‌کربنات در آب زیرزمینی می‌باشد. بنابراین کلسیم و

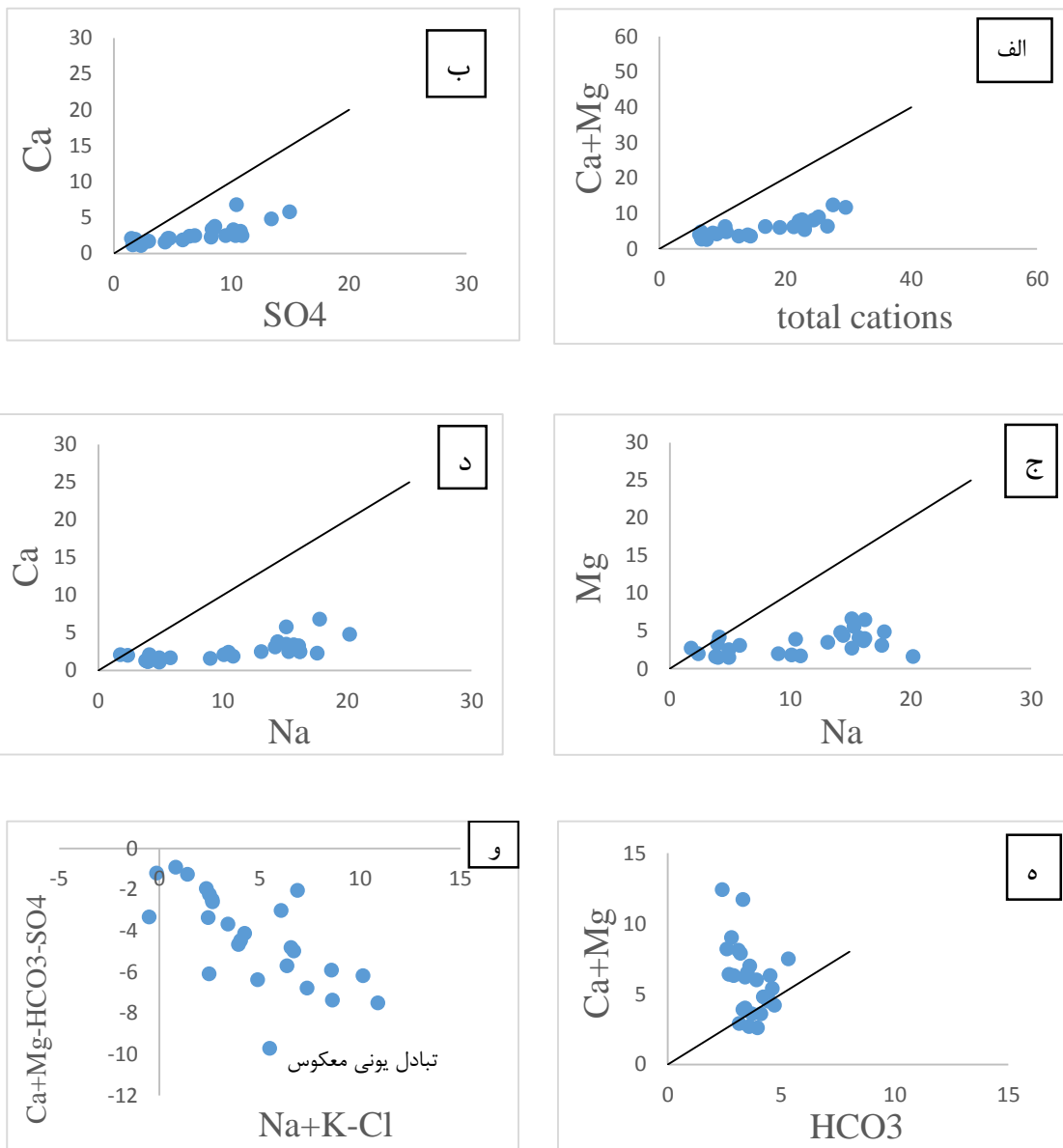
منیزیم از منبعی غیر از انحلال کربنات‌ها ایجاد شده‌اند. با توجه به حضور واحدهای تبخیری در منطقه، این کاتیون‌ها احتمالاً از هوازدگی ژیپس یا از طریق فرآیند تبادل یونی معکوس وارد آب زیرزمینی شده‌اند. همچنین تعدادی از نمونه‌ها روی خط تعادل و نزدیک به آن قرار می‌گیرند که نشان‌دهنده‌ی نقش انحلال کربنات‌ها برای تأمین این یون‌ها در نمونه‌های آب می‌باشد.

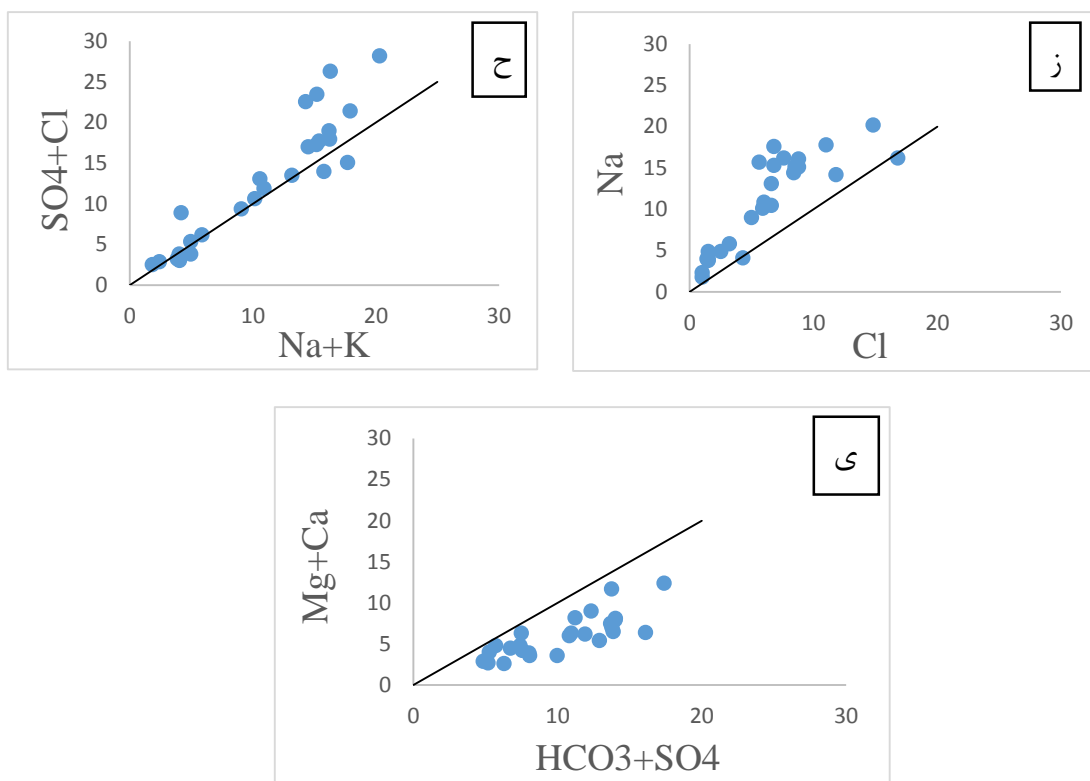
شکل ۴-۳۹- و، نشان می‌دهد که در تمام نمونه‌های آب، فرآیند تبادل یونی معکوس رخ داده است. این امر سبب افزایش مقدار یون سدیم در مقایسه با یون‌های کلسیم و منیزیم شده است. همچنین احتمالاً بخشی از یون سدیم در این نمونه‌ها مربوط به انحلال هالیت می‌باشد.

در شکل ۴-۳۹- ز، نمودار ترکیبی غلظت کلر در برابر سدیم رسم شده است. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود که اکثر نمونه‌ها بالای خط تعادل قرار می‌گیرند. این امر بیان‌گر فراوانی کاتیون سدیم در آب زیرزمینی و از منبعی غیر از انحلال کانی‌های تبخیری (مانند هالیت) می‌باشد، که فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی را می‌توان به عنوان مهم‌ترین منبع غیر از انحلال هالیت در نظر گرفت. چند نمونه روی خط تعادل قرار می‌گیرند که بیان‌گر در تعادل بودن یون سدیم و کلر است. همچنین مقدار نسبت یونی $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$ در این نمونه‌ها بیشتر از ۰/۵ می‌باشد که این امر بیان‌گر منبع دیگری جز انحلال هالیت برای کلر می‌باشد. با توجه به اینکه این که اکثر ایستگاه‌ها در پایین دست روستاها و مناطق مسکونی واقع شده‌اند، احتمالاً نشت فاضلاب‌های خانگی باعث افزایش غلظت کلر در این نمونه‌ها شده است.

در شکل ۴-۳۹- ح، نمودار پراکندگی مجموع غلظت سدیم و پتاسیم در برابر مجموع غلظت سولفات و کلر رسم شده است. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود، که اکثر نمونه‌ها روی خط تعادل (۱:۱) یا بالای آن قرار می‌گیرند. این امر بیان‌گر فراوانی آنیون‌های سولفات و کلر در آب زیرزمینی و منبعی غیر از انحلال کانی‌های تبخیری برای آنیون‌ها می‌باشد. با توجه به اینکه این ایستگاه‌ها در پایین دست مناطق مسکونی واقع شده‌اند، احتمالاً نشت فاضلاب خانگی باعث افزایش این آنیون‌ها در آب شده است.

در شکل ۴-۳۹-ی، نمودار پراکندگی مجموع بی‌کربنات و سولفات در برابر مجموع منیزیم و کلسیم رسم شده است. با توجه به این شکل تمام نمونه‌ها زیر خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند که این امر بیانگر افزایش میزان بی‌کربنات و سولفات نسبت به کلسیم و منیزیم در نمونه‌های مورد مطالعه است. با توجه به موارد ذکر شده قبلی، احتمالاً انحلال ژئوپس، انیدریت و کلسیت و همچنین نفوذ فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی منبع اصلی دو آنیون سولفات و کلر در مقایسه با کلسیم و منیزیم در نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد.





شکل ۴-۳۹- نمودارهای پراکندگی یون‌های اصلی (مقادیر بر حسب meq/l)

۹-۴- بررسی غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب مورد مطالعه

با توجه به رخنمون گسترده برخی از واحدهای سنگی (شیل، آهک، آندزیت) و احتمال حضور برخی منابع آلاینده (کشاورزی و تخلیه فاضلاب‌ها) در محدوده‌ی مورد مطالعه، در این پژوهش غلظت ۳ عنصر بالقوه سمی آرسنیک، کادمیم و سرب در ۱۰ نمونه آب اندازه‌گیری شد و روند تغییرات و منشأ احتمالی آنها مورد بررسی قرار گرفت در جدول ۴-۱۲، غلظت این عناصر و همچنین مقادیر استاندارد بهداشت جهانی برای مصارف شرب و نیز غلظت در آب‌های شیرین (WHO, 2011) آورده شده است.

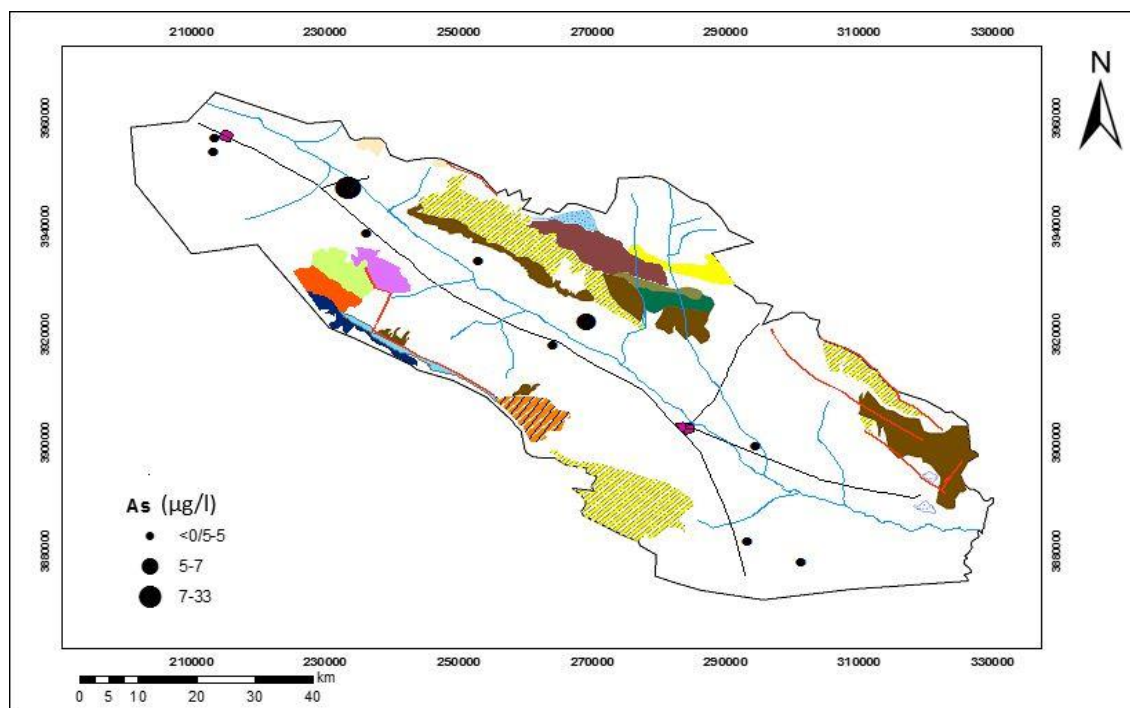
۹-۴-۱- آرسنیک

آب برگشتی کشاورزی مهم‌ترین منشأ آرسنیک در آب زیرزمینی است (Atafar et al., 2010). همچنین تحرک آرسنیک در محیط‌های قلیایی بالا است و آرسنیک به راحتی آبشویی شده و از سطح خاک به آب زیرزمینی منتقل می‌شود (Kabata-Pendias, 2011). در نمونه‌های مورد مطالعه بازه‌ی غلظت

آرسنیک کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (کمتر از ۵ میکروگرم بر لیتر) تا ۳۳ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به شکل ۴-۴۰، بالاترین غلظت آرسنیک مربوط به نمونه‌ی ۱۹ می‌باشد. این ایستگاه در نزدیکی واحدهای آتشفشانی قرار دارد و احتمالاً تحت تأثیر زمین‌شناسی منطقه غلظت آرسنیک در آن بالا است. در منابع آب زیرزمینی در جایی که کانی‌های سولفیدی و رسوبات ناشی از سنگ‌های آتشفشانی ته‌نشین می‌شوند، غلظت آرسنیک به طور چشمگیری افزایش می‌یابد. از عوارض آرسنیک بر سلامتی انسان می‌توان به اختلالات عصبی و بیماری‌های قلبی، بیماری آرسنوسیس، کاهش اشتها، تهوع، التهاب غشاهای مخاطی چشم، بینی و حنجره و همچنین سرطان پوست اشاره کرد (Rosado et al, 2007). غلظت آرسنیک در آب‌های شیرین به طور معمول ۱ میکروگرم بر لیتر و حداکثر غلظت مجاز آن برای مصارف شرب ۱۰ میکروگرم بر لیتر تعیین شده است (WHO, 2011). در این مطالعه همه‌ی نمونه‌های آب جز نمونه‌ی ۱۸ دارای غلظتی پایین‌تر از حداکثر مجاز هستند، بنابراین از لحاظ مصارف شرب مناسب می‌باشند.

جدول ۴-۱۲- غلظت عناصر بالقوه سمی در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه (واحدها بر حسب میکروگرم بر لیتر)

شماره نمونه	Pb	As	Cd
W۲	۱۶	۵	ND
W۳	۲۰	ND	ND
W۱۱	۴۰	ND	ND
W۱۳	۲۰	۷	ND
W۱۴	۵۰	ND	۶
W۱۵	۴۰	ND	ND
W۱۸	۹۰	ND	۷
W۱۹	۶	۳۳	ND
W۲۲	۱۴	ND	ND
W۲۳	۴۳	ND	۵
حداکثر	۹۰	۳۳	۷
حداقل	۶	۵	۵
میانگین	۳/۹	-	-
استاندارد (WHO, 2011)	۱۰	۱۰	۳
غلظت در آب‌های شیرین	۵	۱	۱
حد آشکارسازی دستگاه	۵	۵	۵

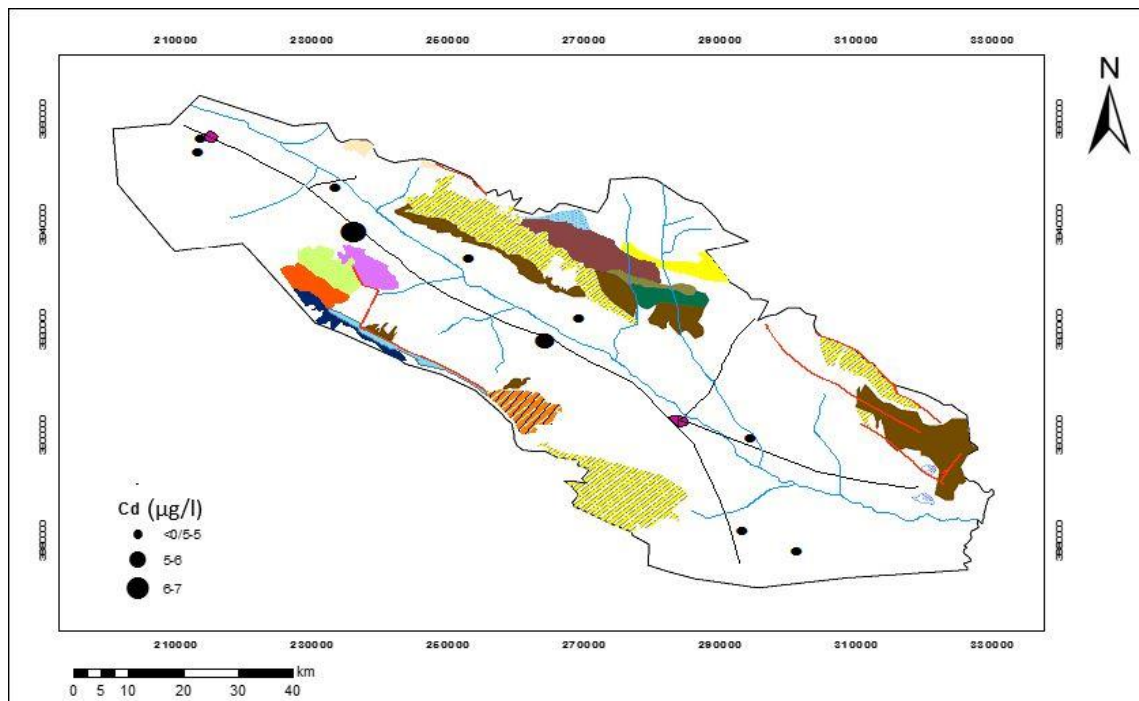


شکل ۴-۴- پراکندگی آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی

۴-۹-۲- سرب

واحدهای شیلی بالاترین پتانسیل انتشار سرب به محیط را دارند (Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007). زمین‌شناسی منطقه (رخنمون وسیع سازندهای واحدهای شیلی)، فعالیت‌های کشاورزی، کاربرد قابل توجه کودهای شیمیایی و تغذیه آبخوان به وسیله‌ی آب برگشتی کشاورزی، مهم‌ترین منشأهای وجود سرب در آب زیرزمینی است (Kabata-Pendias, 2011). در نمونه‌های مورد مطالعه بازه‌ی غلظت سرب بین ۶ تا ۹۰ میکروگرم بر لیتر و میانگین آن ۳۳/۹ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. در شکل ۴-۴، نقشه‌ی پراکندگی سرب در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام ارائه شده است. بر اساس این شکل، بالاترین غلظت سرب در ایستگاه ۱۸ مشاهده می‌شود. ایستگاه ۱۹ با pH قلیایی کمترین غلظت سرب را داراست. احتمالاً رخنمون وسیع سازندهای شیلی، مهم‌ترین عامل حضور عنصر سرب در نمونه‌های مورد مطالعه است. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی سرب در نمونه‌های آب، مشاهده می‌شود که غلظت سرب از منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه تقریباً روند یکسانی را دنبال کرده است و اندکی به

سمت شهر تربت جام افزایش پیدا کرده است. غلظت سرب در آب‌های شیرین ۵ میکروگرم بر لیتر و بیشترین غلظت مجاز آن برای مصارف شرب (۱۰ میکروگرم بر لیتر) تعیین شده است (WHO, 2011). بر این اساس تمام نمونه‌ها جز نمونه ۱۸ از لحاظ مصارف شرب نامناسب هستند. افزایش غلظت سرب در بدن باعث آسیب جدی مغزی مثل عقب ماندگی ذهنی، اختلالات رفتاری، مشکلات حافظه و تغییرات خلقی می‌شود. مهم‌ترین اثر سرب اختلال در نمو عصبی کودکان است، همچنین در بزرگسالان نیز فشار خون را افزایش می‌دهد (Embemmed et al, 2014).

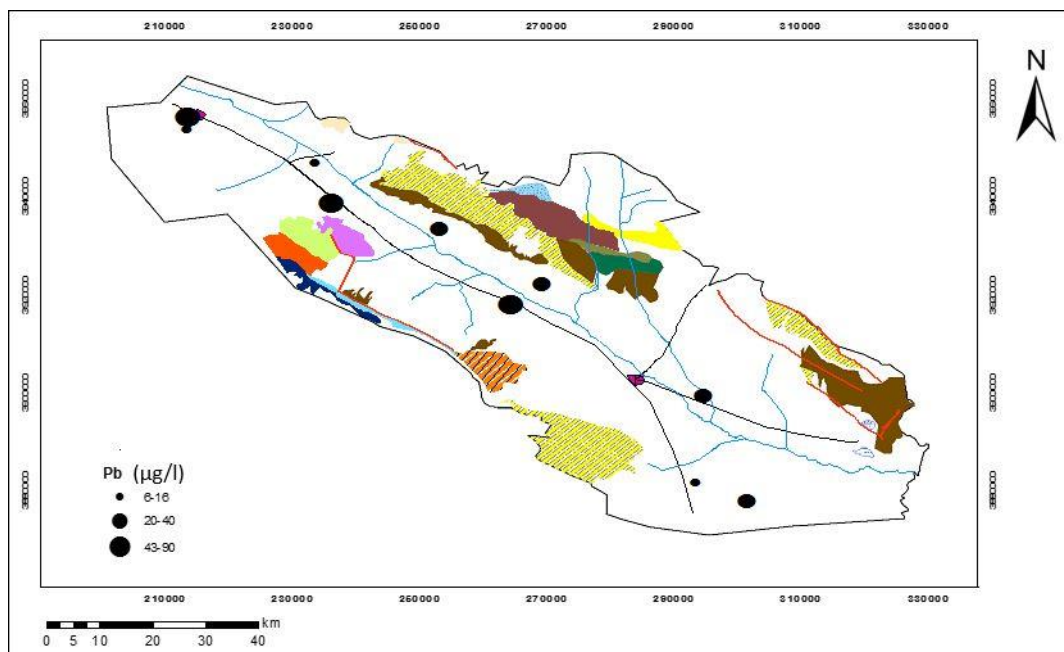


شکل ۴-۴۱- پراکندگی سرب در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

۴-۹-۳- کادمیم

کادمیم عنصری بسیار متحرک است و در مناطق با فعالیت گسترده‌ی کشاورزی از طریق کودهای شیمیایی و یا نشت از فاضلاب‌ها وارد منابع آب می‌شود. با این حال جذب کادمیم به وسیله‌ی کلوئیدهای خاک و قرارگیری آن در ساختار کربنات‌ها باعث تجمع کادمیم در خاک می‌شود و از آبشویی آن به منابع آب جلوگیری می‌کند (Kabata-Pendias, 20011). بازه‌ی غلظت کادمیم در منابع آب زیرزمینی

منطقه مورد مطالعه کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (۵ میکروگرم بر لیتر) تا ۷ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به (شکل ۴-۴۲)، بالاترین غلظت کادمیم مربوط به ایستگاه ۱۸ (روستای کلاته حاجی برات) که در اطراف آن بیشتر مزارع کشاورزی و همچنین سیستم دفع فاضلاب در آن به صورت چاه‌های جذبی است، مشاهده می‌شود. این امر نشأت فاضلاب خانگی را به درون آبخوان به همراه دارد. بنابراین در مناطق تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی (ایستگاه‌های ۱۴، ۱۷ و ۲۳) غلظت کادمیم بالاتر از سایر ایستگاه‌ها می‌باشد. pH خنثی تا قلیایی حاکم بر محیط دلیل کاهش تحرک و انحلال‌پذیری کادمیم است که در نهایت باعث کاهش غلظت آن در منابع آب زیرزمینی مورد مطالعه شده است. متوسط غلظت کادمیم در آب‌های شیرین ۱ میکروگرم بر لیتر و حداکثر غلظت مجاز آن در آب‌های آشامیدنی ۳ میکروگرم بر لیتر است (WHO, 2011). بر این اساس نمونه‌های (۱۴، ۱۷ و ۲۳) از نظر آشامیدن نامناسب هستند. افزایش غلظت کادمیم در بدن باعث ابتلا به سرطان ریه، مشکلات استخوانی، برونشیت، تضعیف سیستم ایمنی بدن و آسیب کلیوی، افزایش فشار خون و تصلب شرایین می‌شود (Babai et al., 2007).



شکل ۴-۴۲- پراکندگی کادمیم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

۴-۱۰- تحلیل آماری پارامترهای هیدروژئوشیمیایی

۴-۱۰-۱- ضریب همبستگی پیرسون

در این پژوهش از روش همبستگی پیرسون برای توصیف رابطه بین پارامترهای هیدروژئوشیمیایی استفاده گردید. به طور صریح می‌توان گفت پارامترهایی که $r > 0.7$ نشان می‌دهند به صورت همبستگی قوی، $0.5 < r < 0.7$ همبستگی متوسط و $r < 0.5$ همبستگی ضعیف در نظر گرفته می‌شوند (Oinam et al, 2012). با یک دید کلی می‌توان نتیجه گرفت که ضریب همبستگی بین پارامترها در نمونه‌های مورد بررسی در اکثر موارد مثبت و در بیشتر موارد بالاتر از 0.5 می‌باشد. این مطلب منشأ مشترک و خصوصیات ژئوشیمیایی مشابه پارامترها را نشان می‌دهد. با توجه به جدول ۴-۱۳، بیش‌ترین میزان همبستگی بین TDS و EC ($r=1$)، وجود دارد. همبستگی قوی بین سدیم و کلر ($r=0.936$) و سدیم و سولفات ($r=0.943$)، را می‌توان به انحلال‌هالیت و آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی نسبت داد (Srivastava and Ramanathan, 2007). همبستگی قوی بین پتاسیم و کلسیم ($r=0.718$) نشان دهنده منشأ مشترک این دو و فرایند انحلال کربنات‌ها می‌باشد. همبستگی قوی بین سولفات و کلر ($r=0.949$)، نشان‌دهنده منشأ مشترک (انحلال سازندهای تبخیری و نشت فاضلاب‌های خانگی) برای این دو آنیون می‌باشد (Helena et al, 2000). همبستگی مثبت و خوب بین کلسیم و منیزیم ($r=0.567$)، کلسیم و سدیم ($r=0.690$)، کلر و کلسیم ($r=0.542$)، سولفات و منیزیم ($r=0.622$) و سولفات و کلسیم ($r=0.811$)، بیان‌گر منشأ مشترک این یون‌ها و رخداد انحلال کربنات‌ها و هالیت می‌باشد همچنین همبستگی پایین نیترات با کلسیم ($r=0.314$)، منیزیم ($r=0.81$) و پتاسیم ($r=0.209$)، نشان‌دهنده منشأ متفاوت این یون و نقش فعالیت‌های انسانی در افزایش غلظت نیترات در برخی از ایستگاه‌ها می‌باشد. همبستگی خوب بی‌کربنات با pH ($r=0.404$)، نشان‌دهنده تأثیر pH بر بالا رفتن غلظت بی‌کربنات در منابع آب زیرزمینی مورد مطالعه است.

جدول ۴-۱۳- ضریب همبستگی پیرسون برای نمونه‌های مورد مطالعه

	Na	Mg	Ca	K	Cl	HCO ₃	SO ₄	EC	pH	NO ₃
Na	۱									
Mg	۰/۴۶۲*	۱								
Ca	۰/۶۹۰**	۰/۵۶۷**	۱							
K	۰/۵۷۳**	۰/۵۲۶**	۰/۷۱۸**	۱						
Cl	۰/۹۳۶**	۰/۵۴۲**	۰/۷۳۹**	۰/۶۸۸**	۱					
HCO ₃	-۰/۲۴۹	-۰/۲۳۷	-۰/۴۴۱*	-۰/۲۷۶	۰/۳۹۰*	۱				
SO ₄	۰/۹۴۳**	۰/۶۲۲**	۰/۸۱۱**	۰/۶۶۳**	۰/۹۴۹**	-۰/۳۸۰	۱			
EC	۰/۸۹۴**	۰/۵۹۵**	۰/۸۴۷**	۰/۶۹۱**	۰/۹۳۵**	-۰/۴۵۷*	۰/۹۶۵**	۱		
pH	-۰/۰۰۲	-۰/۲۴۵	-۰/۲۸۴	-۰/۰۱۱	۰/۵۵	۰/۴۰۴*	-۰/۰۷۷	-۰/۱۰۲	۱	
NO ₃	۰/۵۳۲**	۰/۰۸۱	۰/۳۱۴	۰/۲۰۹	۰/۶۰۳**	-۰/۱۴۳	۰/۵۴۱**	۰/۵۴۱**	۰/۳۳۱*	۱

* Correlation is significant at the 0/05 level (2-tailed)

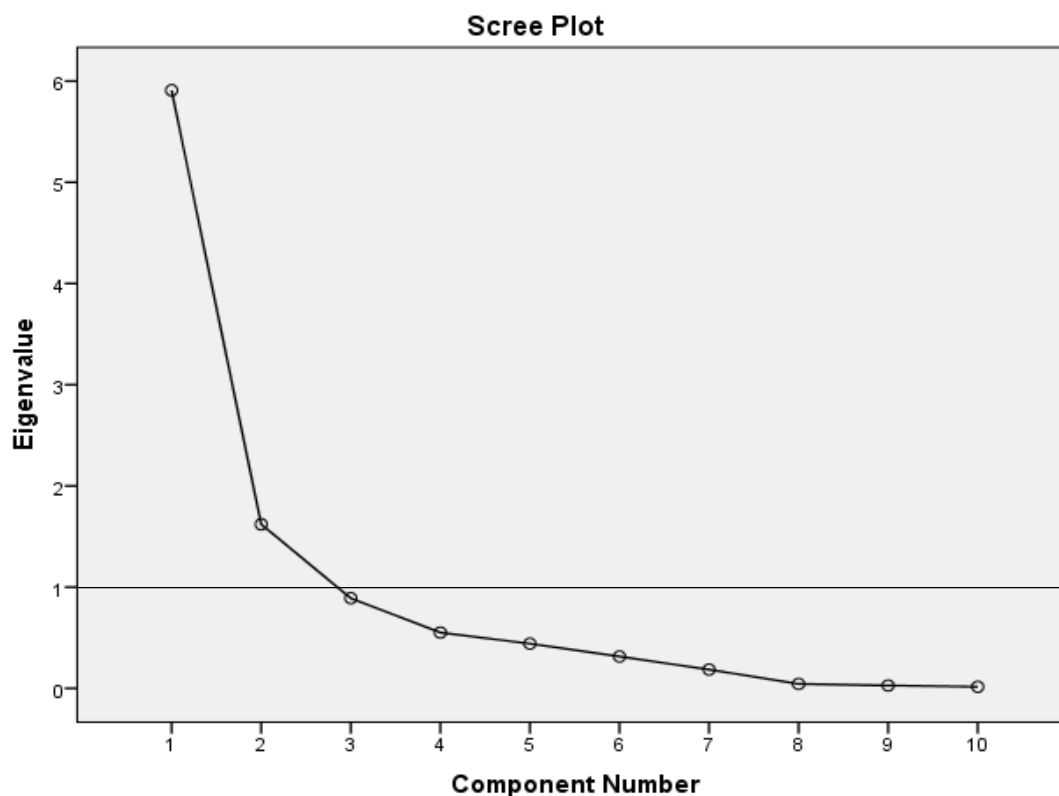
** Correlation is significant at the 0/01 level (2-tailed)

۴-۱۰-۲- تحلیل مؤلفه‌ی اصلی

بر طبق نتایج به دست آمده از به‌کارگیری روش تحلیلی مؤلفه‌ی اصلی بر روی نمونه‌های مورد مطالعه،

۱۰ مؤلفه از مجموعه‌ی داده‌ها استخراج شد که پس از چرخش این مؤلفه‌ها به روش Varimax، تعداد

۲ مؤلفه دارای مقادیر ویژه بالاتر از یک، به دست آمد (شکل ۴-۴۳).



شکل ۴-۴- مؤلفه‌های استخراج شده در روش PCA برای نمونه‌های آب زیرزمینی

مؤلفه اول ۵۹ درصد از کل واریانس‌ها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه، بارگذاری مثبت بین سدیم، منیزیم، کلسیم، پتاسیم، کلر و سولفات وجود دارد، که بیان‌گر منشأ مشترک آنها (انحلال تبخیری‌ها و فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی) در آب زیرزمینی منطقه می‌باشد. همچنین بارگذاری منفی و بالایی میان pH و این پارامترها وجود دارد، که نشان دهنده تأثیر معکوس افزایش pH بر مقدار این پارامترها در منابع آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه می‌باشد (جدول ۴-۱۴).

مؤلفه دوم ۴۱ درصد از کل واریانس‌ها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه بارگذاری مثبت و بالایی بین بی‌کربنات و نیترات با pH وجود دارد، که بیان‌گر نقش pH در بالا رفتن میزان بی‌کربنات در منابع آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت جام می‌باشد.

جدول ۴-۱۴ بارگذاری متغیرها در مؤلفه اول و دوم

Component Matrix^a

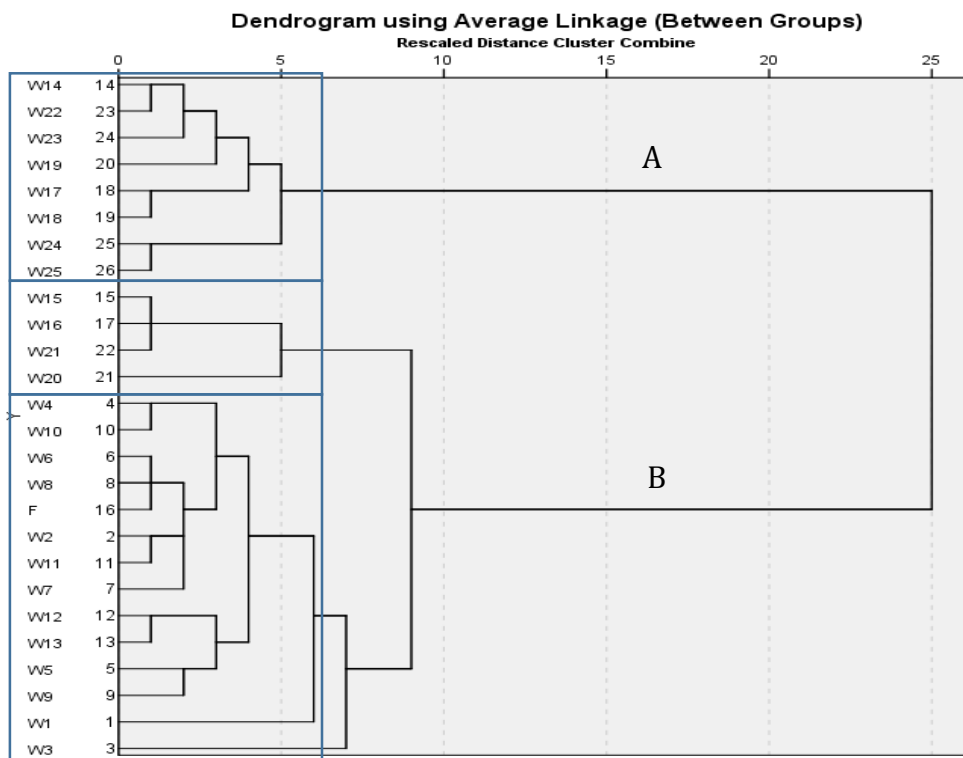
	Component		
	1	2	3
Na	.902	.199	-.003
Mg	.651	-.315	.446
Ca	.869	-.232	.056
K	.755	-.066	.349
Cl	.957	.188	-.038
HCO3	-.465	.486	.606
SO4	.976	.069	.010
EC	.979	.026	-.053
pH	-.112	.878	.162
NO3	.537	.613	-.411

Extraction Method: Principal Component Analysis.

a. 3 components extracted.

۴-۱۰-۳- خوشه‌بندی سلسله مراتبی

خوشه‌بندی سلسله مراتبی نمونه‌های مورد مطالعه نشان‌دهنده‌ی دو خوشه اصلی A و B می‌باشد. با توجه به (شکل ۴-۴۴)، مشاهده می‌شود که ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳ و F دارای تغییرات مشابه در غلظت پارامترهای هیدروشیمیایی و یون‌های اصلی هستند. این ایستگاه‌ها در منطقه تخلیه آبخوان قرار دارند و بنابراین در یک خوشه قرار می‌گیرند. ایستگاه‌های ۱۵، ۱۶، ۲۱ و ۲۰ نیز دارای تغییرات مشابهی می‌باشند. این ایستگاه‌ها تحت تأثیر زمین‌شناسی و فعالیت‌های کشاورزی در منطقه قرار دارند و تغییرات مشابهی را از نظر غلظت پارامترهای هیدروشیمیایی و یون‌های اصلی دارا هستند. ایستگاه‌های ۱۴، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۲، ۲۳، ۲۴ و ۲۵ در منطقه تغذیه آبخوان واقع شده‌اند و تغییرات مشابهی را از نظر پارامترهای هیدروشیمیایی و یون‌های اصلی دارند، بنابراین در یک خوشه قرار می‌گیرند. این ایستگاه‌ها بیشتر تحت تأثیر نشت فاضلاب شهری و روستایی و پساب‌های کشاورزی می‌باشند.



شکل ۴-۴- خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی ایستگاه‌های نمونه‌برداری

فصل پنجم: نتیجه گیری و پیشنهادها

محدودیت منابع آب از نظر کمی از یک سو و کاهش کیفیت و آلودگی روزافزون آبها (از طریق فعالیت‌های صنعتی، شهرنشینی و کشاورزی) از سوی دیگر لزوم پیش‌گیری از آلودگی منابع آب را اجتناب‌ناپذیر می‌سازد. امروزه به دلیل کمبود آب در کشور به خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک، مدیریت بهینه و استفاده صحیح از این منابع لازم و ضروری است. در مناطق خشک و نیمه‌خشک با توجه به کمبود منابع آب سطحی و نیز هدر رفتن آنها، مهم‌ترین منبع تأمین آب برای مصارف گوناگون منابع آب زیرزمینی می‌باشد. دشت فریمان- تربت‌جام در جنوب شرقی استان خراسان رضوی قرار گرفته است و از نظر منابع آب سطحی دارای محدودیت می‌باشد و در واقع آب زیرزمینی برای مصارف مختلف در این دشت از اهمیت زیادی برخوردار است. یکی از مشخصات بارز این منطقه وجود واحدهای سنگ‌شناسی مختلف (شامل واحدهای شیلی، تبخیری، آهکی و سنگ‌های آتشفشانی) می‌باشد. از سوی دیگر در این منطقه فعالیت‌های کشاورزی به طور گسترده انجام می‌شود و تراکم جمعیت آن نیز بالا است. هدف از این مطالعه بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی و ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی و همچنین تأثیر عوامل طبیعی و انسان‌زاد بر ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی می‌باشد. برای این منظور تعداد ۲۶ نمونه آب با پراکندگی مناسب از منابع آب زیرزمینی دشت (چاه‌ها و قنات‌ها) برداشت گردید. غلظت یون‌های اصلی، پارامترهای فیزیکوشیمیایی و غلظت برخی عناصر بالقوه سمی (As, Pb و Cd) در نمونه‌های برداشت شده اندازه‌گیری گردید. در نهایت با استفاده از نرم‌افزارهای مختلف، ترسیم نقشه‌های پراکندگی و روش‌های آماری چند متغیره نتایج به دست آمده مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. در این فصل نتایج به دست آمده به طور خلاصه مورد بررسی قرار می‌گیرد.

۵-۲- نتایج حاصل از مطالعات مربوط به هیدروژئوشیمی نمونه‌های مورد مطالعه

۱- pH نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده‌ی $7/2-8/3$ قرار دارد. که به دلیل حضور سازندهای آهکی در منطقه است. pH پایین‌تر نمونه‌های مربوط به چاه‌های واقع در بخش‌های شرقی و جنوبی دشت و

همچنین نمونه‌های مربوط به چاه‌های کم عمق در مقایسه با چاه‌های با عمق بیشتر، احتمالاً به دلیل آمیختگی مواد شیمیایی و آلی مورد استفاده در کشاورزی با آب چاه‌ها می‌باشد.

۲- هدایت الکتریکی نمونه‌های مورد مطالعه بین ۴۱۴۰-۶۴۵ میکروزیمنس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند. مقادیر این پارامترها در چاه‌های واقع در بخش جنوب شرقی (منطقه تخلیه)، در مقایسه با چاه‌های بخش شمال غربی (منطقه تغذیه)، بالاتر است، که به دلیل حضور سازندهای شیلی، تبخیری و افزایش زمان ماندگاری آب می‌باشد. همچنین هدایت الکتریکی بالاتر در چاه‌های کم عمق در مقایسه با چاه‌های با عمق بیش‌تر را می‌توان به تغذیه آبخوان به وسیله‌ی پساب برگشتی کشاورزی نسبت داد.

۳- مقدار جامدات حل شده‌ی کل نمونه‌های مورد مطالعه بین ۲۴۸۰-۳۸۷ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند. مقادیر این پارامتر در چاه‌های واقع در جنوب شرقی دشت نسبت به بخش‌های شمال غربی بالاتر است. که به دلیل انحلال سازندهای تبخیری و انحلال کربنات‌ها می‌باشد. مقدار جامدات حل شده‌ی کل همزمان با افزایش عمق چاه‌ها افزایش یافته است، که احتمالاً به دلیل تأثیر سازندهای شیلی و تبخیری بر کیفیت آب زیرزمینی می‌باشد.

۴- غلظت نیترات در نمونه‌های مورد مطالعه از منطقه تغذیه (شمال غربی) به سمت منطقه تخلیه (جنوب شرقی)، کاهش می‌یابد. غلظت بالای نیترات در نمونه‌های مربوط به چاه‌های واقع در بخش تغذیه را می‌توان به تراکم فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از انواع کودها و سموم در زمین‌های کشاورزی نسبت داد. همچنین غلظت نیترات در چاه‌های کم عمق به دلیل تغذیه آبخوان با آب برگشتی کشاورزی، بیش‌تر است.

۵- غلظت کاتیون‌ها (سدیم، کلسیم، منیزیم و پتاسیم) و آنیون‌های اصلی (به جز بی‌کربنات) در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه از محل تغذیه (شمال و شمال غرب) به سمت محل تخلیه (جنوب شرق) روند افزایشی نشان می‌دهد. عوامل طبیعی به ویژه انحلال تبخیری‌ها و فعالیت‌های انسان مانند فعالیت‌های کشاورزی و نیز تخلیه فاضلاب خانگی به محیط موجب بالا رفتن غلظت یون‌های

سدیم، کلر و سولفات شده است. مقدار آنیون بی‌کربنات از منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه کاهش یافته است. این امر احتمالاً ناشی از pH قلیایی نمونه‌های برداشت شده این بخش از منطقه تغذیه می‌باشد.

۶- نتایج بررسی نمودارهای پایپر، دروو و استیف نشان می‌دهد که تیپ آب از سمت منطقه تغذیه به تخلیه از کربناته به کلروره و سپس سولفات‌ها تغییر پیدا کرده است. رخساره آب برای تمام نمونه‌ها سدیک می‌باشد. کربناته بودن تیپ آب در منطقه تغذیه به دلیل انحلال سازندهای آهکی و دولومیتی می‌باشد. کلروره و سولفات‌ها بودن تیپ آب در بخش‌های شرقی و جنوبی دشت به دلیل انحلال سازندهای ژئوسپی و نشت فاضلاب خانگی و کشاورزی به درون آبخوان می‌باشد. همچنین سدیک بودن رخساره‌ی آب در تمام نمونه‌ها به دلیل انحلال سازندهای شیلی و تبخیری است.

۷- نتایج حاصل از نسبت‌های یونی نیز رخداد انحلال هالیت و دولومیت را در سیستم آب زیرزمینی منطقه نشان می‌دهد.

۸- براساس محاسبه‌ی شاخص اشباع نیز مشخص گردید، آب زیرزمینی تقریباً نسبت به کانی‌های آراگونیت، کلسیت و دولومیت حالت اشباع دارد و نسبت به کانی‌های هالیت و ژئوسپ تحت اشباع می‌باشد. بنابراین انحلال کربنات‌ها و سازندهای تبخیری بیش‌ترین تأثیر را بر شیمی آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام دارد.

۹- از شاخص شوری، نسبت جذب سدیم، درصد سدیم، خطر منیزیم و نمودار ویلکاکس برای بررسی کیفیت منابع آب زیرزمینی جهت مصارف کشاورزی استفاده شد. براساس شاخص شوری تقریباً اکثر نمونه‌ها در رده‌ی با شوری متوسط تا بالا قرار می‌گیرند. بر اساس خطر منیزیم نیمی از نمونه‌ها برای آبیاری مناسب هستند. بر اساس نمودار ویلکاکس نیز اکثر نمونه‌ها در رده‌ی با شوری بالا قرار می‌گیرند و برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط تا بالا مناسب هستند.

۱۰- محاسبه‌ی شاخص کیفیت آب برای نمونه‌های مورد مطالعه نشان داد که منابع آب زیرزمینی از نظر مصارف شرب در گستره‌ی خوب تا خیلی ضعیف متغیر می‌باشند.

۱۱- با توجه به ارزیابی آب برای مصارف صنعتی، نیمی از نمونه‌ها دارای خاصیت خوردگی و نیمی از نمونه‌ها دارای خاصیت رسوب‌گذار هستند و این امر نامناسب بودن کیفیت آب زیرزمینی این منطقه را برای صنایع گوناگون بیان می‌کند.

۱۲- به طور کلی غلظت آرسنیک، در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام، به جز در ۳ نمونه، کمتر از مقدار غلظت در آب‌های شیرین است. احتمالاً به دلیل pH قلیایی در این نمونه غلظت آرسنیک بالا می‌باشد. همچنین ایستگاه‌هایی که غلظت آرسنیک آن‌ها بالاتر است، در نزدیکی واحدهای آتشفشانی قرار دارد و تحت تأثیر زمین‌شناسی منطقه غلظت آرسنیک در آن‌ها افزایش یافته است. همچنین غلظت کادمیم در ۳ نمونه بالاتر از حد استاندارد است. این مناطق تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی هستند، لذا غلظت کادمیم در آن‌ها بالا می‌باشد. در مورد سرب، میزان آن در تمام نمونه‌ها بالاتر از استاندارد مجاز برای آب آشامیدنی می‌باشد. منشأ سرب مربوط به زمین‌شناسی منطقه (واحدهای شیلی) و نفوذ فاضلاب‌های خانگی می‌باشد.

۱۳- بر طبق نتایج حاصل از روش تحلیل مؤلفه‌ی اصلی، تعداد ۲ مؤلفه از داده‌ها استخراج گردید. بالاترین درصد واریانس مربوط به مؤلفه‌ی اول است. در این مؤلفه، بارگذاری مثبت و بالایی بین سدیم، منیزیم، کلسیم، پتاسیم و کلر با هدایت الکتریکی وجود دارد. که بیان‌گر نقش این آنیون و کاتیون‌ها در مقدار هدایت الکتریکی و منشأ آن‌ها (انحلال سنگ میزبان و فاضلاب‌های خانگی) در آب زیرزمینی منطقه می‌باشد. مؤلفه دوم ۴۱ درصد از کل واریانس‌ها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه بارگذاری مثبت و بالایی بین بی‌کربنات و نیترات با pH وجود دارد، که بیان‌گر نقش pH در بالا رفتن میزان بی‌کربنات در منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت‌جام می‌باشد.

۵-۳- پیشنهادهایی برای مطالعات آتی

- در این مطالعه هیدروژنوشیمی زیست‌محیطی منابع آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام بررسی شد و به منظور تکمیل این پژوهش پیشنهادهایی ارائه گردید:
- ۱- بررسی خاک‌های منطقه از نظر غلظت عناصر بالقوه سمی
 - ۲- مطالعه‌ی کیفیت آب زیرزمینی در دو فصل خشک و تر و بررسی تغییرات پارامترهای هیدروژنوشیمیایی و غلظت عناصر بالقوه سمی
 - ۳- مطالعه‌ی کیفیت آب از نظر آلودگی‌های میکروبی و بیولوژیکی
 - ۴- مطالعه‌ی کیفیت آب از نظر آلودگی‌های آلی
 - ۵- بررسی گونه‌های احتمالی عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب و ارزیابی خطر سلامتی

منابع فارسی:

-افتخارنژاد، ج، علوی نائینی، م، بهروزی، ا، " نقشه‌ی ۱:۲۵۰۰۰۰ چهارگوش تربت‌جام"، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.

-افتخارنژاد، ج، علوی نائینی، م، بهروزی، ا، "نقشه‌ی ۱:۲۵۰۰۰۰ چهارگوش تربت‌حیدریه"، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.

- جهاد کشاورزی شهرستان تربت‌جام (۱۳۹۵)، "گزارش سال زراعی ۹۵-۱۳۹۴".

- اداره آب منطقه‌ای شهرستان تربت‌جام (۱۳۹۵) "گزارش مهندسين مشاور".

- سازمان هواشناسی شهرستان تربت‌جام (۱۳۹۵) "گزارش آب‌وهوای منطقه ۹۵-۱۳۸۰".

References

- Aghazadeh, N., Chitsazan, M., Golestan, Y. (2006). "Hydrochemistry and quality assessment of groundwater in the Ardabil area, Iran". *Appl water Sci.*
- Alam, M., Rais, S., Aslam, M. (2012). "Hydrochemical investigation and quality assessment of groundwater in rural areas of Dehli-India". *Environ Earth., Sci*, 66:97-110
- Atta, M., and Yaacob, W. (2014). "The potential impact of leachate-contaminated Groundwater of an ex-landfill site at Taman Beringin Kuala Lumpur, Malaysia". *Environ Earth Sci.*
- Atafar, Z., Mesdaghinian, A., Nouri, J., Homae, M., Yunesian, M., Ahmadimoghaddam, M., Mahvi, A.H. (2010). "Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration". *Environmental Monitoring and Assessment.*, Vol. 160, pp. 83-89.
- Babai, y., Alavi Moghaddam, M., Qasemzadeh, F., Arbabzvar, M.H. (2007). "Arsenic contamination of groundwater in the Kashmar Koohsorkh". *Environmental Science and Technology.* 10(3):31-5.
- Bohlke, J.K. (2002). "Groundwater recharge and agricultural contamination". *Hydrogeol.*, 10:153-179.
- Bouwer, H. (1978), "Groundwater hydrology McGraw Hill". Inc.
- Bu, H.X., Tan, S., Zhang, Q. (2010). "Temporal and spatial variations of water quality in the jinshui River of the South Qinling Mts. China *Ecotoxicol*". *Environ safety.*, 73:907-913.
- Burkart, M.R., & Kolpin, D.W. (1993). "Hydrologic and land use factors associated with herbicides".
- Dixit, S., Gupta, S.K., Tiwari, S. (2005). "Nutrients overloading of a freshwater lake in Bhopal, India". *Electron Green.*, J 21:2-6.
- Dragon, K. (2006), "Application of factor analysis to study contamination of a semi-confined aquifer (Wielk opolska Buried valley aquifer, Poland)", *Journal of Hydrology.* 33:272-279.
- Deutsch, W.J. (1997), "Groundwater geochemistry: fundamentals and application to contamination". CRC Press., Boca Raton.
- Emhemmed, A., Khadija, A., Abulnabi, B. (2014). "Concentration of Heavy Metals in underground water wells in Gharian district, Libya. "International Conference on Agricultural, Ecological and Medical Sciences.

- Fetouani, S., Sbaa, M., Vanclooster, M., and Bendra, B. (2008). "Assessing groundwater quality in the irrigated plain of Triffa (North-East Morocco)". *Agricultural Water Management.*, 95: 133-142.
- Gibbs, R.J. (1970). "Mechanism controlling world water chemistry Sciences". 170: 795–840.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J. M., & Fernandez, L. (2000), "Temporal evolution of groundwater".
- Hem, J.D. (1975). "Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, second edition [J]". *U.S. Geol. Water Supply Paper.*, 1473, 363.
- Hem, J.D. (1985). "Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water". *US Geological Survey Water-Supply Paper 2254.*, 3rd edn, 263.
- Hem, J. D. (1989). "The study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters (3rd ed.)". *US Geological Survey.*
- Hounslow, A. (1995). "Water quality data: analysis and interpretation. CRC perss.
- Hudak, P.F. (2000). "Regional trends in nitrate content of Texas groundwater". *Journal of Hydrology*. 228:37-47.
- Jalali, M. (2009). "Groundwater geochemistry in the Alisadr, Hamadan, western Iran". *Environ Monit Assess.* 166:359-369.
- Jalali, M. (2010). "Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan Hamedan, Iran". *Environ Geol.* 56:1479-1488.
- Jayaprakash, M., Giridharan, L., Venugopal, S., Krishna Kumar, S.P., Periyakali, P. (2008). "Characterization and evaluation of the factors affecting the geochemistry of groundwater in Neyveli, Tamil Nadu, India". *Environ Geol* 54(4):855–867.
- Jin Kim, M., Nriagu, J., Haack, Sh. (2002). "Arsenic species and chemistry in groundwater of southeast Michigan". *Environmental Pollution* 120:379–390.
- Kabata-pendias, A. (2011). "Trace elements in soils and plants". 4rd ed, CRC Press. Boca Raton., pp. 534.
- Kabata-pendias, A., Mukherjee, A.B. (2007). "Trace elements from soil to human". *Springer-Verlag Berlin Heidelberg.*, pp. 561.
- Kelly, W.R. (1997), "Heterogeneities in ground-water geochemistry in a sand aquifer beneath an irrigated field". *J Hydrol* 198:154–176.
- Krishna Kumar, S., Logeshkumaran, A., Magesh, N.S., Godson, S., Chandrasekar, N. (2015), "Hydro-geochemistry and application of water quality index (WQI) for groundwater quality assessment, Anna Nagar, part of Chennai City, Tamil Nadu, India". *Appl Water Sci*, 5:335–343.

- Kumar, M., Kumari, K., Ramanathan, A.L., Saxena, R. (2007). "A comparative evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in two agriculture dominated districts of Punjab, India". *Environ Geol.*, 53:553–574.
- Langaneger, O. (1987). "Groundwater quality an important factor for selecting hand pumps". BP 1850, 01 Abidjan., Cote d'Ivoire.
- Liu, C.W., Lin, K.H., & Kuo, Y.M. (2003). " Application of factor analysis in the assessment of ground water quality in a blackfoot disease area in Taiwan". *Science of the Total Environment.*, 313:77–89.
- Machender, G., Dhakate, R., Narsimha, M., Panduranga, P. (2013). "Hydrogeochemical characteristics of surface water (SW) and groundwater (GW) of the Chinnaeru River basin, northern part of Nalgonda District, Andhra Pradesh, India". *Environ Earth Sci.*
- Marie, A., and Vengosh, A. (2001). "Sources of Salinity in Groundwater from Jericho area, Jordan Valley". *Ground Water.*, 39(2): pp.240-248.
- Marimon, M., P. C., Roisenberg, A., Suhogusoff, A. V., & Viero, A. P. (2013). Hydrogeochemistry and statistical analysis applied to understand fluoride provenance in the Guarani Aquifer System, Southern Brazil. *Environmental geochemistry and health.*, 35(3),391-403.
- Mencio, A., Mas-Pla, J. (2008). "Assessment by multivariate analysis of groundwater-surface water interactions in urbanized Mediterranean streams". *Journal of Hydrology.*, 352: 355-366.
- Mills, B. (2003). "Interpreting Water Analysis for Crop and Pasture [Z]". File No. FS0334, DPI's Agency for Food and Fiber Sciences, Toowoomba.
- Nagarajah, S., Emerson, B.N., Abeykoon, V., Yogalingam, S. (1988). "Water quality of some wells in Jaffna and killinochchi with special reference to nitrate pollution". *Tropical Agriculture.*, 44:61–73.
- Nas, B., Berktaç, A., (2006). "Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective". *Journal of Environmental Management.*, 79:30–37.
- Oinam, J. D., Ramanathan, A.L., and Jayalakshmi, S.G., (2012). "Geochemical and statistical evaluation of groundwater in Imphaland Thoubal district of Manipur, India". *J. Asian Earth Sci.*, 48: 136-149.
- Piper, A.M., (1944). "A graphical interpretation of water—analysis". *Trans Am Geophys Union.*, 25:914–928.
- Prabha, Sh., Kumar, M., Kumar, A., Pallvai, D., Ramanathan, A.L., (2013). "Impact assessment of textile effluent on groundwater quality in the vicinity of Tirupur industrial area, southern India". *Environ Earth Sci.*

- Pu, J. Yuan, D., Zhang, C., & Zhao, H. (2013). "Hydrogeochemistry and possible sulfate sources in karst groundwater in Chongqing, China". *Environmental Earth Sciences.*, 68(1):159-168.
- Ragunath, H.M. (1987). "Groundwater [M]". pp. 563. Wiley Eastern, New Delhe.
- Raju, N.J., Ram, P., & Dey, S. (2009). "Groundwater quality in the Lower Varuna River Basin, Varanasi District, Uttar". *Pradesh. J. Geol Soc India.*, 73:178–192.
- Rajmohan, N., Elango, L. (2004). "Identification and evolution of hydrogeochemical processes in the groundwater environment in an area of the Palar and Cheyyar River Basins, Southern India". *Environ Geol.*, 46:47–61.
- Ravikumar, P, Somashekar, R.K, Angami, M. (2011). "Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnataka State, India". *Environ Monit Assess.*, 173:459–487.
- Ravikumar, P., & Somashekar, R.K. (2011). "Geochemistry of groundwater, Markandeya River Basin, Belgaum district, Karnataka State, India". *Chin. J. Geochem.*, 30:051–074.
- Rafique, T., Naseem, S., Bhangar, M.I., Usmani, T.H. (2008). "Fluoride ion contamination in the groundwater of Mithi sub-district, the Thar Desert, Pakistan". *Environmental Geology.*, 56: 317–332.
- Ramakrishna, (1998). "Groundwater, Handbook, India".
- Rubio, B., Nombela, M.A., Vilas, F. (2000). "Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain)": an assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin.*, 40: 968-980.
- Rosado, J.L., Ronquillo, D., Kordas, K., Rojas, O., Alatorre, J., Lopez, P. (2007). "Arsenic exposure and cognitive performance in Mexican schoolchildren". *Environmental health perspectives.* 115(9):1371.
- Sawyer, C.N., & McCarty, P.I. (1967). "Chemistry of sanitary engineers (2nd ed., p. 518). New York". McGraw- Hill.
- Sekin, G., Yilmaz, T., Sari, B., Cagatyan, B. (2010). "Groundwater hydrochemistry at the Mediterranean coastal plains - The case of Silifke, Turkey". *Desalination.*, 253:164–169.
- Sing, N., Sing, R.P., Kamal, V., Sen, R., Mukherjee, S. (2015). "Assessment of hydrogeochemistry and the quality of groundwater in 24-Parganas districts, West Bengal". *Environ Earth Sci.*, 73:375–386.
- Srinivas, Y., Hudson Oliver, D., Stanley Raj, A., Chandrasekar, N. (2013). "Evaluation of groundwater quality in and around Nagercoil town, Tamil Nadu, India: an integrated geochemical and GIS approach". *Appl Water Sci.*, 3:631–651.

- Srivastava, S.K., Ramanathan, A.L. (2007). "Geochemical assessment of groundwater quality in vicinity of Bhalswa landfill, Delhi, India, using graphical and multivariate statistical methods". *Environmental Geology*, 53: 1509-1528.
- Spalding, R.F., Exner, M.E. (1993). "Occurrence of nitrate in groundwater-a review". *Journal of Environmental Quality*. 22: 392- 402.
- Stallard, R. F., & Edmond, J. M. (1987). "Geochemistry of the Amazon 3. Weathering chemistry and limits to dissolved inputs". *Journal of Geophysics Research*., 92: 8293–8302.
- Subba Rao, N. (2006). "Seasonal variation of groundwater quality in a part of Guntur district, Andhra Pradesh, India". *Environ Geol.*, 49:413–429
- Sundaray, S.K., Nayak, B.B., Bhatta, D. (2009). "Environmental studies on river water quality with reference to suitability for agricultural purposes: Mahanadi river estuarine system, India – a case study". *Environ Monit Assess.*, 155:227–243.
- Tiwari, S.K., Bartarya, S.K., Rai, S.K., Gupta, K., Asthana, A.K.L. (2016). "Isotopic and geochemical studies of groundwater from the Ramganga basin and the middle Ganga Plains: implication for pollution and metal contamination". *Environ Earth Sci.*, 75:1170.
- Tlili-Zrelli, B., Azaza, F.H., Gueddari, M., Bouhlila, R. (2012). "Geochemistry and quality assessment of groundwater using graphical and multivariate statistical methods. A case study: Grombalia phreatic aquifer (Northeastern Tunisia)". *Arabian Journal of Geosciences.*, 6: 3545-3561.
- Todd, D. K. (1980). *Groundwater hydrology*. New York: Wiley. United States Salinity Laboratory. *Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils*. Washington: US Department of Agriculture.
- Umar, A., Umar, R., & Ahmad, M.S. (2001). "Hydrogeological and hydrochemical framework of regional aquifer system in Kali-Ganga sub-basin, India". *Environmental Geology*., 40(4–5): 602–611.
- USGS, (2000). *Classification of natural ponds and lakes*. US Department of the Interior, US Geological Survey, Washington DC.
- Venkatramanan, S., Ramkumar, T., Anithamary, I. (2012). "A statistical approach on hydro geochemistry of groundwater in Muthupet coastal region, Tamil Nadu, India". *Carpathian J Earth Environ Sci.*, 7:47–54.
- Venkatramanan, S., Ramkumar, T., Gnanachandrasamy, G., Vasudevan, S., Lee, S.Y. (2015). "Application of GIS and hydrogeochemistry of groundwater pollution status of Nagapattinam district of Tamil Nadu, India". *Environ Earth Sci.*, 73:4429–4442.
- Wilcox, L.V. (1955). "Classification and use of irrigation waters". In USDA, Circular 969 [Z]., Washington, DC, USA.

-World Health Organization [WHO], (2011). Guidelines for drinking-water quality (4th ed., Vol. 1: Recommendations). Geneva: World Health Organization.

-Zhang B. Song X. Zhang Y. Han D. Tang C. YU, Y., & Ma Y. (2012). "Hydrochemical characteristics and water quality assessment of surface water and groundwater in Songnen plain, Northeast China". *Water Res.*, 46: 2737-2748.

Abstract

In Fariman-Torbat Jam plain, groundwater is the most important water resource for drinking, agriculture and industry useage. In this study, factors affecting the quality of groundwater in Fariman-Torbat Jam plain have been investigated. For this purpose, twenty-six groundwater samples were collected. Major ion concentration, nitrate content, TDS value, and potentially toxic elements concentrations were determined using standard methods. The mean concentrations of sodium, calcium, magnesium and potassium in the water samples were 250.3, 53.2, 40.2 and 2.1 mg/liter, respectively. The average concentrations of bicarbonate, sulfate and chloride were 222.1, 321.7 and 220.3 mg/l, respectively. The average concentration of nitrate in the studied samples was 12.1 mg/l. The average concentrations of Pb, As and Cd were 33.9, 4.5, and 1.8 µg/l, respectively. The concentration of Pb in groundwater samples of Fariman-Torbat Jam plain is higher than the average concentration in fresh waters. However the concentration of Cd and As in most of the samples is less than the average concentration in fresh waters. Saturation index values showed that groundwater is in equilibrium with carbonate minerals (calcite, dolomite and aragonite). Also, the calculation of ion ratios indicated that evaporation and dissolution are two major processes in the aquifer. Based on the calculation of salinity index, most of the samples are placed in moderate salinity class. Wilcox plot also showed that most of the samples are classified as medium to high salinity waters; thus they are suitable for irrigation of products with moderate to high salinity tolerance. On the basis of the water quality index values, the quality of groundwater samples for drinking varied from suitable to very weak. Calculation of Langelier Index indicated that the samples are not suitable for industrial applications.

Keywords: Groundwater, Fariman-Torbat Jam plain, Hydrogeochemistry, water quality



Shahrood University Technology

Faculty of Earth Sciences

M.Sc. Thesis in Environmental Geology

Environmental Hydrogeochemistry of Groundwater Resources in fariman-
Torbat Jam plain

By: Samira Azimiyan

Supervisors: Dr. Giti Forghani Tehrani

Advisor: Yusef Akhtari

February 2018