

سید محمد



دانشکده علوم زمین

پایان نامه کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی

بررسی اثرات کشاورزی بر شیمی آبخوان الشتر، استان لرستان

نگارنده: فاطمه ندری

استاد راهنما:

دکتر هادی جعفری

بهمن ۱۳۹۵

تقدیم بہ پدرم

کوہی استوار و حامی من در طول تمام زندگی

تقدیم بہ مادرم

سنگ صوری کہ الفبای زندگی بہ من آموخت

شکر و قدردانی

پاس بی کران پروردگار یکتا را که هستی مان بخشید و به طریق علم و دانش رهنمونان شد و به همنشینی رهروان علم و دانش
مستخرمان نمود و خوشه چینی از علم و معرفت را روزیایان ساخت. بر خود لازم می دانم در نهایت خلوص و فروتنی از استاد
فریخته ام جناب آقای دکتر مهدی جعفری که پیمودن این راه را با وسعت نظر و رهنمودهای مفید ممکن ساختند؛ شکر و
قدردانی نمایم و تمامی زحمات بی دریغشان را برای همیشه به خاطر خواهم سپرد. در ادامه از کلیه اساتید ارجمند در طول دوره
تحصیل آقای دکتر غلامحسین کرمی و آقای دکتر رحیم باقری قدردانی و شکر می نمایم.

در پایان از تمامی دوستانم به خصوص زیبا عربی جوانمرد، شگوفه امرایی، زهرا بوسلیک و فاطمه باقری که به هر نحو در تدوین این
تحقیق یاری رسانده اند، کمال شکر دارم.

فاطمه ندری

بهمن ۱۳۹۵

تعهد نامه

اینجانب **فاطمه ندری** دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته **هیدروژئولوژی** دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه **بررسی اثرات کشاورزی بر شیمی آبخوان الشتر، استان لرستان** تحت راهنمایی جناب آقای **دکتر هادی جعفری** متعهد می شوم.

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

تاریخ

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه های رایانه ای، نرم افزارها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود .

استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی باشد.

چکیده

فعالیت‌های کشاورزی به عنوان یکی از دلایل کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی در دنیا معرفی شده است. دشت الشتر در استان لرستان یکی از مناطق با کشاورزی عمده بوده و بنابراین می‌تواند مستعد آلودگی ناشی از کشاورزی باشد. مطالعه حاضر با هدف بررسی اثرات کشاورزی بر شیمی آبخوان الشتر انجام شده است. به منظور بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه الشتر از ۲۹ حلقه چاه و ۴ دهنه چشمه در تیر ماه ۱۳۹۵ نمونه‌برداری صورت گرفت. پارامترهای هدایت الکتریکی (EC)، pH و دما در محل و یون‌های اصلی و نیترات در آزمایشگاه اندازه‌گیری شده است. از بررسی تغییرات مکانی هدایت الکتریکی، نمونه‌های آب زیرزمینی در آبخوان الشتر به دو گروه قابل تفکیک می‌باشد. گروه یک دربرگیرنده نمونه‌های با هدایت الکتریکی کمتر از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر بوده، که با توجه به فاصله بیشتر از رودخانه و عمق بیشتر سطح آب زیرزمینی عمدتاً رفتار شیمیایی آن‌ها متأثر از فرایندهای هیدروژئوشیمیایی غالب در آبخوان می‌باشد. گروه دو نمونه‌های با هدایت الکتریکی بیشتر از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر بوده که به دلیل کاهش عمق سطح ایستابی رفتار شیمیایی آن‌ها تا حدود زیادی متأثر از فرایند تبخیر در آبخوان می‌باشد. تیپ غالب آب زیرزمینی بی‌کربناته- کلسیک است. تغییرات نیترات در آبخوان الشتر نیز به دو گروه قابل تفکیک می‌باشد. نمونه‌های گروه یک ($EC < 450$) در بخش‌های با فعالیت‌های کشاورزی عمده قرار داشته و افزایش نیترات آن‌ها به دلیل فعالیت-های کشاورزی می‌باشد. نمونه‌های گروه دو ($EC > 450 \mu S/cm$) از گستره بسیار زیادی در مقدار نیترات برخوردار بوده که خود قابل تفکیک به دو زیر گروه G2A و G2B می‌باشد. نمونه‌های زیر گروه G2A هدایت الکتریکی و نیترات بالایی داشته و افزایش نیترات آن‌ها متأثر از پدیده تبخیر می‌باشد. نمونه‌های زیر گروه G2B هدایت الکتریکی بالایی داشته، لیکن مقادیر نیترات آن‌ها به دلیل فرآیند نیترات‌زدایی کاهش یافته است. نتایج نشان می‌دهد در سه مورد از نمونه‌ها غلظت نیترات بیشتر از استاندارد آب آشامیدنی (۴۵ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد. نیترات دارای همبستگی زیادی با کلسیم، کلر و بی‌کربنات بوده که این موضوع منشأ کشاورزی نیترات را تأیید می‌نماید.

کلمات کلیدی: هیدروژئوشیمی، کشاورزی، نیترات، الشتر، لرستان.

مقالات مستخرج از این پایان نامه

- ۱- بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آب های زیرزمینی آبخوان دشت الشتر، اولین کنفرانس بین-المللی آب، محیط زیست و توسعه پایدار، دانشگاه محقق اردبیلی، ۶ تا ۸ مهر ماه ۱۳۹۵.
- ۲- بررسی آلودگی یون نیترات در منابع آب زیرزمینی آبخوان دشت الشتر، هشتمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، ۱۷ و ۱۸ آبان ماه ۱۳۹۵، تهران.

فهرست مطالب

فصل اول: مقدمه	۱
۱-۱- بیان مسئله و هدف از انجام تحقیق	۲
۲-۱- موقعیت جغرافیایی	۳
۳-۱- آب و هوای منطقه مورد مطالعه	۳
۴-۱- زمین‌شناسی منطقه	۷
۱-۴-۱- چینه‌شناسی منطقه	۷
۲-۴-۱- زمین‌شناسی ساختاری منطقه	۱۲
۵-۱- ژئومورفولوژی منطقه	۱۴
۶-۱- هیدروولوژی منطقه	۱۵
۷-۱- هیدروژئولوژی منطقه	۱۵
فصل دوم: تئوری تحقیق و مروری بر مطالعات پیشین	۱۹
۱-۲- مقدمه	۲۰
۲-۲- کیفیت پایه آب زیرزمینی	۲۰
۳-۲- عوامل انسانی اثرگذار بر کیفیت آب زیرزمینی	۲۶
۱-۳-۲- فعالیت‌های کشاورزی	۲۶
۲-۳-۲- اثر برداشت بیش از حد مجاز بر روی کیفیت آب زیرزمینی	۴۱
۳-۳-۲- صنعت	۴۲
۴-۳-۲- ضایعات حیوانی	۴۲
فصل سوم: روش انجام کار	۴۳
۱-۳- مقدمه	۴۴

۲-۳- جمع‌آوری آمار و اطلاعات کمی و کیفی آب زیرزمینی.....	۴۴
۳-۳- تهیه نقشه زمین‌شناسی منطقه.....	۴۵
۴-۳- بازدید صحرایی و نمونه‌برداری از چاه‌های کشاورزی.....	۴۵
۳-۴-۱- پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل نمونه‌برداری.....	۴۵
۳-۴-۲- پارامترهای اندازه‌گیری شده در آزمایشگاه.....	۴۷
۳-۵- بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آبخوان و تهیه نقشه‌های مختلف کیفی.....	۴۷
۳-۶- بررسی یون‌های مرتبط با فعالیت‌های کشاورزی (نیتрат).....	۴۸
فصل چهارم: بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی و ارزیابی کیفی آبخوان الشتر.....	۵۱
۴-۱- مقدمه.....	۵۲
۴-۲- هیدروژئولوژی آبخوان الشتر.....	۵۲
۴-۳- بررسی خصوصیات کیفی آب زیرزمینی در آبخوان الشتر.....	۵۵
۴-۳-۱- هدایت الکتریکی.....	۵۷
۴-۳-۲- pH.....	۶۱
۴-۳-۳- بررسی غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی.....	۶۲
۴-۴- بررسی تغییرات مکانی نیترات آب‌های زیرزمینی دشت الشتر.....	۷۲
۴-۴-۱- ارتباط نیترات با هدایت الکتریکی.....	۷۴
۴-۴-۲- ارتباط نیترات با pH.....	۷۶
۴-۴-۳- ارتباط غلظت یون نیترات با یون‌های اصلی.....	۷۷
۴-۵- تعیین منشأ یون‌ها و شناخت فرایندهای موثر بر شیمی آبخوان الشتر.....	۷۹
۴-۵-۱- بررسی منشأ یون‌های اصلی در آبخوان الشتر.....	۷۹
۴-۵-۲- تبادل یونی.....	۸۵
۴-۵-۳- منشأ نیترات و بررسی اثرات کشاورزی بر کیفیت آبخوان الشتر.....	۸۶

فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها..... ۹۱

۵-۱ مقدمه ۹۲

۵-۲ نتایج..... ۹۲

۵-۳ پیشنهادها..... ۹۶

منابع مورد استفاده..... ۹۷

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه..... ۴
- شکل ۲-۱- نمودار آمبروترمیک منطقه مورد مطالعه برای دوره ۱۳ ساله (۱۳۸۱ تا ۱۳۹۳)..... ۷
- شکل ۳-۱- نقشه زمین‌شناسی الشتر (مهندسین مشاور سنگاب زاگرس، ۱۳۹۱)..... ۱۳
- شکل ۴-۱- مورفولوژی دشت الشتر در محیط Google earth..... ۱۴
- شکل ۵-۱- موقعیت چاه‌ها و چشمه‌ها در دشت الشتر..... ۱۶
- شکل ۱-۲- چرخه نیتروژن (Bothe, et al. 2007)..... ۳۰
- شکل ۱-۳- اندازه‌گیری هدایت الکتریکی در محل نمونه‌برداری..... ۴۶
- شکل ۲-۳- اندازه‌گیری پارامترهای هیدروشیمیایی در آزمایشگاه..... ۴۷
- شکل ۳-۳- موقعیت نقاط نمونه‌برداری از آبخوان الشتر در محیط Google Earth..... ۴۸
- شکل ۴-۳- نمایی از دشت الشتر با کشاورزی عمده..... ۴۹
- شکل ۱-۴- موقعیت پیزومترها و نقشه هم‌پتانسیل آبخوان دشت الشتر در مهر ۱۳۹۲..... ۵۴
- شکل ۲-۴- موقعیت پیزومترها و نقشه هم‌عمق آبخوان الشتر در مهر ۱۳۹۲..... ۵۴
- شکل ۳-۴- موقعیت نقاط نمونه‌برداری آبخوان دشت الشتر در تیر ماه ۱۳۹۵..... ۵۵
- شکل ۴-۴- نقشه تغییرات میزان هدایت الکتریکی در آبخوان الشتر..... ۵۸
- شکل ۵-۴- ارتباط بین یون‌ها و هدایت الکتریکی آب‌های زیرزمینی در آبخوان الشتر..... ۶۰
- شکل ۶-۴- نقشه تغییرات میزان pH در آبخوان الشتر..... ۶۲
- شکل ۷-۴- نمودار استیف نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه یک)..... ۶۴
- شکل ۸-۴- نمودار استیف نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه دو)..... ۶۶
- شکل ۹-۴- نمودار شولر و بررسی نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه یک)..... ۶۷
- شکل ۱۰-۴- نمودار شولر و بررسی نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه دو)..... ۶۷
- شکل ۱۱-۴- نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه یک)..... ۶۸

- شکل ۴-۱۲- نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه دو)..... ۶۹
- شکل ۴-۱۳- نقشه تغییرات یون کلسیم در آبخوان الشتر..... ۷۰
- شکل ۴-۱۴- نقشه تغییرات یون بی‌کربنات در آبخوان الشتر..... ۷۱
- شکل ۴-۱۵- تغییرات مکانی یون‌های سولفات، سدیم، کلر، منیزیم و پتاسیم در آبخوان الشتر..... ۷۳
- شکل ۴-۱۶- تغییرات غلظت یون نیترات در آب‌های زیرزمینی دشت الشتر..... ۷۴
- شکل ۴-۱۷- ارتباط بین نیترات و هدایت الکتریکی در آبخوان الشتر..... ۷۵
- شکل ۴-۱۸- موقعیت نقاط نمونه‌برداری و گروه‌بندی آن‌ها براساس رابطه نیترات-هدایت الکتریکی..... ۷۶
- شکل ۴-۱۹- تغییرات نیترات در مقابل pH نمونه‌های آب زیرزمینی آبخوان الشتر..... ۷۷
- شکل ۴-۲۰- ارتباط بین نیترات با یون‌های اصلی..... ۷۶
- شکل ۴-۲۱- نمودار تغییرات نسبت $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ (بر حسب meq/l) در برابر TDS..... ۸۱
- شکل ۴-۲۲- نمودار تغییرات نسبت $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ (بر حسب meq/l) در برابر TDS..... ۸۱
- شکل ۴-۲۳- رابطه غلظت سدیم و کلر در منابع آب زیرزمینی الشتر..... ۸۲
- شکل ۴-۲۴- نمودار شاخص اشباع انیدریت، ژپس و هالیت..... ۸۲
- شکل ۴-۲۵- ارتباط بین کلسیم و سولفات در آبخوان الشتر..... ۸۳
- شکل ۴-۲۶- رابطه غلظت کلسیم و بی‌کربنات در آبخوان الشتر..... ۸۴
- شکل ۴-۲۷- نمودار شاخص اشباع کلسیت و دولومیت..... ۸۴
- شکل ۴-۲۸- رابطه غلظت منیزیم و بی‌کربنات در آبخوان الشتر..... ۸۵
- شکل ۴-۲۹- نمودار رابطه EC در برابر $\text{Na}^+ / \text{Cl}^-$ ۸۷
- شکل ۴-۳۰- نمودار نسبت $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ در مقابل $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ در منابع آب زیرزمینی الشتر..... ۸۷
- شکل ۴-۳۱- نمودار تغییرات یون نیترات و مقایسه با استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO)..... ۸۸
- شکل ۴-۳۲- نمودار ویلکوکس مربوط به نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر..... ۹۰

فهرست جدول‌ها

- جدول ۱-۱- میانگین دما و بارندگی در یک دوره ۱۳ ساله در منطقه مورد مطالعه..... ۶
- جدول ۱-۲- رده‌بندی اقلیمی دمارتن..... ۶
- جدول ۱-۴- داده‌های مربوط به تراز و عمق سطح ایستابی در مهر ماه ۱۳۹۲ در پیزومترهای آبخوان الشتر..... ۵۳
- جدول ۲-۴- مقادیر پارامترهای شیمیایی در نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (تیر ماه ۱۳۹۵)..... ۵۶
- جدول ۳-۴- نسبت بین یون‌ها و هدایت الکتریکی در نمونه‌های گروه یک و گروه دو..... ۶۱
- جدول ۴-۴- میانگین غلظت یون‌ها در نمونه‌های گروه یک و گروه دو (واحد‌ها بر حسب میلی گرم بر لیتر می‌باشد)..... ۷۹
- جدول ۴-۵- ضریب همبستگی یون‌ها و پارامترهای مختلف..... ۹۰

فصل اول

مقدمه

۱-۱- بیان مسئله و هدف از انجام تحقیق

آب‌های زیرزمینی به دلیل کیفیت مناسب و تقریباً ثابت و بهره‌برداری آسان مهم‌ترین منبع آب به خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک بوده و از مهم‌ترین منابع تأمین آب شرب در جهان به حساب می‌آیند. یکی از شاخص‌های مهم برای نشان دادن کیفیت آب آشامیدنی و کشاورزی، میزان نیتрат موجود در آن است. نیترات از طریق تجزیه و فساد پسماندهای انسانی و حیوانی، تولیدات صنعتی و رواناب حاصل از کشاورزی وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود. در روش‌های صحیح کشت گیاه معمولاً از مصرف مقادیر بیش از حد کود شیمیایی اجتناب می‌شود، زیرا افزایش غلظت ترکیبات نیتروژن‌دار در منابع آب زیرزمینی به دلیل زهکشی از افق‌های سطحی خاک به طرف پایین روی می‌دهد. نیتروژن به شکل نیترات در غلظت‌های بالا دارای زیان بهداشتی است. رابطه بین غلظت نیترات در آب آشامیدنی و بروز ممتوگلوبینمی^۱ و سیانوسیس در کودکان کاملاً شناخته شده است. دام‌ها نیز ممکن است از علایم چند عارضه و بیماری ناشی از وجود مقادیر زیاد نیترات در آب آشامیدنی، نظیر ممتوگلوبینمی، کمبود ویتامین آ، اختلالات تولید مثل، سقط جنین و کاهش تولید شیر رنج ببرند. جنبه دوم نگرانی از افزایش غلظت نیترات در آب، ترس از غنی شدن آب‌های سطحی است که موجب رشد سریع گیاهان آبی می‌شود و شناخته شده‌ترین جنبه آن، رشد زیان‌آور پلانکتون‌ها است. غنی شدن را باید فرآیندی طبیعی دانست، که به وسیله فعالیت‌های بشر از قبیل تخلیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی و پساب کارخانه‌ها، رواناب و آبشویی اراضی کشاورزی با کوددهی فراوان تشدید می‌شود (میرزایی، ۱۳۹۱). در بین آلاینده‌های مختلف آلاینده‌های ناشی از آب برگشتی کشاورزی به عنوان یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های غیرنقطه‌ای یا پراکنده شناخته شده است که هم به صورت مستقیم (انتقال کودهای اضافی مصرفی در کشاورزی و مواد همراه آن‌ها) و هم به صورت غیرمستقیم (تغییر در اکسیژن محلول، یون‌های اصلی، pH و بنابراین تغییر در واکنش‌های آب زیرزمینی با مواد سفره) بر شیمی و

¹ Methemoglobinemia

کیفیت آب‌های زیرزمینی تأثیر دارد (قناعتیان، ۱۳۹۱). دشت الشتر با دارا بودن خاک حاصل خیز یکی از قطب‌های اصلی کشاورزی استان لرستان محسوب می‌شود. با توجه به این که تاکنون هیچ مطالعه‌ای بر روی کیفیت آبخوان دشت الشتر در ارتباط با آلاینده‌های ناشی از کشاورزی انجام نشده، بنابراین هدف از انجام این تحقیق ارزیابی اثرات کشاورزی بر شیمی آبخوان دشت الشتر در استان لرستان می‌باشد.

۱-۲- موقعیت جغرافیایی

محدوده مطالعاتی الشتر یکی از محدوده‌های شمالی استان لرستان است، که از اقلیم نسبتاً سرد و بارش مناسبی برخوردار است. این محدوده به لحاظ وجود ارتفاعات آهکی، بارش برف و باران و آبرفت مناسب دارای منابع آب زیرزمینی قابل توجه و چشمه‌ها و رودخانه‌های دائمی بوده، که از سرشاخه‌های رودخانه کرخه محسوب می‌شوند. این محدوده عمدتاً در بخش مرکزی شهرستان سلسله (الشتر) واقع است. تنها کانون شهری آن منحصر به الشتر (قلعه مظفری) می‌باشد که بین طول‌های ۰۲° تا ۴۸° تا ۳۱° تا ۴۸° شرقی و عرض‌های ۳۳° تا ۳۴° شمالی واقع شده است. محدوده مطالعاتی الشتر شامل یک دشت به نام الشتر در بخش مرکزی محدوده می‌باشد که از طریق جاده‌های آسفالت به شهرستان‌های خرم‌آباد، نورآباد و دورود ارتباط دارند. شکل (۱-۱) موقعیت منطقه در استان لرستان و راه‌های دسترسی به آن را نشان می‌دهد. محدوده مطالعاتی الشتر دارای $۷۹۹/۶$ کیلومتر مربع مساحت است، که از این مقدار $۲۰/۶$ کیلومتر مربع دشت با متوسط ارتفاع $۱۶۲۵/۸$ متر و ۵۹۹ کیلومتر مربع ارتفاعات با متوسط ارتفاع $۲۲۶۰/۹$ متر می‌باشد (شرکت آب منطقه‌ای لرستان، ۱۳۹۱).

۱-۳- آب و هوای منطقه مورد مطالعه

وضعیت آب و هوایی از عوامل مهم و موثر در کمیت و کیفیت آب‌های زیرزمینی یک منطقه می‌باشند. برای برآورد میزان بارندگی سالانه در این منطقه ایستگاه‌های باران‌سنجی و تبخیرسنجی موجود در محدوده و مناطق اطراف که از آمار طولانی‌مدت و قابل اعتمادی برخوردار بوده‌اند، مورد استفاده قرار

گرفته است. به منظور بررسی وضعیت اقلیمی منطقه از آمار ایستگاه هواشناسی سراب صید علی استفاده شده است.



شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه (برگرفته از نقشه اطلس راه‌های کشور).

جدول (۱-۱) آمار داده‌های هواشناسی برای یک دوره سیزده ساله (۹۳-۱۳۸۱) را نشان می‌دهد (شرکت آب منطقه‌ای لرستان، ۱۳۹۳). در این دوره آماری بیشترین مقدار بارندگی در بهمن ماه و بیشینه دما در مرداد ماه است. همچنین کم‌ترین بارندگی در این دوره سیزده ساله به طور میانگین در تیر و شهریور ماه و حداقل دما نیز در دی ماه رخ می‌دهد. میانگین سالانه بارندگی و دما به ترتیب ۴۷۱ میلی‌متر و ۱۲ درجه سانتی‌گراد است. حوزه‌الشتربه طور عمده متأثر از کم فشارهای باران‌زای مدیترانه‌ای و دریای سیاه می‌باشد و گاهی نیز کم فشارهای سودانی آن را تحت تأثیر قرار می‌دهند. به علت قرار گرفتن اکثر اراضی محدوده مطالعاتی در رقوم‌های بالاتر از ۱۶۰۰ متر از سطح دریا، سهم قابل توجهی از ریزش‌ها در فاصله ماه‌های آبان لغایت اردیبهشت به صورت برف پایدار و نیمه‌پایدار می‌باشد.

متخصصان هوا و اقلیم‌شناسی بر حسب نوع و اهداف مختلف عامل یا عوامل هواشناسی خاصی را پایه طبقه‌بندی قرار داده‌اند. در این مطالعه جهت تعیین اقلیم منطقه از ضریب دمارتن و نمودار امبروترمیک استفاده شده که نتایج آن در زیر ارائه شده است. جهت تعیین اقلیم منطقه، دمارتن (De Martonne) با توجه به میانگین دما و بارش سالانه معادله زیر را پیشنهاد می‌کند:

$$I = \frac{P}{T+10} \quad \text{معادله (۱-۱)}$$

P متوسط بارندگی سالانه (میلی‌متر)، T متوسط دمای سالانه (درجه سانتی‌گراد) و I ضریب خشکی بوده که مقدار آن اقلیم منطقه را نشان می‌دهد. بر این اساس شش نوع منطقه آب و هوایی طبقه‌بندی شده است (جدول ۱-۲). میزان محاسبه شده I در منطقه مورد مطالعه ۲۱/۴۱ بوده که نشان دهنده اقلیم مدیترانه‌ای است.

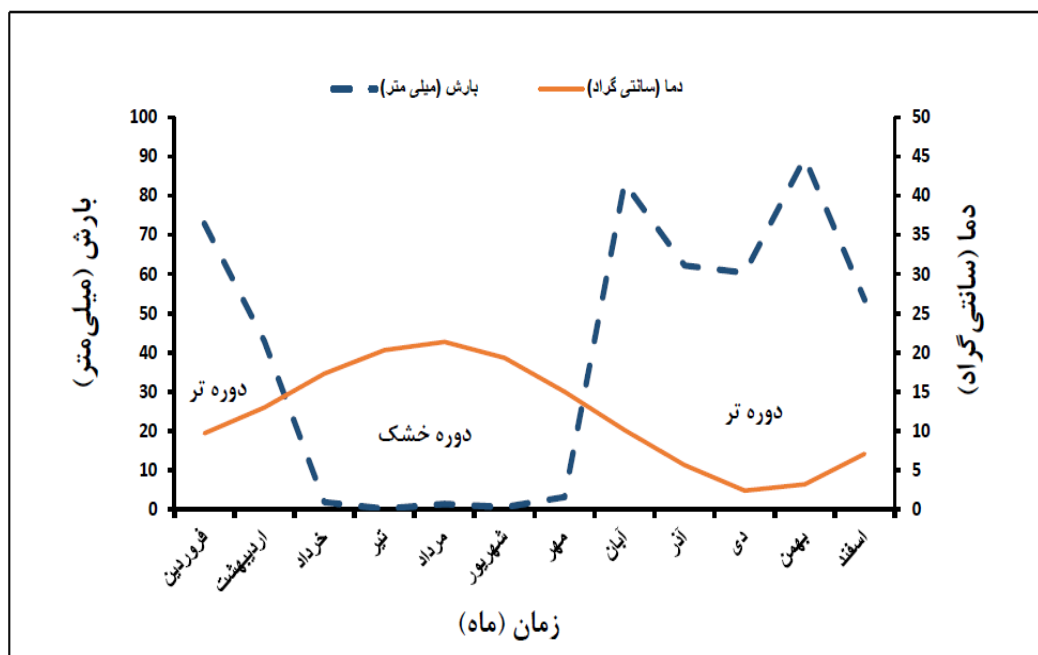
نمودار امبروترمیک نشانگر دوره‌های تر و خشک در یک سال می‌باشد. براساس نمودار امبروترمیک (شکل ۱-۲) در ماه‌های خرداد، تیر، مرداد و شهریور دوره خشک و در بقیه سال دوره تر حاکم می‌باشد.

جدول ۱-۱- میانگین دما و بارندگی در یک دوره ۱۳ ساله در منطقه مورد مطالعه (شرکت آب منطقه‌ای لرستان، ۱۳۹۳)

زمان (ماه)	میانگین درجه حرارت ماهانه (درجه سانتی‌گراد)	میانگین بارندگی ماهانه (میلی‌متر)
فروردین	۹/۶۶	۷۲/۸۷
اردیبهشت	۱۲/۹۸	۴۲/۸۷
خرداد	۱۷/۲۸	۱/۷۵
تیر	۲۰/۳۰	۰/۱۲
مرداد	۲۱/۳۴	۱/۳۳
شهریور	۱۹/۳۱	۰/۵۰
مهر	۱۴/۹۸	۳/۱۲
آبان	۱۰/۰۸	۸۳/۲۰
آذر	۵/۶۱	۶۲/۲۰
دی	۲/۳۶	۶۰/۳۳
بهمن	۳/۱۸	۸۹/۵۸
اسفند	۷/۰۷	۵۳/۴۱
سالانه	۱۲/۰۰	۴۷۱/۰۰

جدول ۱-۲- رده‌بندی اقلیمی دمارتن

نام اقلیم	محدوده ضریب خشکی دمارتن
خشک	کوچکتر از ۱۰
نیمه خشک	۱۰ تا ۱۹/۹
مدیترانه‌ای	۲۰ تا ۲۳/۹
نیمه مرطوب	۲۴ تا ۲۷/۹
مرطوب	۲۸ تا ۳۴/۹
بسیار مرطوب	بزرگتر از ۳۵



شکل ۱-۲- نمودار آمبروترمیک منطقه مورد مطالعه برای دوره ۱۳ ساله (۱۳۸۱ تا ۱۳۹۳)

۴-۱- زمین شناسی منطقه

منطقه مورد مطالعه در زون خردشده زاگرس و قسمتی هم در زون چین خورده واقع شده است و از روند کلی (شمال غرب- جنوب شرق) تبعیت می کند.

۱-۴-۱- چینه شناسی منطقه

نقشه زمین شناسی منطقه در شکل ۱-۳ نشان داده شده است. تشکیلات زمین شناسی این منطقه متعلق به دوران مزوزوئیک و سنوزوئیک است. سنگ های آهکی ژوراسیک- کرتاسه بخش عمده منطقه را پوشانده و به عنوان مهم ترین واحدهای تغذیه شونده (منابع آب کارستیک) محسوب می شوند. در محدوده مورد مطالعه واحدهای سنگی و سازندهای دوران دوم تا چهارم رخمون دارند.

- دوران دوم

۱- مجموعه رادیولاریتی ژوراسیک (Jr)

در زمین شناسی زاگرس رادیولاریت ها به مجموعه ای از چرت های قرمز، خاکستری و تقریباً سبز رنگ،

همچنین شیل‌های قرمز و سبز و آهک‌های سیلیسی همراه با توده‌های بازیک و الترابازیک (نظیر سرپانتین) اطلاق می‌گردد. سن این واحد لیتولوژیکی در گذشته تریاس پایانی تا کرتاسه زیرین حدس زده می‌شد، ولی مطالعات بعدی نشان داد که رادیولاریت‌ها متعلق به کرتاسه بالائی است. مجموعه رادیولاریتی ژوراسیک در پشت ارتفاعات آهکی کرتاسه در شمال و شمال غربی الشتر برون‌زد دارد. به لحاظ لیتولوژی از نظر عبور آب و نفوذپذیری بسیار ضعیف بوده و فاقد ذخیره آب می‌باشد.

۲- آهک‌های سفید رنگ مزوزوئیک (MZw)

این آهک‌ها مربوط به زون خرد شده زاگرس می‌باشند. فقط در شمالی‌ترین قسمت محدوده مطالعاتی بیرون‌زدگی دارند. بر اثر حرکات تکتونیکی در این سازند تعدادی گسل و پدیده برگشتی طبقات وجود دارد. اگرچه گسترش چندانی نسبت به آهک‌های کارستیک کرتاسه محدوده ندارد، ولی لایه‌های نفوذپذیر و آبدار محسوب می‌شوند. همچنین شیب طبقات آهکی مذکور در حوالی کوه ورخاش به سمت شمال غرب مشخص می‌باشد.

۳- آهک‌های آلیتی مزوزوئیک (MZ)

در منطقه مورد مطالعه، این آهک‌ها بر روی آهک‌های سری قبل به صورت نوار باریک و طولی به عرض متوسط ۵۰۰ متر در سرتاسر قسمت شمالی محدوده مطالعاتی گسترش یافته و به موازات لایه‌های رادیولاریت ژوراسیک (Jr) و همچنین آهک‌های سفید رنگ مزوزوئیک (MZw) فقط در شمالی‌ترین قسمت محدوده مطالعاتی رخنمون و بیرون‌زدگی دارند. با توجه به لیتولوژی آهکی نفوذپذیر بوده و عبور و مرور آب در آن‌ها بسیار فراوان است.

۴- کرتاسه

سازندهای آهکی ژوراسیک- کرتاسه تحتانی (JK) متعلق به زون زاگرس

این سازندها از آهک دولومیتی به سن مالم- سنومانین تشکیل شده‌اند. شیب این آهک‌ها در شمال به

سمت دشت الشتر است. در روی این آهک‌ها، مارن و آهک‌های مارنی (K_{IJ}^L) به سن سانتونین - کمپانین به طور محدود بیرون‌زدگی دارند. آهک‌های این محدوده به دلیل قرارگیری در زون رورانده زاگرس، تحمل فشارهای تکتونیکی و وجود گسل‌های زیاد کاملاً خرد شده می‌باشند. همچنین به دلیل عملکرد فرایندهای کارست‌زایی از نفوذپذیری بسیار خوبی برخوردار هستند و آبخوان‌های کارستی بسیار مطلوبی را ایجاد نموده و در تغذیه سفره آبرفتی دشت الشتر نقش بسیار مهمی را ایفا می‌کنند. بخش‌های کوچکی از آهک (K^L) به سن کرتاسه تحتانی نیز در شمال غرب دشت الشتر و در شمال گرگین‌آباد با وسعت کم بیرون‌زدگی دارند. این آهک‌ها متعلق به کرتاسه تحتانی و معادل خامی گروپ می‌باشند که در منطقه و شمال شرق خرم‌آباد با گسترش خیلی زیاد و بدون شیب و امتداد مشخصی و با درز و شکاف زیاد موجود می‌باشند، بنابراین دارای مناطق آبدار و چشمه‌های کارستی زیادی می‌باشند.

دوران سوم

۵- سازند آهکی - مارنی ائوسن (E) (معادل سازند تله زنگ)

در شرق و جنوب شرق دشت سازندهای آهکی با لایه‌بندی مشخص و رنگ تیره و روشن رخنمون دارند. سن این رسوبات متعلق به ائوسن می‌باشد. به علت نفوذپذیری مناسب می‌تواند به عنوان آبخوان غنی از آب‌های زیرزمینی محسوب گردد. البته به علت عدم گسترش زیاد این تشکیلات نسبت به آهک‌های کرتاسه و ضخامت کم و محصور بودن بین دو لایه تقریباً نفوذناپذیر، نمی‌توانند با طبقات آبدار دیگر ارتباط هیدرولیکی کافی برقرار کنند (کاک، ۱۳۹۱).

۶- سازند کشکان

از نظر زمین‌شناسی در محل برش نمونه شامل سیلتستون، ماسه سنگ و کنگلومرا می‌باشد و از پائین به بالا دانه درشت می‌شود. چرت عمده‌ترین ذرات، قطعات و قلوه سنگ‌های آن را تشکیل می‌دهد که تأییدی بر منشأ فرسایشی افیولیت‌ها و رادیولاریت‌های زاگرس است. گسترش این سازند در منطقه مورد مطالعه زیاد نیست و اکثراً به صورت نوارهای باریک بین تشکیلات دیگر ظاهر شده‌اند. در حاشیه شمال

غربی دشت سازند کشکان دارای رخنمون می‌باشد. این سازند از نظر فرسایش نسبت به آهک‌های مجاور خود شدیداً فرسایش‌پذیر است و دارای مورفولوژی تپه ماهوری بوده و به علت وجود لایه‌های متناوب سیلتستون و ماسه سنگ آواری فاقد نفوذپذیری می‌باشد و فاقد توانایی لازم برای تشکیل آبخوان می‌باشد.

۷- آهک‌های آلاین دار و چرت‌های قرمز ولکانیک و ماسه سنگ ائوسن (E^{LV})

در ناحیه شرق- جنوب شرق محدوده مورد مطالعه مقدار خیلی کمی بیرون‌زدگی این سازند وجود دارد. با توجه به این که در سطح خیلی کوچکی بیرون‌زدگی دارد، از نظر وجود آب ارزشی نداشته و چندان مهم نمی‌باشند.

۸- آهک‌های مرجانی اولیگومیوسن (OM^L)

این آهک‌ها در شرق و جنوب شرقی الشتر به صورت باریکه‌ای و با مساحت کم رخنمون دارند و از نظر سن با سازند اولیگومیوسن (آسماری) تقریباً هم زمان می‌باشند. این آهک‌ها در شرق و جنوب شرقی الشتر و همچنین در جنوب دشت در کنار آهک‌های ائوسن مشاهده می‌شوند.

۹- مارن، ماسه سنگ و آهک میوسن (M)

رسوبات سیلتی و ماسه سنگی با گسترش کم در جنوب و شمال غرب الشتر مشاهده می‌شود. با توجه به لیتولوژی و عدم گسترش کافی و دور بودن این سازندها از حاشیه دشت فاقد نفوذپذیری و آبدهی است. احتمالاً سن آن‌ها به میوسن میانی مربوط می‌شود.

۱۰- مارن های قرمز و کنگلومرای (میوپلیوسن) (سازند آغاجاری) (MP_{aj})

در قسمت جنوب شرق منطقه مورد مطالعه، رسوباتی که در تپه‌های کنگلومرائی بیرون‌زدگی دارند، به طور عمده شامل مارن‌های خاکستری و ماسه سنگ بوده که از لحاظ نوع رسوبات و لیتولوژی می‌توان آن‌ها را به سازند آغاجاری مربوط دانست. این واحد دارای مورفولوژی خاصی بوده به این ترتیب که

مارن‌ها به علت مقاومت کم به شدت فرسایش یافته‌اند و در میان آن‌ها سنگ‌هایی مثل ماسه سنگ و نیز آهک (به مقدار کم) با مقاومت زیادتر به صورت کاملاً برجسته مشاهده می‌شوند. سن آن‌ها به میوسن زیرین مربوط می‌شود.

۱۱- کنگلومرای بختیاری (پلیوسن) (P^L_b)

این واحد رسوبی، جنوب دشت الشتر در محل کوه نشاته را می‌پوشاند و از ماسه سنگ‌های کنگلومرای نسبتاً فرسایش یافته با دانه‌هایی از جنس آهک و سیلیس که دارای گردشدگی خوبی هستند، تشکیل شده است. سیمان آن آهکی بوده و لایه‌های نازکی از ماسه سنگ دانه متوسط در بین کنگلومرا دیده می‌شود. با توجه به مورفولوژی و لیتولوژی حاکم بر این طبقات و به علت سیمان محکمی که قطعات چرت را به هم متصل کرده است، کاملاً متراکم و نفوذناپذیر بوده و لایه آبدار محسوب نمی‌شود.

دوران چهارم

۱۲- کنگلومرا با عناصری از برون‌زدهای همان محل (QC_2)

سازندهای کنگلومرای کواترنر در حاشیه شمال غربی دشت با گسترش کمی رخنمون دارند. این سری از کنگلومرای کواترنر از عناصری از برون‌زدهای همان محل خود تشکیل شده و جدیدتر از کنگلومرای بختیاری می‌باشند. کنگلومراهای کواترنر رسوبات سنگ نشده و درشت دانه و غالباً زاویه‌دار با وضعیت آبدهی خوب تا متوسط را در بخش غربی دشت تشکیل می‌دهند. این نوع از کنگلومرا سیمان ضعیفی از ماسه دارد. از نفوذپذیری بیشتری نسبت به کنگلومرای بختیاری برخوردار است و به عنوان سازند با آبدهی متوسط شناخته می‌شود.

۱۳- آبرفت‌های قدیمی و پادگانه‌های بلند (Q^t)

پهنه وسیعی از دامنه‌ها و حاشیه‌ی دشت الشتر در غرب و جنوب غربی آن از آبرفت‌های قدیمی و تراس یا پادگانه آبرفتی بلند تشکیل شده است. به احتمال زیاد این آبرفت‌های قدیمی بر روی کنگلومراهای

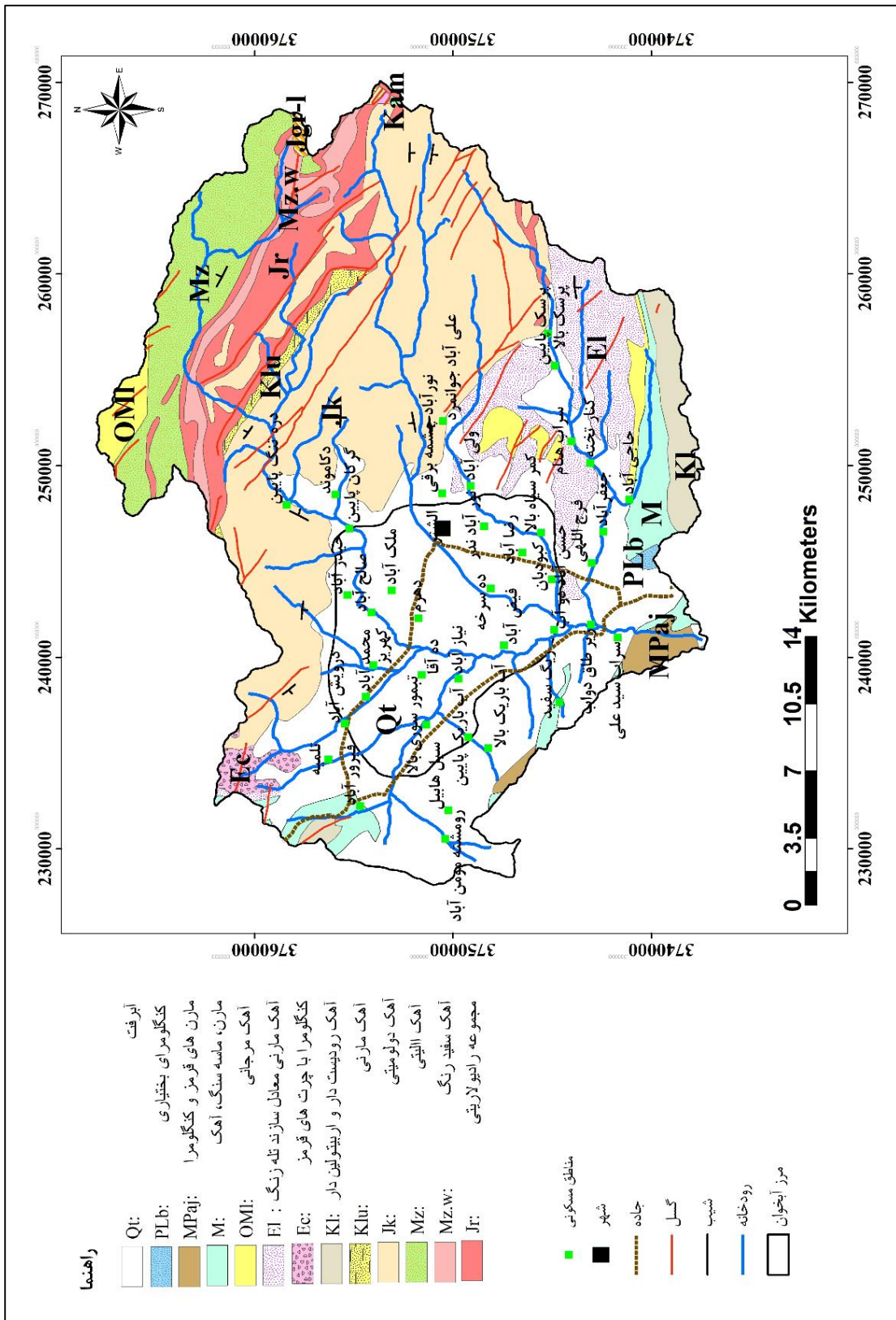
پلیوسن (سازند بختیاری) در تمام نواحی غربی و جنوب غربی دشت الشتر را پوشانیده‌اند.

۱۴- آبرفت‌های جوان (Q)

دشت الشتر از این آبرفت‌ها تشکیل شده است. به طوری که این تشکیلات آبرفتی از پر شدن ناحیه فرورفته‌ی دشت حاصل شده و از لایه‌های متناوب و مسطح سیلت، رس، سنگریزه و شن تشکیل یافته است. حداکثر این رسوبات آبرفتی در قسمت مرکزی دشت قرار دارد و بر طبق مطالعات ژئوفیزیکی به ۱۵۰ متر می‌رسد. با توجه به این که رودخانه‌ی کهمان نقش عمده‌ای در رسوب‌گذاری در حوضه الشتر ایفا می‌کند، ضخامت آبرفت در امتداد رودخانه‌ی کهمان بیشتر از قسمت‌های دیگر دشت است.

۱-۴-۲- زمین‌شناسی ساختاری منطقه

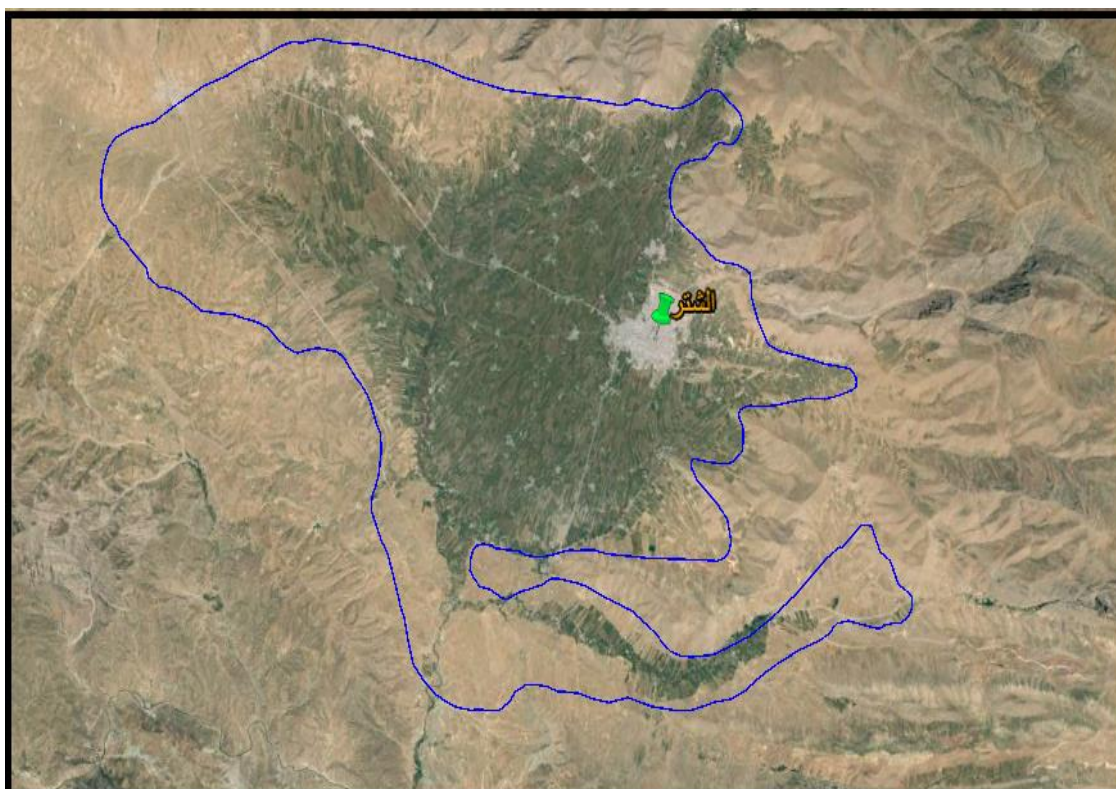
از نظر تکتونیکی محدوده مورد مطالعه بیشتر در زون خرد شده زاگرس و قسمتی هم در زون چین‌خورده آن قرار دارد. دشت الشتر مشابه دشت‌های دیگر منطقه زاگرس از نوع دشت‌هایی هستند که در فرورفتگی‌ها و دره‌های حاصل از چین‌خوردگی‌های زاگرس قرار گرفته‌اند، به طوری که این کوه‌ها و دشت‌های بین آن‌ها زنجیره‌هایی را به وجود آورده‌اند، که در مجموع سلسله جبال زاگرس را می‌سازند. ساختمان زمین‌شناسی این محدوده از ساختمان عمومی منطقه زاگرس تبعیت کرده، به طوری که سازندهای زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه جزئی از بزرگ ناودیس زاگرس بوده که این بزرگ ناودیس بین دو سپر فلات مرکزی در شمال شرقی و عربستان در جنوب غربی قرار دارند. رسوبات این بزرگ ناودیس پس از فشارهایی که به آن وارد شده چین‌خوردگی حاصل نموده‌اند. حرکات و جنبش‌های کوهزایی منطقه از زمان کرتاسه شروع و چین‌خوردگی‌ها و روراندهایی را به وجود آورده است، در محدوده مورد مطالعه با توجه به جنس سازندها و مقاومت آن‌ها شدت چین‌خوردگی متفاوت می‌باشد. ادامه کوهزایی و پیشروی و پسروی در دوران سوم در محدوده مورد مطالعه باعث ایجاد دگرشیبی‌های متعددی گشته، به طوری که این دگرشیبی بین سازندها مشخص می‌باشد. سازندهای جنوبی دشت الشتر، کمتر در معرض تغییر شکل تکتونیکی قرار گرفته است (شرکت آب منطقه‌ای لرستان، ۱۳۹۱).



شکل ۳-۱- نقشه زمین شناسی الشتر (مهندسين مشاور سنگاب زاگرس، ۱۳۹۱)

۱-۵- ژئومورفولوژی منطقه

محدوده مطالعاتی به فرم یک گرابن است که با ارتفاعات نسبتاً بلند گرین، ورخاش، مه‌باب، سرخه، داریکنان و نشاته احاطه شده است. به طور کلی منطقه از نظر ژئومورفولوژی منطقه‌ای جوان است که فرسایش (فرسایش آبی) با سرعت زیاد در حال تخریب لایه‌های زمین‌شناسی بوده و همچنین جنس این لایه‌ها در شکل‌گیری پدیده‌های ژئومورفولوژی موجود نقش اساسی دارند (شکل ۱-۴). در شمال دشت الشتر کوه‌های سنگ سوراخ و کوه شوره و کوه ناماست و کوه مه‌باب، در گوشه شمال شرقی آن کوه گرین و کوه ورخاش، در شرق الشتر کوه‌های میش‌پرور و نزدیک‌تر به الشتر در شرق کوه خرگوش‌ناب، در جنوب شرق کوه شترمیل و کوه‌های ورکمر، در جنوب کوه دوری قرار دارد.



شکل ۱-۴- مورفولوژی دشت الشتر در محیط Google earth

در واقع حدود ۳۸ درصد از کل محدوده مطالعاتی را دشت (مناطق آبرفتی) و بقیه (۶۲ درصد) را سازندهای سخت (سازندهای غیرآبرفتی) تشکیل می‌دهد و مورفولوژی غالب منطقه کوهستانی است. بلندترین نقطه محدوده ۳۶۳۹ متر از سطح دریا ارتفاع دارد که مربوط به قله کوه‌های گرین واقع در

شمال شرقی محدوده مطالعاتی و حداقل ارتفاع ۱۴۷۰ متر متعلق به محل الحاق رودخانه الشتر به رودخانه هررود (خروجی حوضه آبریز) می باشد، متوسط ارتفاع محدوده مطالعاتی ۲۰۹۹ متر از سطح دریا محاسبه شده است (شرکت آب منطقه ای لرستان، ۱۳۹۱).

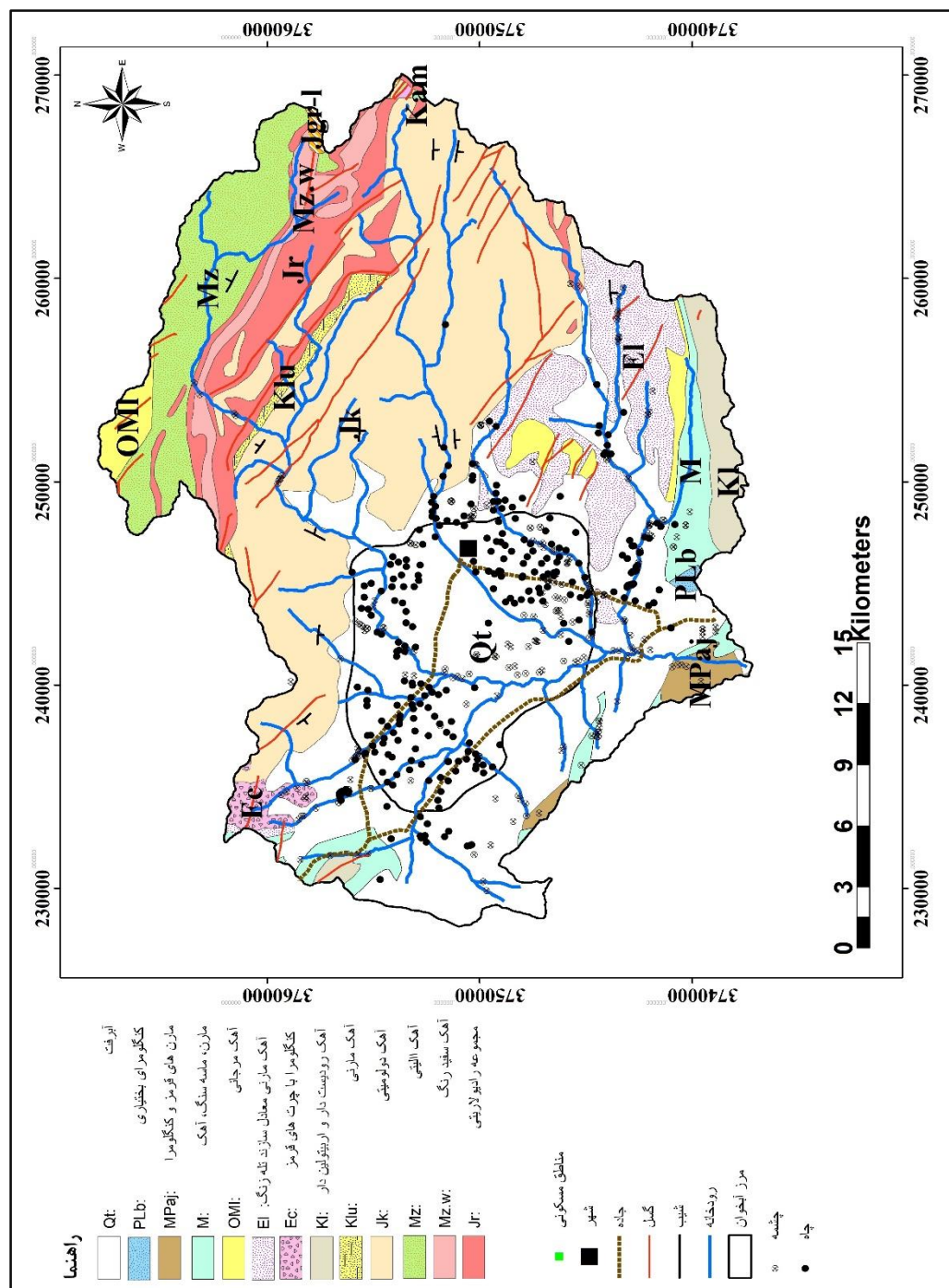
۱-۶- هیدرولوژی منطقه

رودخانه الشتر یک رودخانه دائمی است که از دامنه های جنوبی ارتفاعات گرین که یکی از کانون های آبریزی دائمی در لرستان می باشد، سرچشمه گرفته و تحت نام کهمان ابتدا به غرب جریان یافته و از میان دره تنگی می گذرد. روستاهای کرجان، دره تنگ، کهمان علیا و سفلی را مشروب می کند. در حوالی آبادی گرکان وارد دشت الشتر می گردد و این دشت آباد و پرجمعیت را مشروب می کند. از بخش الشتر و روستاهای جنوبی آن می گذرد، شاخه های متعددی را از دو سوی بستر دریافت می نماید و در دهکده نیاق وارد رودخانه هررود می شود. در محدوده مطالعاتی الشتر رودخانه دائمی الشتر جریان دارد. رواناب های حاصل از بارش در حوضه به همراه آب های خروجی از چشمه ها و زهکشی دشت و ارتفاعات، آب خروجی از محدوده توسط رودخانه الشتر را تأمین می کنند (شرکت آب منطقه ای لرستان، ۱۳۹۱).

۱-۷- هیدروژئولوژی منطقه

در محدوده مطالعاتی الشتر یک آبخوان دایره ای شکل آزاد آبرفتی با مساحت ۱۲۸/۲۷ کیلومترمربع تقریباً در غرب محدوده مطالعاتی تشکیل شده است. ضخامت رسوبات آبرفتی در دشت متغیر بوده به طور کلی در نیمه شرقی دشت عمیق تر و تا حداکثر ۱۵۰ متری و در نیمه غربی کم ضخامت تر و حداکثر تا عمق ۵۰ متری شناسایی شده است. می توان فرض نمود که آبخوان یا سفره آب های زیرزمینی الشتر از سه قسمت مختلف و متفاوت تشکیل شده است. قسمت اول که عمیق ترین قسمت آبخوان یا سفره آبدار را تشکیل می دهد، از کنار شهر الشتر گذشته و در امتداد شمال - جنوب واقع شده است. قسمت دوم که در آن نیز ضخامت سفره قابل توجه می باشد در امتداد شمال غربی - جنوب شرقی واقع شده است. قسمت سوم باقی مانده محدوده سفره آبدار دشت الشتر را تشکیل می دهد. کوه های مجاور دشت

در حاشیه شمال و شمال شرقی تقریباً از سازندهای آهکی کرتاسه پوشیده شده است، که دارای مشخصات هیدروژئولوژی بسیار مناسب بوده و منبع اصلی تغذیه آبرفت‌ها به شمار می‌رود. در این کوه‌ها چشمه‌های متعدد آهکی پرآب (آبخوان‌های کارستی) ظاهر شده است. چاه‌های موجود در منطقه شامل چاه‌های بهره‌برداری عمیق، نیمه‌عمیق و پیزومتری می‌باشند. طبق آمار برداری سال ۱۳۸۸ محدوده مطالعاتی الشتر دارای ۳۰۱ حلقه چاه (شکل ۱-۵) است که به منظور تامین آب در بخش‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرند. مصارف این چاه‌ها شامل ۳ گروه کشاورزی، شرب و صنعتی است. لازم به ذکر است از این تعداد تنها ۱۴۶ حلقه چاه فعال بوده و دارای تخلیه می‌باشند. به طور کلی میزان تخلیه از چاه‌ها در این محدوده حدود ۳۶/۹۲ میلیون متر مکعب می‌باشد که ۰/۴۵ میلیون متر مکعب آن مربوط به ارتفاعات و ۳۶/۴۷ میلیون متر مکعب مربوط به دشت الشتر می‌باشد. براساس آماربرداری سال ۱۳۸۸ تعداد ۹۲ دهنه چشمه در منطقه الشتر وجود دارد که تقریباً ۳۰٪ آن‌ها بدون استفاده می‌باشند، از نظر آبدهی حدود ۲۰٪ از کل چشمه‌ها، چشمه‌هایی با رژیم آبدهی فصلی بوده و بقیه دائمی هستند (کاکلی، ۱۳۹۱). میزان تخلیه از چشمه‌ها حدود ۸۸/۳۷ میلیون متر مکعب می‌باشد که ۵۲/۲۰ میلیون متر مکعب آن مربوط به ارتفاعات و ۳۶/۱۷ میلیون متر مکعب آن مربوط به دشت الشتر می‌باشد. بر اساس اطلاعات موجود، حجم تخلیه از منابع آب‌های زیرزمینی آبخوان ۴۰/۴۸ میلیون متر مکعب می‌باشد (شرکت آب منطقه‌ای لرستان ۱۳۹۱).



شکل ۱-۵- موقعیت چاه‌ها و چشمه‌ها در دشت الشتر

فصل دوم

تئوری تحقیق و مروری بر مطالعات پیشین

۲-۱- مقدمه

کیفیت آب‌های زیرزمینی به عوامل مختلفی بستگی دارد. به طور کلی کیفیت آب‌های زیرزمینی توسط عوامل طبیعی و انسانی کنترل می‌شود. عوامل طبیعی شامل سرعت جریان آب زیرزمینی، واکنش بین آب با سنگ و کیفیت آب تغذیه‌ای و همچنین عوامل انسان‌زاد شامل کشاورزی، صنعت و شهرسازی می‌باشد (Chan, 2001). مقدار کل نمک‌های محلول در آب‌های زیرزمینی بیش از آب‌های سطحی می‌باشد که منشأ این نمک‌های محلول انحلال سنگ‌ها می‌باشد، به همین دلیل با حرکت از منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه میزان نمک‌های محلول نیز افزایش می‌یابد. استفاده بیش از حد از آب‌های زیرزمینی علاوه بر کمیت بر کیفیت آن نیز اثرات نامطلوبی دارد (Todd and Mays, 2005). کیفیت آب زیرزمینی نتیجه کلیه فرآیندها و واکنش‌هایی است که از زمان تشکیل و تراکم آب در اتمسفر، تا زمانی که توسط چاه، قنات و یا چشمه از زیرزمین خارج می‌شود، بر روی آن عمل کرده است. این فاصله زمانی ممکن است کمتر از یک روز یا صدها سال به درازا بکشد. کیفیت آب زیرزمینی همچنین می‌تواند نشان دهنده منشأ و تاریخ آن، موادی که در زیرزمین با آن‌ها در تماس بوده و دمای نواحی عمیق‌تر باشد (صداقت، ۱۳۸۷). با رشد روز افزون جمعیت و افزایش فعالیت‌های شهری، صنعتی و کشاورزی منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی بیشتر در معرض آلودگی قرار گرفته‌اند. در سال‌های اخیر فعالیت‌های انسانی باعث کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی و آلودگی آن‌ها گردیده است و خطرات بسیار جدی برای سلامتی انسان و سایر جانداران به وجود آورده است. به منظور شناسایی اثرات عوامل انسان‌زاد بر کیفیت آب زیرزمینی تعیین کیفیت پایه آب زیرزمینی ضروری می‌باشد.

۲-۲- کیفیت پایه آب زیرزمینی

طیفی از غلظت‌های عناصر، ایزوتوپ و یا ترکیبات شیمیایی محلول که از شرایط طبیعی، زمین‌شناسی، بیولوژیکی یا اتمسفری و بدون دخالت فعالیت‌های انسان منشأ پیدا کرده باشند، به عنوان کیفیت پایه آب زیرزمینی (Groundwater baseline quality) معرفی می‌گردد. مهم‌ترین عواملی که کیفیت پایه

آب‌های زیرزمینی را کنترل می‌کنند شامل بارندگی، نوع خاک، زون غیراشباع، فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی، واکنش‌های رسوب- انحلال، واکنش‌های احیاء، واکنش‌های تبادل یونی و سرعت حرکت آب زیرزمینی می‌باشد (قناعتیان، ۱۳۹۱). کیفیت طبیعی آب‌های زیرزمینی بسیار متغیر بوده و به عوامل مختلفی وابسته است. که نشان‌دهنده شیمی آب تغذیه شده و ژئوشیمی خاک، سرعت حرکت آب و سنگ‌هایی که آب با آن‌ها در تماس بوده است، می‌باشد (Bloomfield et al. 2013).

الف- بارندگی

نفوذ آب باران از اتمسفر که حاوی دی اکسید کربن است باعث افزایش قدرت انحلالی آب زیرزمینی شده، در نتیجه کانی‌های سیلیکاته سنگ‌های آذرین به آب افزوده می‌شود (Todd and Mays, 2005). بارندگی‌ها اصولاً از تبخیر آب اقیانوس‌ها نشأت می‌گیرند و ترکیب آن‌ها عمدتاً حاوی یون‌های Na و Cl به همراه نسبت بالایی از (Mg/Ca) می‌باشد. آب باران به دلیل حضور CO₂ موجود در هوا کمی حالت اسیدی دارد که عمل واکنش بین سنگ و آب را آسان‌تر می‌کند. آب باران بسیار رقیق می‌باشد و عناصر حل شده در باران از انحلال گازهای اتمسفری و ذرات جامد موجود در جو که به ابروسل معروفند، نشأت گرفته است. TDS آب باران بین ۴ تا ۱۷ میلی گرم بر لیتر متغیر می‌باشد و مقادیر بیش‌تر از ۱۰ میلی گرم بر لیتر نتیجه آلودگی هوا است (Langmuir, 1977). بارش مهم‌ترین عاملی است که در چرخه هیدرولوژی تأثیر دارد. با مطالعه و بررسی خصوصیات هیدروشیمی سفره آب زیرزمینی منطقه تنکابن مشخص شد که علی‌رغم وجود پتانسیل‌های آلاینده بسیار زیادی که در منطقه وجود دارد از جمله گسترش اراضی کشاورزی، بالا بودن سطح آب زیرزمینی، دانه درشت بودن رسوبات پوشاننده سفره و قرارگیری سفره آب زیرزمینی در کنار دریای خزر، منابع آب زیرزمینی آلوده نیست. زیرا بر اثر بارندگی زیاد و نرخ کم رواناب، نرخ تغذیه سالیانه به سفره آب زیرزمینی بالا بوده و از طرف دیگر زمان ماندگاری آب به دلیل دانه درشت بودن رسوبات پوشاننده سفره کوتاه است، در نتیجه غلظت عناصر محلول در آب کمتر از حد مجاز می‌باشد (کلانتریان و کرمی، ۱۳۸۸).

ب- نوع خاک

شیمی آب زیرزمینی به شدت وابسته به آب خروجی از زون خاک است. تاثیر اصلی خاک تولید CO_2 ناشی از فرآیندهای بیولوژیکی می باشد. غلظت CO_2 در خاک ممکن است ۱۰ تا ۱۰۰ برابر CO_2 موجود در اتمسفر باشد. نتیجه اصلی این فرآیند تولید اسید کربنیک می باشد که هوازدگی کانی های سیلیکاته و کربناته را کنترل می کند (Edmunds and Shand, 2008).

ج- زون غیراشباع

جایی که سطح آب کمتر از چند متر است. فرآیندهای مویینگی باعث بالا آمدن آب شده و آب تبخیر می شود در نتیجه غلظت مواد محلول افزایش می یابد. در اعماق بیشتر از چند متر رطوبت با نرخ ۰/۰۱ تا ۱ متر در سال برای محیط متخلخل و نرخ بیشتر برای سنگ های درز و شکاف دار که دارای تخلخل دوگانه می باشند به سطح ایستابی منطقه اشباع زهکشی می شود. مواد محلول در آب از قبیل کلر به زون غیراشباع وارد می شود و بدون تغییر در این زون باقی می ماند و اطلاعاتی از قبیل شرایط زمانی تغذیه و آب و هوایی را در خود نگه می دارند. بنابراین تغییر کاربری زمین و دوره های تر و خشک توسط نوسانات کلر ثبت می شود، زیرا کلر از جمله یون هایی است که وارد واکنش های شیمیایی نمی شود (Edmunds and Shand, 2008).

ح- فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی در آب زیرزمینی

شیمی آب زیرزمینی به شدت به نوع سنگ هایی که در مسیر حرکت آب قرار دارند، بستگی دارد. کانی های تبخیری در مقایسه با دیگر کانی ها خاصیت انحلال پذیری بیشتری دارند. سنگ های کربناته مانند آهک و دولومیت و کانی های تبخیری از جمله ژیپس و هالیت وقتی در آب حل شوند، کیفیت آن را کاهش می دهند.

باقری و همکاران (۱۳۸۶) در بررسی تأثیر سازندها و ساختارهای زمین شناسی منطقه سراب بر کمیت و کیفیت منابع آب زیرزمینی دریافتند که زمین شناسی مهم ترین عامل در تعیین ترکیب شیمیایی

آب‌های زیرزمینی این منطقه است. آب‌های ورودی به منطقه به علت عبور از تشکیلات مارنی، ژئوسی و نمکی میوسن موجود در منطقه کیفیت نامطلوبی دارند. همچنین در قسمت خروجی دشت رسوبات دانه ریز می‌باشند که باعث افزایش سطح تماس با مواد تشکیل دهنده آبخوان و شور شدن آب خروجی می‌شوند.

در پژوهش انجام گرفته توسط فخری و همکاران (۱۳۹۲) با عنوان اثر سازندهای زمین‌شناسی بر کیفیت آب‌های زیرزمینی دشت مرند تأثیر کانی‌های موجود در سازندهای زمین‌شناسی منطقه از جمله سازندهای میوسن و پلیوسن بر افزایش آنیون‌ها و کاتیون‌های آب مشخص گردید. نتایج نمودارهای پایپر نشان داد تیپ آب براساس غلظت آنیون‌ها به طور عمده کلروه و بی‌کربنات و براساس غلظت کاتیونی سدیک می‌باشد.

بررسی‌های انجام شده در دشت شاهرود نشان داد که هدایت الکتریکی نمونه‌های آب به سمت جنوب به دلیل وجود رخنمون‌های مارنی افزایش می‌یابد که باعث تخریب کیفیت آب‌های زیرزمینی این مناطق شده است. در مناطق میانی آبخوان به دلیل تغذیه و جریان آب از مخروط افکنه، کیفیت آب‌های زیرزمینی بهتر بوده و هدایت الکتریکی کاهش می‌یابد (کلاتگی و همکاران، ۱۳۹۳).

ارزیابی عوامل موثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت مهربان (شرق آذربایجان شرقی) شوری بالای آب زیرزمینی این منطقه را نشان داد. با توجه به روش‌های هیدروشیمیایی مورد استفاده در این تحقیق، مهم‌ترین عامل موثر بر کیفیت آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه، واکنش بین آب و مواد تشکیل دهنده سفره آب‌دار است. شاخص‌های اشباع بیانگر این موضوع است که نمونه‌های آب زیرزمینی نسبت به کانی‌های کلسیت، دولومیت و آراگونیت فوق اشباع و نسبت به ژئوپس، انیدریت و هالیت تحت اشباع می‌باشد (جوانمرد و همکاران، ۱۳۹۳). مطالعات صورت گرفته درمورد بررسی اثر فعالیت‌های کشاورزی و عوامل زمین‌شناسی بر کیفیت شیمیایی آب‌های زیرزمینی منطقه آذرشهر نشان داد که در آب‌های زیرزمینی مناطقی از دشت آذرشهر که تحت تأثیر سازندهای کربناته قرار دارند، غلظت یون کربنات از

سایر یون‌ها بیشتر است، در حالی که غلظت یون‌های سولفات و کلر در آب زیرزمینی متأثر از سازندهای سولفات، از سایر یون‌ها بیشتر بوده است (حسن‌زاده و همکاران، ۱۳۹۳).

بررسی‌های انجام گرفته توسط هررا و اسپینوزا (Herrera and Espinosa, 2008) با هدف ارزیابی هیدروشیمیایی آبخوان آبرفتی جنوب اسپانیا که به طور عمده برای کشاورزی استفاده می‌شود نشان داد که تیپ آب از کربناته به سمت کلروره تغییر می‌کند. همچنین مقدار TDS به دلیل وجود کانی‌های تبخیری در جهت جریان افزایش یافته است. واکنش بین آب و سنگ در رسوبات آبرفتی و عوامل انسانی از قبیل فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب زیرزمینی تأثیرگذار بوده‌اند.

در بررسی‌های صورت گرفته در ترکیه با عنوان آلودگی نیترات و فلزات سنگین در اثر فعالیت‌های کشاورزی مشخص شد که وضعیت زمین‌شناسی بر روی غلظت نیترات تأثیر گذاشته است. در سازندهای سست و غیرمتراکم میزان نیترات بسیار بیشتر از سایر چاه‌ها است (Keskin, 2010).

زارعی و همکاران (Zarei et al. 2014) با مطالعه بر روی آبخوان آبرفتی جناح واقع در جنوب ایران با آب و هوای خشک با استفاده از روش‌های هیدروشیمیایی و ایزوتوپی دریافتند که کیفیت آب به شدت کاهش یافته است. آن‌ها ۵۱ نمونه از آب چشمه‌ها، چاه‌ها و آب‌های سطحی برداشت کردند. نتایج نشان داد که میزان کل مواد جامد محلول از ۱/۶۳ تا ۳۳۵ گرم بر لیتر در نمونه‌های آب زیرزمینی متغیر است. همچنین آبخوان در معرض شور شدن است، که منابع شوری آن تبخیر، وجود سازندهای تبخیری و گنبدی‌های نمکی، نفوذ رودخانه و چشمه‌های هیدروترمال است.

د- واکنش رسوب - انحلال

انحلال‌پذیری باعث اضافه شدن کاتیون‌ها به آب زیرزمینی می‌شود. انحلال کانی‌های کربناته و سیلیکاته توسط CO_2 موجود در زون خاک کنترل می‌شود (Langmuir, 1977). تعدادی از واکنش‌های انحلالی که برای توضیح جذب و آزاد شدن عناصر موجود در سنگ‌های کربناته و سیلیکاته استفاده می‌شود در زیر آمده است:

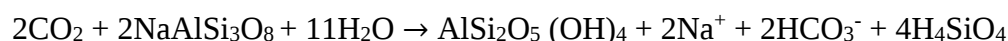
انحلال همگن کلسیت



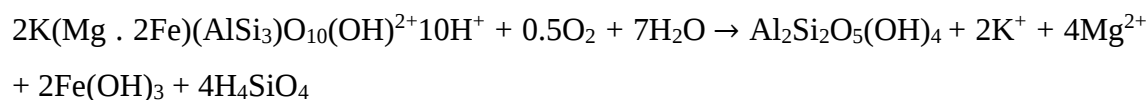
انحلال ناهمگن کلسیت ناخالص



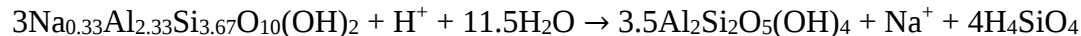
هوازدهی کانی‌های اولیه سنگ (فلدسپار) برای آزادسازی عناصر موجود و تشکیل خاک رس



هوازدهی اولیه کانی‌های سنگ (بیوتیت) برای آزادسازی عناصر محلول و تشکیل رس‌ها



هوازدهی رس غنی از کاتیون و تشکیل رس فقیر از کاتیون



تمام واکنش‌های بالا از نوع هیدرولیزی هستند و با مصرف CO_2 ، میزان pH محیط را تغییر می‌دهند.

باز یا بسته بودن سیستم آب زیرزمینی نسبت به CO_2 در تغییر کیفیت آب‌های زیرزمینی بسیار موثر

است (Edmunds and Shand, 2008).

ز - کنترل کننده‌های واکنش‌های کاهشی (احیاء)

واکنش‌های کاهشی در تعیین و توصیف تغییرات خصوصیات آب‌های زیرزمینی بسیار مهم هستند.

آب‌های زیرزمینی در عمق‌های کم حاوی اکسیژن محلول هستند و مقدار آن (به طور میانگین ۸

میلی گرم بر لیتر) کمی از اکسیژن اتمسفر کمتر است. زمانی که آب زیرزمینی در جهت شیب حرکت

می‌کند، اکسیژن محلول توسط فرایندهای واسطه میکروبی یا واکنش‌های غیرآلی مصرف می‌شود که

منجر به شرایط بی‌هوازی می‌شود. نرخ مصرف اکسیژن محلول بستگی به ژئوشیمی آبخوان و مواد

الکترون دهنده دارد.

ن - سرعت حرکت آب زیرزمینی

سرعت آب زیرزمینی بر کیفیت آب و میزان املاح آن بسیار موثر است. هرگاه سرعت حرکت آب زیرزمینی بالا باشد، زمان تماس آن با محیط اطراف کم خواهد بود و عناصر کمتری را می‌تواند در خود حل کند. آبخوان‌های آزاد کم عمق دارای آب‌های زیرزمینی با سرعت بالا می‌باشند. زمانی که سرعت حرکت آب زیرزمینی پایین باشد، مانند سنگ‌هایی که دارای هدایت هیدرولیکی پایین هستند، زمان ماندگاری بالا خواهد بود و کانی‌های موجود در سنگ در تعادل با آب خواهند بود و آبخوان‌های عمیق دارای چنین سیستمی هستند. در این سیستم‌ها کیفیت آب زیرزمینی به شدت به ترکیب کانی‌شناسی سنگ بستگی دارد.

۲-۳- عوامل انسانی اثرگذار بر کیفیت آب زیرزمینی

۲-۳-۱- فعالیت‌های کشاورزی

هرگاه عوامل آلاینده آب مورد بررسی قرار می‌گیرند عامل کشاورزی بیشتر مورد توجه است، با رشد جوامع انسانی فعالیت‌های کشاورزی نیز در حال افزایش است و باعث کاهش کیفیت آب می‌شود که این آلودگی از طریق رسوبات، آفت‌کش‌ها، فضولات حیوانی، کودها و مواد آلی و معدنی وارد آب می‌شود. به عقیده بوهلکه (Bohlke, 2002) عبارت "آلاینده (Contamination) کشاورزی" به مواد شیمیایی اشاره دارد که غلظت آن‌ها در آب‌های زیرزمینی زمانی که کشاورزی صورت می‌گیرد نسبت به زمانی که فعالیت‌های کشاورزی صورت نمی‌گیرد بالاتر باشد، اگر چه این مواد به طور مستقیم از مواد مصنوعی آمده است. کشاورزی دارای اثرات مستقیم و غیرمستقیم بر روی نرخ و ترکیب تغذیه آب‌های زیرزمینی و بیوژئوشیمی آبخوان می‌باشد، اثرات مستقیم شامل حل و حمل و نقل مقادیر بیش از حد کود و مواد مرتبط با تغییرات هیدرولوژیکی، آبیاری و زهکشی و برخی از اثرات غیرمستقیم شامل تغییرات در واکنش آب-سنگ در خاک و سفره‌های آب ناشی از افزایش غلظت اکسید محلول می‌باشد.

دو منبع اصلی برای آلودگی آب‌های زیرزمینی شناسایی شده که اولی مربوط به تخلیه سطحی آلودگی در آب‌های زیرزمینی مانند نشت توسط رودخانه بوده که دارای ویژگی‌های آلودگی نقطه‌ای^۲ می‌باشد و دیگری در نتیجه فعالیت‌های کشاورزی است که آلودگی غیرنقطه‌ای^۳ نامیده می‌شود (Liu et al. 2005). در بررسی منطقه‌ای در چین منبع اصلی آلودگی‌های غیرنقطه‌ای مواد شیمیایی، کودها و نمک‌های شسته شده کشاورزی شناخته شدند. آلاینده‌های عمده‌ای از جمله آلاینده‌های مربوط به شهری، صنعتی، کشاورزی و زیست‌محیطی از طریق ریشه گیاهان به آبخوان‌های کم عمق منتقل می‌شوند و باعث آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌شوند (Feng et al. 2005).

در بسیاری از کشورهای جهان، آب سطحی و زیرزمینی در معرض خطر جدی آلودگی ناشی از مواد شیمیایی مورد استفاده در فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد، استفاده بیش از حد از کود و آفت‌کش در فعالیت‌های کشاورزی به منظور افزایش بهره‌وری با توجه به افزایش سریع جمعیت و توسعه فن‌آوری باعث تهدید آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی در مقیاس بزرگ شده است (Keskin, 2010).

در بررسی اثرات کشاورزی بر کیفیت آب زیرزمینی منطقه‌ای در چین مشخص شد که آب آبیاری کشاورزی باعث آلودگی آب زیرزمینی شده است. همچنین تبخیر و تعرق آب آبیاری به خصوص در آب‌های زیرزمینی کم عمق باعث افزایش کلراید شده است. در نتیجه کیفیت آب زیرزمینی در این منطقه بسیار ضعیف است. همچنین توازن بین آب دریاچه موجود در منطقه و TDS نشان می‌دهد که مقداری از تخلیه به آب زیرزمینی باعث شوری آب زیرزمینی شده است (Zhu et al. 2014).

فعالیت‌های کشاورزی یکی از منابع آلاینده‌های غیرنقطه‌ای (NPS)^۴ آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی است. که آلودگی از نوع پخش‌شدگی هم شناخته می‌شود. در واقع منبع آلودگی آن‌ها یک نقطه مشخص ندارد. مهم‌ترین آلاینده‌های ناشی از فعالیت‌های کشاورزی شامل موارد زیر می‌باشد:

² Point

³ Non point

⁴ Non-point sources

الف- نیترات

نیترات به شکل اولیه نیتروژن حل شده در آب‌های طبیعی وجود دارد و یکی از بزرگ‌ترین شرکت‌کننده‌ها در آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی جهان است. غلظت بالای نیترات در آب‌های زیرزمینی اثرات بهداشتی زیادی بر آب آشامیدنی و سلامتی انسان می‌گذارد و می‌تواند به گرم شدن جهانی کمک کند. استفاده از کود فراوان، دام‌ها، کانیایی شدن خاک، تثبیت نیتروژن و رسوب اتمسفری منابع اولیه نیتروژن از طریق کشاورزی هستند. در اثر کاربرد کودهای نیتروژنی در اواخر سال‌های ۱۹۶۰-۱۹۷۰ میزان محصولات کشاورزی افزایش پیدا کرده است. بین سال‌های ۱۹۴۵ و ۱۹۸۵ استفاده از کود نیتروژنی حدود ۲۰ برابر افزایش یافت و از کمتر از ۱ میلیون تن در سال به بیش از ۱۰ میلیون تن در سال افزایش یافت. مطالعات اخیر توسط سازمان بهداشت جهانی به غلظت بالاتر نیترات در آب آشامیدنی اشاره کرده‌اند. تجزیه گیاهی و ضایعات حیوانی، شسته شدن مواد زائد جامد، زباله خانگی، پساب‌های صنعتی (صنایع مانند کود نیتروژنی، اسید نیتریک، و غیره)، کود مورد استفاده در کشاورزی، رواناب برگشتی^۵ آبیاری، شسته شدن نیتروژن اتمسفر توسط باران و استفاده از پساب‌ها برای گیاهان منابع اصلی نیترات در آب‌های زیرزمینی و سطحی است (Welch et al. 2011). منابعی که باعث افزایش نیترات در آب زیرزمینی می‌شوند متعدد می‌باشند، از جمله این منابع فعالیت‌های کشاورزی توأم با مصرف بی‌رویه سموم، کودهای حیوانی و شیمیایی و روش‌های غیرعلمی آبیاری، نوع ساختارهای زمین‌شناسی هر منطقه چاه‌های فاضلاب خانگی، دفع غیربهداشتی مواد زائد شهری و صنعتی می‌باشد. میزان غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی معمولاً بین ۰/۱ تا ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. بر اساس سازمان بهداشت جهانی (WHO)^۶ حداکثر میزان نیترات در آب زیرزمینی ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و حداکثر قابل قبول ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر بوده و براساس موسسه استاندارد آمریکا (USEPA)^۷ ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.

⁵ Return flow

⁶ World Health Organization

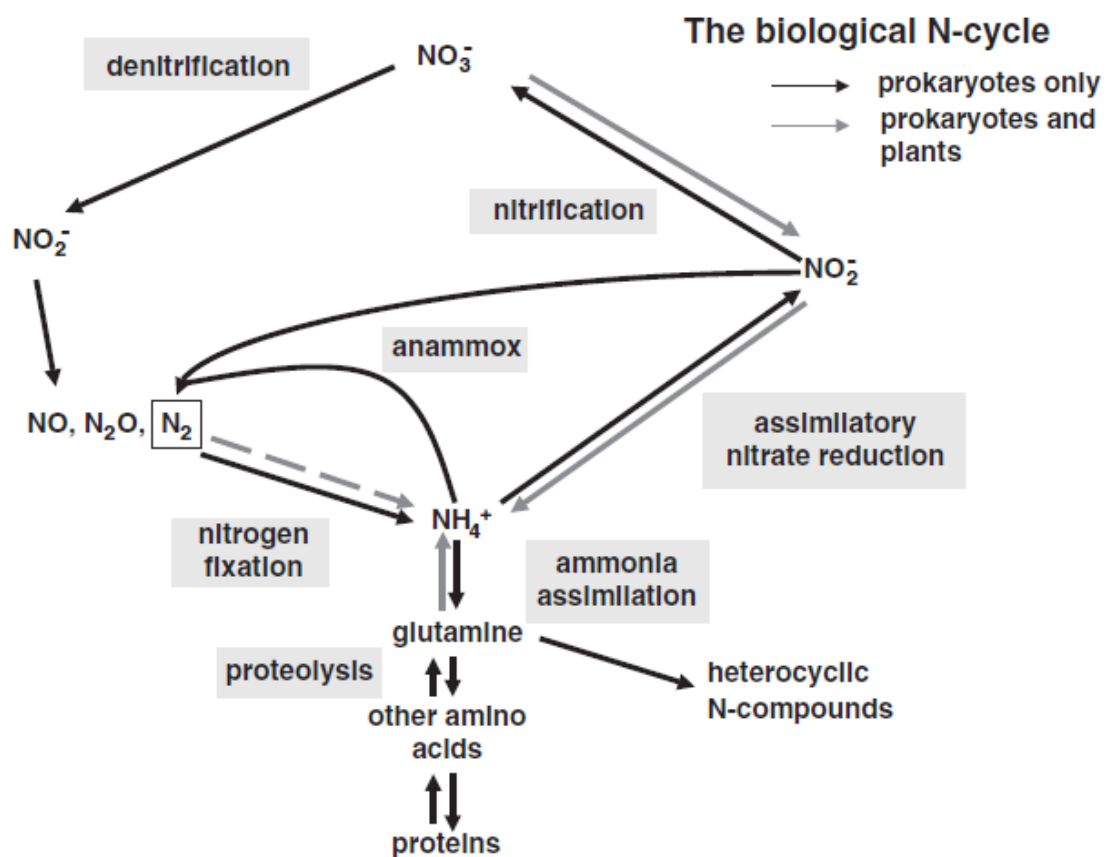
⁷ United States Environmental Protection Agency

- چرخه نیتروژن

نیتروژن (N) یک عنصر اصلی برای تمام موجودات است. در واقع نیتروژن یکی از مواد مغذی اصلی برای بقای تمام موجودات زنده است. این عنصر برای بسیاری از مولکول‌های زیستی، از جمله پروتئین‌ها، DNA و کلروفیل حیاتی است. در زیست‌شناسی N تحت انواع فرایندهای اکسیداسیون و کاهش می‌باشد و واکنش‌های اکسیداسیون و کاهش به روش‌های مختلف توسط موجودات انجام می‌شود و در مجموع چرخه زیستی نیتروژن (شکل ۱-۲) را تشکیل می‌دهند. همه این واکنش‌ها توسط باکتری‌ها و برخی از قارچ‌ها انجام شده است. گرچه نیتروژن در جو به عنوان گاز نیتروژن (N_2) بسیار فراوان است، اما تنها زمانی که نیتروژن از گاز نیتروژن به آمونیاک تبدیل (NH_3) شود، در دسترس تولید کنندگان اولیه، مانند گیاهان قرار می‌گیرد. علاوه بر N_2 و NH_3 ، نیتروژن در بسیاری از اشکال مختلف، از جمله غیرآلی (آمونیم، نترات) و آلی (اسیدهای آمینه و اسیدهای نوکلئیک) وجود دارد. در واقع نیتروژن تحت تأثیر بسیاری از تحولات مختلف در اکوسیستم، تغییر از یک شکل به شکل دیگر، استفاده توسط موجودات برای رشد و تولید انرژی می‌باشد (Bothe et al. 2007).

یکی از گسترده‌ترین تغییرات به اکوسیستم‌های زمین تغییر چرخه جهانی مواد مغذی، از جمله نیتروژن می‌باشد. در اکوسیستم‌های زمینی، نیتروژن می‌تواند باعث عدم تعادل مواد مغذی در درختان، تغییرات سلامت جنگل و کاهش در تنوع زیستی شود. با افزایش دسترسی به نیتروژن در ذخیره‌سازی کربن نیز تغییر ایجاد می‌شود، این فرایندها به طور ویژه‌ای مرتبط با تغییر در چرخه نیتروژن هستند. در سیستم‌های کشاورزی، کود به طور گسترده برای افزایش تولید محصول مورد استفاده قرار می‌گیرد، اما نیتروژن معمولاً به صورت نترات استفاده نشده باقی مانده، می‌تواند از خاک شسته، وارد رودخانه‌ها شده و در نهایت وارد آب آشامیدنی شود. بسیاری از ازت مورد استفاده در مناطق کشاورزی و شهری در نهایت وارد رودخانه‌ها و سیستم‌های ساحلی می‌شود. در سیستم‌های دریایی افزایش نیتروژن باعث کاهش اکسیژن شده که نتیجه آن کاهش تنوع زیستی بوده است، یکی از نتایج شایع افزایش نیتروژن افزایش

جلبک‌های مضر می‌باشد (Howarth, 2008). شواهد موجود نشان می‌دهد که تغییرات زیست‌محیطی مرتبط با غنی‌سازی مواد غذایی باعث تشدید عفونت و بیماری‌های انگلی شده است. علاوه بر این افزایش نیتروژن در سیستم‌های آبی می‌تواند به افزایش اسیدی شدن در اکوسیستم آب شیرین منجر شود (Johnson *et al.* 2010).



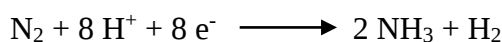
شکل ۱-۲ - چرخه نیتروژن (Bothe *et al.* 2007)

- فرایندهای تغییر و تبدیل نیترات

فرایندهایی که نیترات را تحت تأثیر قرار می‌دهند شامل نیترات‌زایی (Nitrification)، نیترات‌زدایی (Denitrification)، تثبیت (Fixation)، سنتز (Synthesis) و آمونیاک‌زایی (Ammonification) می‌باشد.

۱- تثبیت (Fixation)

فرایندی است که در آن نیتروژن موجود در جو (N_2) به نیتروژن بیولوژیکی در دسترس گیاهان و جانوران (آمونیم (NH_4)) تبدیل می‌گردد. نیتروژن مولکولی یا نیتروژن موجود در جو، با توجه به پیوند سه گانه بین اتم‌های نیتروژن در حالت پایه بی‌اثر و پایدار است و نیاز به انرژی زیادی برای شکستن این پیوند است، یعنی با ماده شیمیایی دیگری برای تشکیل ترکیب جدید واکنش نمی‌دهد. فرایند تثبیت نیتروژن اتم‌های نیتروژن را از حالت دو اتمی آزاد می‌کند تا تغییرپذیر گردند. کل فرایند نیاز به هشت الکترون و حداقل ۱۶ مولکول ATP دارد. در نتیجه تنها یک گروه از پروکاریوت‌ها قادر به انجام این فرایند هستند. اگرچه بیشتر تثبیت نیتروژن توسط پروکاریوت‌ها انجام می‌شود، اما برخی نیتروژن‌ها را می‌توان توسط رعد و برق و یا فرایندهای صنعتی خاص، از جمله احتراق سوخت‌های فسیلی تثبیت کرد (Bernhard, 2010).



۲- نیترات‌زایی (Nitrification)

نیتریفیکاسیون تبدیل یا اکسیداسیون بیولوژیکی یون آمونیوم به یون نیتريت و سپس به یون نیترات است. در طول اکسیداسیون یون‌های آمونیوم و یون نیترات، اکسیژن از طریق گروهی از موجودات زنده به یون‌ها اضافه می‌شود. واکنش‌های تبدیل به هم پیوسته بوده و با سرعت به سمت تشکیل نیترات ادامه می‌یابد. نیتریفیکاسیون در طبیعت و در لجن‌های فعال رخ می‌دهد. فرایند نیتریفیکاسیون در خاک به ویژه در طبیعت مهم است، زیرا نیتروژن توسط گیاهان به عنوان ماده غذایی به شکل یون نیترات جذب می‌شود (Gerardi, 2002).



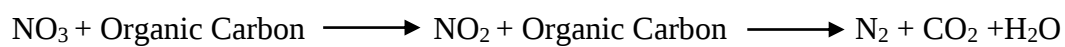
۳- نیترات‌زدایی (Denitrification)

اصطلاح دنیتریفیکاسیون برای اولین بار در فرانسه سال ۱۸۸۶ برای توصیف استفاده از یون نیترات

توسط برخی از باکتری‌ها مورد استفاده قرار گرفت (Gerardi, 2002). در این فرایند بخشی از نیتروژن از طریق نیترات (NO_3) به گاز نیتروژن (N_2) تبدیل می‌شود. دنیتریفیکاسیون یک فرایند کاهشی است و در چهار مرتبه صورت می‌گیرد:

۱- تبدیل NO_3 به NO_2^- ۲- NO_2^- به NO ۳- NO به N_2O ۴- N_2O به N_2 (Bothe et al. 2007).

شرایطی که معمولاً باعث رخ دادن فرایند دنیتریفیکاسیون می‌شود، شامل محیط بی‌هوازی، رطوبت بالا، درجه حرارت معتدل، در دسترس پذیری آسان ترکیبات آلی و کمبود اکسیژن می‌باشد.

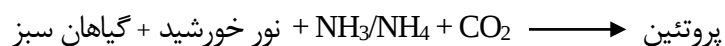
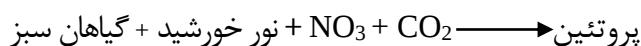


۴- آمونیاک‌زایی (Ammonification)

Ammonification روند ساخت آمونیاک و یا یون‌های آمونیوم (NH_4^+) توسط موجودات زنده است. برخی از باکتری‌ها می‌توانند نیترات موجود در خاک یا در دستگاه گوارش انسان را به آمونیاک تبدیل کنند. در سطح جهانی، تنها مقدار کمی (۱۵ درصد) از نیتروژن به صورت آمونیاک به جو می‌رسد. اکثر یون‌های آمونیوم به سرعت در خاک و آب توسط میکروارگانیسم‌ها و گیاهان مصرف می‌شوند (Gerardi, 2002).

۵- سنتز (Synthesis)

فرایند سنتز که جذب نیز نامیده می‌شود، به فرایندهای بیوشیمیایی که محلول آمونیاک یا ترکیبات نیترات را برای تشکیل پروتئین گیاهی و دیگر ترکیبات حاوی نیتروژن مصرف می‌کند، اشاره دارد. در واقع به طور کلی سنتز یعنی ترکیب یا تجزیه‌ی مواد برای تولید ماده یا مواد جدید (Canter, 1997).



استفاده از کود در کشاورزی یک ضرورت برای تولید مواد غذایی و فیبر است اما غلظت بالای نیترات در آب‌های زیرزمینی در اثر کشاورزی فشرده باعث نگرانی آلودگی آب زیرزمینی شده است. اثر نیترات بیش از حد در آب آشامیدن منجر به بیماری متوموگلوبینمی (سندرم آبی کودکان) شده که بر روی جنین و کودکان تأثیر می‌گذارد.

غلظت نیترات در مناطق کشاورزی در ارتباط با آفت‌کش‌ها و آلودگی‌های میکروبی است. اضافه نمودن کود ازت به مزارع می‌تواند به عنوان یک منبع غیرنقطه‌ای در نظر گرفته شود. ترکیبات نیتروژنی در این منابع در خاک اکسیده می‌شوند، سپس نیترات به صورت محلول در می‌آید. با نفوذ کافی آب سطحی نیترات محلول می‌تواند در منطقه ریشه به آب‌های زیرزمینی وارد شود. سفره‌های آب آزاد با سطح ایستابی که دارای خاک نفوذپذیر بوده به آلودگی کشاورزی بسیار آسیب‌پذیر می‌باشد (Mahvi et al. 2005).

بررسی تغییرات ماهانه نیترات در آب زیرزمینی دشت شهرکرد توسط لاله‌زاری و همکاران (۱۳۸۸) نشان می‌دهد که فصل تابستان بیشترین غلظت نیترات را به دلیل برداشت زیاد و برگشت آب و فعالیت‌های کشاورزی دارد. در پاییز و زمستان غلظت نیترات روند کاهشی دارد. نتایج همچنین حلالیت بالای نیترات و شسته شدن آن در اثر آبیاری و نیز نقش فعالیت‌های کشاورزی در عدم تامین سلامت آب را نشان می‌دهد.

یکی از شاخص‌های مهم برای نشان دادن کیفیت آب آشامیدنی و کشاورزی میزان نیترات موجود در آن است. نیترات از طریق تجزیه و فساد پسماندهای انسانی و حیوانی، تولیدات صنعتی و رواناب حاصل از کشاورزی وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود (بدیعی نژاد و همکاران، ۱۳۹۱). در یک بررسی با عنوان بررسی تغییرات آلاینده نیترات در ابتدا و انتهای فصل خشک در دشت رامهرمز که در ۹۰ کیلومتری شرق اهواز قرار دارد، مشخص شد در دوره مورد نظر که دربرگیرنده فصل خشک می‌باشد تغییرات زمانی نیترات با گذشت زمان افزایش یافته و تغییرات مکانی نیترات در جهت جریان و با دور شدن از منبع تغذیه که رودخانه می‌باشد افزایش می‌یابد (موسوی و همکاران، ۱۳۹۰).

مطالعات صورت گرفته توسط افروزی و محمدزاده (۱۳۹۱) در آبخوان آبرفتی فارسان- جونقان نشان داد که توزیع مکانی آلودگی نیترات اطراف شهر فارسان و روستاهای پردنجان و گوجان نسبت به سایر نقاط دشت بیشتر است و غلظت آن در این مناطق بیشتر از حد استاندارد بوده و به ۶۰ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد که می‌تواند به دلیل فعالیت‌های غیراصولی کشاورزی و پساب حاصل از آن و فاضلاب

خانگی بر کیفیت آب زیرزمینی دشت باشد. توزیع آلودگی نیترات رابطه‌ی نزدیکی با وسعت و شدت فعالیت‌های کشاورزی دارد به طوری که بیشترین مقدار مربوط به مناطق کشت آبی است. همچنین غلظت نیترات رابطه عکسی با عمق سطح ایستابی دارد، یعنی آبخوان‌های کم عمق نسبت به آبخوان‌های عمیق آلودگی بیشتری را نشان می‌دهند.

کلاتگی و همکاران (۱۳۹۳) با مطالعه‌ای در بررسی آلودگی یون نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود نشان دادند که مقدار نیترات در بخش شهری آبخوان شاهرود سالانه حدود ۱/۶ میلی‌گرم بر لیتر افزایش یافته است. علاوه بر این مشخص شد که فعالیت کشاورزی بر میزان نیترات آب چاه‌ها تأثیری نداشته است و تغذیه از چاه‌های فاضلاب شهری و خانگی بر افزایش نیترات در منطقه شهری موثر بوده است.

ماهوی و همکاران (Mahvi et al. 2005) در مطالعه تأثیر فعالیت کشاورزی بر نیترات آب‌های زیرزمینی در منطقه اندیمشک و شوش که در شمال خوزستان قرار دارد (بین رودخانه‌های کرخه و دز)، مشاهده کردند که نرخ مصرف کودهای شیمیایی در این منطقه بین ۳۹۰-۴۵۰ کیلوگرم بر هکتار بر سال است. آبخوان اندیمشک و شوش منبع اصلی آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه است، در تمام نمونه‌ها غلظت نیترات زیر استاندارد WHO است. در جنوب شوش با بافت رسی خاک غلظت نیترات کم است. خاک رسی نفوذپذیری خاک سطحی را کاهش می‌دهد و احتمالاً شرایط رطوبتی و بی‌هوازی این منطقه باعث ترویج شرایط نیتروژن‌دهی و تبدیل نیترات به نیتروژن به وسیله فرایندهای باکتریایی می‌شود. میزان نیترات آب زیرزمینی و نوسانات آن در نمونه‌های آبی که در نزدیکی رودخانه دز است دارای کم‌ترین مقدار می‌باشد، زیرا تغذیه مداوم است و بنابراین محتوای نیترات کاهش یافته است.

بررسی‌های صورت گرفته در منطقه همدان نشان داد که در مناطق خشک و نیمه‌خشک آب آبیاری نیترات را به آب‌های زیرزمینی وارد می‌کند. همچنین عدم مدیریت در استفاده از کودهای شیمیایی نیتروژن‌دار باعث افزایش نشت نیترات به آب‌های زیرزمینی می‌شود (Jalali, 2005).

آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی آزاد و کم عمق سفره‌های آب دشت آبرفتی شمال هند مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل نشان داد که این منطقه به شدت به نیترات آلوده است. آلودگی نیترات در سفره‌های آب این منطقه از هر دو منابع آلودگی نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای مشتق شده است. منابع نقطه‌ای می‌تواند به ضایعات حیوانی به دست آمده از گاو و گاومیش و منابع غیرنقطه‌ای می‌تواند به فعالیت‌های کشاورزی در آن منطقه نسبت داده شود (Sankararamakrishnan *et al.* 2008).

آلودگی نیترات در آب زیرزمینی منطقه سنگال مورد مطالعه قرار گرفت. بررسی‌ها نشان داد که چاه‌های با سطوح آب عمیق‌تر آلودگی نیترات کمتر و شوری بیشتر و چاه‌های با میزان نیترات بالاتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در مناطق مسکونی واقع شده‌اند. نتایج نشان داد که تخلیه فاضلاب و شیوه‌های نادرست کشاورزی بر آلودگی نیترات موثر بوده است (Sall and Vanclooster, 2009).

آنگلوپولوس و همکاران (Angelopoulos *et al.* 2009) در مطالعه خود در سفره ساحلی شمال پلیونز (جنوب غربی یونان) نشان دادند که غلظت نیترات بالاتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است. همچنین نشان دادند که در طول زمان فرایندهایی مانند نیترات‌زدایی طبیعی و تبخیر ممکن است باعث کاهش غلظت نیترات شود. بالاترین غلظت نیترات بعد از زمان بارندگی و پایان فصل محصول می‌باشد که به علت حرکت رو به پایین آب می‌باشد. آبخوان‌های کم عمق و آبرفت‌ها نسبت به آبخوان‌های عمیق و محبوس بیشتر در معرض آلودگی قرار دارند. غلظت بالای نیترات مربوط به شسته شدن باقی‌مانده کودهای نیتروژنی مورد استفاده در کشاورزی می‌باشد.

مطالعات صورت گرفته در منطقه‌ای در آمریکا نشان داد که آب‌های زیرزمینی کم عمق در زمین‌های کشاورزی که دارای خاک با زهکشی خوب و شرایط ژئوشیمیایی اکسیدی هستند غلظت نیترات بیشترین مقدار را دارد، اما در آب‌های زیرزمینی عمیق که دارای شرایط کاهش‌ی هستند و جایی که آب زیرزمینی قدیمی است غلظت نیترات کمترین است (Burow *et al.* 2010).

مطالعات صورت گرفته در منطقه تويسرکان نشان داد، که در مناطقی که کشاورزی بیشتر صورت

می‌گیرد غلظت نیترات و کلر در آب‌های زیرزمینی افزایش یافته که دلیل آن را استفاده از کودهای شیمیایی بیان کرده است (Jalali, 2010).

آبخوان بازالتی رودخانه حوضه کلمبیا (CRB) که در آمریکا واقع شده به منظور بررسی توزیع نیترات مورد مطالعه قرار گرفت. آبیاری در مناطق نیمه‌خشک، می‌تواند اثرات بسیاری بر نرخ تغذیه و کیفیت آب‌های زیرزمینی کم عمق داشته باشد. این منطقه دارای بالاترین غلظت نیترات در آمریکا بوده است. در این مطالعه ۲۲ نمونه از آب‌های زیرزمینی، ۴ نمونه آب‌های سطحی از کانال‌ها و رودخانه کلمبیا، ۲ نمونه از آب چشمه و یک نمونه کود آمونیوم سولفات جمع‌آوری شد پس از آنالیز نمونه‌ها مشخص شد که دو نوع آب در منطقه وجود دارد، آب آبیاری آلوده و آب زیرزمینی بکر که آب‌های آلوده کشاورزی غلظت بالایی از نیترات را نشان می‌دهد، اما در آب‌های زیرزمینی بکر مقدار نیترات بسیار کم است. همچنین مشخص شد که ۸۴ درصد از نیترات در حوضه کلمبیای مرکزی از منابع کودهای ازت بوده است (Brown et al. 2011).

حمل و نقل نیترات در آب‌های زیرزمینی کم عمق در شمال غربی می‌سی‌سی‌پی آمریکا نشان داد، که نیترات در سطح ۴/۴ متری آب زیرزمینی وجود دارد اما در نقاط عمیق‌تر به دلیل شرایط کاهشی و نیتروژن‌دهی و مقدار زیاد آهن غلظت نیترات کم بوده، در واقع هنگامی که غلظت آهن بیشتر از ۵۰ میکروگرم بر لیتر بوده (شرایط بی‌هوازی) نیترات تشخیص داده نشده یا غلظت آن کمتر از ۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر بوده است. کشاورزی ممکن است باعث پیشروی نیتروژن تا اعماق ۱۶-۲۳ متر در اثر پمپاژ شود. حضور ترکیباتی مانند نیتروژن، منگنز، کلر، سولفات، منیزیم و کلسیم در غلظت بالا در نزدیکی سطح آب نشان می‌دهد که وجود آن‌ها بر اثر نفوذ رو به پایین از طریق منطقه غیراشباع در آبخوان صورت گرفته است (Welch et al. 2011).

اثرات شهرسازی منطقه شاهرود بر کیفیت آب زیرزمینی این منطقه توسط کاظمی (Kazemi, 2011) انجام شد. نتایج حاصل از ۴۵ نمونه برداشت شده از دشت نشان داد، که افزایش جمعیت باعث افزایش

نیترات شده است، همچنین دمای آب و pH نیز کاهش یافته‌اند.

در سطح جهانی کودها به عنوان منبع اصلی نیترات در آب‌های زیرزمینی مناطق با میزان بالای کشاورزی شناخته شده‌اند. در دشت آبرفتی حوضه رودخانه زرد در شمال و جنوب غرب منطقه شاندونگ در چین نیترات با نرخ کمتری از استاندارد تعیین شده تجاوز می‌کند، زیرا این منطقه دارای ضریب رواناب آب زیرزمینی بالا است و سرعت چرخه آب زیرزمینی بالا می‌باشد، در نتیجه میزان آلودگی نیترات کمتر است (Huang *et al.* 2011).

شن و همکاران (Shen *et al.* 2011) در مطالعه خود با عنوان اثرات فعالیت‌های کشاورزی بر آلودگی نیترات آب‌های زیرزمینی در منطقه‌ای در چین دریافتند که خطر بالای آلودگی نیترات آب زیرزمینی به صورت فصلی به ویژه در تابستان وجود دارد. آلودگی نیترات در منطقه مورد مطالعه یک مشکل عمده است که بر سلامتی و اقتصاد تأثیر می‌گذارد. نواحی آبیاری شده شنی در منطقه که هدایت هیدرولیکی اشباع بالایی دارند شستشوی نیترات و کودها صورت می‌گیرد و باعث آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌شود. مدیریت استفاده از کودهای نیتروژنی می‌تواند به حفظ منابع آب زیرزمینی کمک کند.

ب- فسفات

فسفر جزء اصلی فسفات است و در حقیقت فسفات، اکسید فسفر است. فسفر به خودی خود برای انسان مضر نیست، اما اگر به آب وارد شود سبب بد بو و بد مزه شدن آن و رشد جلبک‌ها و گیاهان آبی می‌شود تا جایی که می‌تواند سبب به وجود آمدن یوتروفیکاسیون شود. فسفر بعد از نیتروژن، مهم‌ترین عنصر مورد نیاز گیاهان و میکروارگانیسم‌ها است. این عنصر نقش مهمی در بهبود کیفیت و کمیت دانه‌ها در کشاورزی از جمله کلزا دارد. این عنصر در خاک به دو شکل معدنی و آلی یافت می‌شود. کمبود غلظت فسفات‌های قابل جذب خاک‌های زراعی در کشور باعث شده است، که برای رفع کمبود فسفر مورد نیاز گیاهان، این عنصر به صورت کودهای شیمیایی فسفردار به خاک اضافه شود. قابلیت جذب فسفر بیشتر از نیترات است، به همین دلیل آلودگی فسفر در آب زیرزمینی کمتر از نیترات است و بیشتر در مناطقی

که فعالیت کشاورزی به شدت صورت می‌گیرد و سطح آب زیرزمینی بالا باشد ممکن است مشاهده شود. براساس استاندارد سازمان جهانی بهداشت (WHO) حداکثر میزان قابل قبول فسفات در آب آشامیدنی ۰/۲ میلی گرم بر لیتر است.

مطالعات صورت گرفته توسط کلانتریان و همکاران (۱۳۹۱) در بررسی آلودگی سفره آب زیرزمینی تنکابن نسبت به نیتрат و فسفات نشان داد که استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی مختلف در فعالیت کشاورزی منجر به تغییر کیفیت آب و بالا رفتن مقادیر نیترات و فسفات بیش از حد مطلوب شده است مقدار کلسیم و منیزیم موجود در آب نیز بالا است و باعث سخت شدن آب‌های منطقه شده است. بالا بودن این عناصر را می‌توان به آلودگی ناشی از مصرف کودهای آهکی در منطقه و نیز به نشت از فاضلاب‌های شهری نسبت داد.

بررسی‌های انجام گرفته توسط اهنزی و همکاران (۱۳۹۲) بر روی آلودگی منابع آب زیرزمینی دشت مجن به نیترات و فسفات نشان می‌داد که غلظت نیترات در ۳۵ درصد نمونه‌ها بالاتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی و در سایر نمونه‌ها پایین‌تر از این استاندارد است. همچنین غلظت فسفات در همه‌ی نمونه‌ها از مقادیر مجاز سازمان بهداشت جهانی کمتر است.

ج- آفت‌کش‌ها

آفت‌کش‌ها برای کنترل ارگانیسم‌هایی که زیان‌آور شناخته می‌شوند، به کار می‌روند. به عنوان مثال آن‌ها می‌توانند پشه‌هایی که ناقل بیماری‌های مرگباری چون ویروس نیل غربی، تب زرد و مالاریا هستند را از بین ببرند. همچنین می‌توانند زنبورها و مورچه‌هایی که عامل بروز حساسیت هستند، نیز از بین ببرند. در واقع به منظور نابودی آفت‌ها به کار می‌روند. بعضی از این آفت‌ها که مورد علاقه انسان‌ها نیستند، حشرات، علف‌های هرز و میکروب‌هایی هستند که گیاهان را از بین می‌برند. بسیاری از آفت‌کش‌ها، سمی هستند و علاوه بر این که آفت‌ها را از بین می‌برند به انسان‌ها نیز صدمه می‌زنند. بسیاری از آفت‌کش‌ها که برای نابودی آفت‌ها استفاده می‌شوند، برای سلامتی انسان ضرر دارند. ورود آن‌ها به دریاچه‌ها و

رودخانه‌ها، موجب آلوده شدن منابع آبی می‌شود. گاهی ورود آفت‌کش‌ها به منابع آبی علاوه بر آلودگی سبب از بین رفتن گونه‌های حساس و قوی‌تر شدن گونه‌های باقی‌مانده می‌شوند. بارش باران اسیدی و از بین رفتن جانداران آبی به دلیل افزایش میزان اسید موجود در آب، از دیگر عوارض استفاده از آفت‌کش‌ها است. همچنین روانه کردن آفت‌کش‌ها در آب برای جانوران، به ویژه برای دوزیستان بسیار خطرناک است. چندین نوع آفت‌کش برای آفت‌های مختلف وجود دارند:

- علف‌کش: برای از بین بردن علف‌های هرز.
- حشره‌کش: برای از میان بردن حشراتی که گیاهان و محصولات کشاورزی را می‌خورند.
- قارچ‌کش و نماتدکش: برای از میان بردن قارچ‌های مضر و کنترل جمعیت کرم‌های لوله‌ای.
- موش‌کش: برای دور کردن، عقیم‌سازی و از بین بردن موش‌هایی که به محصولات کشاورزی صدمه می‌زنند.

در تحقیقات انجام شده در هلند (Hoogeveen and Visser, 2010) مشخص شد که آب‌های زیرزمینی عمیق کمتر در معرض خطر حشره‌کش‌ها قرار دارند. ولی برای چشمه‌ها و آب‌های زیرزمینی کم عمق خطرناک محسوب می‌شوند. البته فرایندهای فیزیکی و شیمیایی صورت گرفته در طول انتقال از زون اشباع و غیراشباع می‌تواند در رقیق‌سازی و کم خطر کردن حشره‌کش‌ها مفید باشد.

تحقیقات انجام شده در حوضه کشاورزی لرما (Lerma) در شمال شرق اروپا (Lorente et al. 2015) آلودگی به علف‌کش‌ها را نشان می‌دهد که به علت استفاده از آفت‌کش‌ها در کشاورزی می‌باشد. استفاده از این آفت‌کش‌ها باعث از بین رفتن گونه‌های حساس و جایگزینی توسط گونه‌های مقاوم شده است.

د- نمک‌ها و عناصر کمیاب

در مناطق خشک به دلیل کمبود بارش، آبشویی نمک‌ها و عناصر کمیاب به مرور زمان به خوبی رخ نمی‌دهد و آبیاری در این مناطق سبب آبشویی این مواد از زون ریشه و حرکت آن به سوی آب زیرزمینی

می‌شود. نمک‌های قابل انحلال بیشتر شامل کلسیم، منیزیم، سدیم، کلرید، سولفات و کربنات/بی‌کربنات می‌باشد. غلظت نیتрат و پتاسیم در مقایسه با دیگر عناصر در کل کمتر است. عناصر کمیاب شامل آرسنیک، بور، کادمیوم، مس، مولیبدن، نیکل، سلنیوم و استرانسیوم می‌باشد (قناعتیان، ۱۳۹۱).

د- آبیاری غیراصولی

استفاده از فاضلاب‌های شهری و روستایی برای آبیاری زمین‌های کشاورزی به ویژه در مناطقی که آب‌های سطحی و زیرزمینی کافی وجود ندارد، تهدیدی برای آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شود. آبیاری می‌تواند یک یا چند ترکیب را از خاک بشوید و آن‌ها را وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی کند.

آبیاری غیراصولی در مزارع کشاورزی می‌تواند یک یا چند فلز را از خاک بشوید و آن‌ها را به آب‌های سطحی و زیرزمینی وارد کند و سبب آلودگی این آب‌ها شود در نتیجه این آب‌ها را برای مصارف آشامیدنی و کشاورزی نامناسب سازد. آبیاری همراه با اثر فاضلاب‌ها می‌تواند سبب بالا رفتن غلظت فلزات سنگین در آب و خاک شود. نتیجه دیگر آبیاری در جاهایی که زهکشی ضعیف است، شور شدن خاک‌ها است که این شوری سبب کاهش حاصل‌خیزی خاک‌ها می‌شود (رستمی زرین‌آبادی، ۱۳۹۰).

در مطالعه‌ای به منظور شناسایی آلودگی ناشی از آب آبیاری در مصر ۳۶ نمونه برداشت شد تا سطح آلودگی بررسی گردد. نتایج نشان داد که ترکیباتی از جمله نیترات، نیتريت، آمونیاک، فسفات و سولفید سطح بالایی از آلودگی را نشان می‌دهند (Abed- Shafy *et al.* 2008).

تحقیقات انجام شده توسط لنهان و بریستوو (Lenahan and Bristow, 2010) نشان می‌دهد که سولفات می‌تواند تحرک فسفات را افزایش داده و باعث کاهش تنوع زیستی در زمین‌های مرطوب شود. تحرک سولفات نیز توسط نیترات صورت می‌گیرد. در واقع نیترات تحرک سولفات را افزایش می‌دهد و سولفات سبب افزایش تحرک فسفات شده و فسفات باعث کاهش تنوع زیستی می‌شود.

۲-۳-۲- اثر برداشت بیش از حد مجاز بر روی کیفیت آب زیرزمینی

آبدهی مجاز یا برداشت قابل اطمینان عبارت از مقدار آبی که سالانه می‌توان از یک حوضه آب زیرزمینی یا آبخوان برداشت کرد، بدون آن که نتیجه نامطلوبی به بار آورد. آثار نامطلوب استخراج بیش از حد آب‌های زیرزمینی ممکن است دیر یا زود به صورت پایین رفتن تراز آب زیرزمینی و در نتیجه افزایش هزینه بالا آوردن آب، بیشتر کردن عمق چاه‌ها، نفوذ آب شور دریا، فرونشست سطح زمین، ترک خوردن خاک و... شود (صداقت، ۱۳۸۷). بررسی نفوذ آب شور خلیج فارس در آبخوان ساحلی عسلویه نشان داد که بر اثر بهره‌برداری بی‌رویه از چاه‌های غیرمجاز، این آبخوان در معرض آلودگی نفوذ آب شور به وسیله آب دریا قرار دارد که در صورت عدم کنترل برداشت آب صدمات جبران‌ناپذیری به این آبخوان وارد می‌شود. با توجه به نتایج به دست آمده از این تحقیق مشخص می‌شود، سکانس تکامل شیمیایی آب زیرزمینی دشت عسلویه، در ارتباط با انحلال کامل ژئوپس (مقادیر زیاد کانی‌های کلریدی قابل انحلال از سازندهای گچساران، آغاچاری و میشان) در منطقه و نفوذ آب شور خلیج فارس می‌باشد. تیپ اصلی آب زیرزمینی کلرید-سدیک است. تخلیه بیش از میزان تغذیه طبیعی یا مصنوعی باعث از بین رفتن کیفیت آب می‌شود (سجادی و همکاران، ۱۳۸۹).

در بررسی اثرات برداشت زیاد و افت سطح ایستابی بر کیفیت آب در دشت آذرشهر مشخص شد که برداشت بیش از حد مجاز از منابع آب زیرزمینی منطقه باعث افت شدید سطح ایستابی و افزایش شوری آب و عوارض کم آبی در دشت شده است. با استفاده از نقشه‌های هم‌ارزش هدایت الکتریکی، کلر و سولفات ملاحظه می‌شود که میزان این پارامترها با گذشت زمان افزایش یافته و کیفیت آب کاهش یافته است (هراثی و همکاران، ۱۳۹۰).

استفاده بیش از حد از منابع آب‌های زیرزمینی آبخوان‌های ارومیه و کهریز و وقوع خشکسالی از دهه ۷۰ به بعد باعث افت سطح آب زیرزمینی شده است. مجموع تخلیه و برداشت از آبخوان کهریز بیش از مقدار مجاز می‌باشد و باعث نفوذ آب‌های شور از سمت دریاچه به سمت آبخوان‌های این مناطق گردیده

و علاوه بر کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی این مناطق باعث از بین رفتن بعضی از زمین‌های کشاورزی در اطراف دریاچه ارومیه گردیده است (خلیلی و همکاران، ۱۳۹۳).

۲-۳-۳- صنعت

صنعت در حال حاضر یک منبع بالقوه نیتروژن به آب‌های زیرزمینی می‌باشد. ترکیبات نیتروژنی به طور گسترده در فرایندهای صنعتی مورد استفاده قرار می‌گیرند. از جمله برخی از نمونه‌های مصارف صنعتی نیتروژن، پلاستیک، فلز، مواد خام و برای صنعت نساجی می‌باشد. ترکیبات نیتروژن غالب مورد استفاده در صنعت آمونیاک، اسید نیتریک، اوره و نیترات آمونیوم می‌باشد. آلودگی نیترات ممکن است از دفع و یا استفاده از این ترکیبات باشد (Wakida and Lerner, 2005).

۲-۳-۴- ضایعات حیوانی

در حومه شهرستان‌ها در کشورهای در حال توسعه، برخی از حیوانات (حیوانات وحشی شهری، گربه‌ها، سگ و گاهی اسب) برای اهداف مختلف و یا برای تجارت نگهداری می‌شوند. یکی از منابع غلظت بالای نیترات در آب‌های زیرزمینی کم عمق مدفوع و ادرار حیوانات می‌باشد. این نوع از آلودگی می‌تواند توسط کانال‌های آب، رودخانه و تغذیه مستقیم وارد آب‌های زیرزمینی شود (Wakida and Lerner, 2005). جمع‌بندی مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که دو منبع اصلی برای آلودگی آب‌های زیرزمینی شناسایی شده است که شامل آلودگی نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای می‌باشد. آلودگی نقطه‌ای مانند نشت توسط رودخانه بوده و آلودگی غیرنقطه‌ای که در نتیجه فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد شامل نیترات، فسفات، آفت-کش‌ها، نمک‌ها و عناصر کمیاب و آبیاری غیر اصولی می‌باشد، در واقع نیترات به عنوان بزرگ‌ترین شرکت کننده در آلودگی آب‌های زیرزمینی شناخته شده است. انتقال آلاینده‌های غیرنقطه‌ای به آب‌های زیرزمینی باعث کاهش کیفیت آبخوان می‌شود.

فصل سوم

روش انجام کار

۳-۱- مقدمه

در این فصل کلیه کارهایی که جهت بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی در آبخوان آزاد دشت الشتر انجام شده، به طور مختصر بیان می‌شود. به طور کلی در انجام این تحقیق اقدامات زیر صورت گرفته است:

- جمع‌آوری اطلاعات و داده‌های موجود دشت الشتر در رابطه با کیفیت آب‌های زیرزمینی و اطلاعات کمی پیزومترها از آب منطقه‌ای استان لرستان
- تهیه نقشه زمین‌شناسی منطقه
- بازدید اولیه از منطقه مورد مطالعه و نمونه‌برداری از چاه‌های موجود در منطقه جهت آنالیز شیمیایی
- مطالعات آزمایشگاهی
- بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آبخوان و تهیه نقشه‌های مختلف کیفی
- بررسی تغییرات مکانی EC، pH، کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی
- بررسی یون‌های مرتبط با فعالیت‌های کشاورزی (نیترات)

۳-۲- جمع‌آوری آمار و اطلاعات کمی و کیفی آب زیرزمینی

در دشت الشتر تعداد ۱۸ حلقه پیزومتر وجود دارد، که با مراجعه به آب منطقه‌ای استان لرستان و دریافت آمار مربوط به آن‌ها از این اطلاعات به منظور تعیین جهت جریان استفاده گردید. در آبخوان الشتر ۳۰۱ حلقه چاه و ۹۲ دهنه چشمه جهت مصارف شرب، صنعتی و کشاورزی بهره‌برداری می‌شوند. همچنین جهت تعیین خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آبخوان الشتر سالیانه تعدادی نمونه از ۱۰ حلقه چاه و ۱۱ دهنه چشمه در دشت الشتر در طی فروردین و اردیبهشت جمع‌آوری می‌شود. برای تعیین مشخصات آب و هوایی منطقه از آمار ایستگاه هواشناسی سراب صید علی و سایر گزارشات استفاده گردید.

۳-۳- تهیه نقشه زمین‌شناسی منطقه

در مطالعات مربوط به هیدروژئوشیمیایی بررسی زمین‌شناسی ضروری می‌باشد. به منظور تهیه نقشه زمین‌شناسی دشت الشتر از نقشه زمین‌شناسی تهیه شده توسط آب منطقه‌ای استان لرستان استفاده گردیده است.

۳-۴- بازدید صحرایی و نمونه‌برداری از چاه‌های کشاورزی

در تیر ماه ۱۳۹۵ از ۲۹ حلقه چاه و ۴ دهنه چشمه موجود در آبخوان الشتر با پراکندگی مناسب که کل محدوده آبخوان را پوشش دهند، نمونه‌برداری صورت گرفت. همچنین دو نمونه آب سطحی از ورودی و خروجی دشت برداشت گردید. نمونه‌برداری در یک مرحله صورت گرفت. برای نمونه‌برداری جهت آنالیز شیمیایی از بطری‌های ۲ لیتری استفاده شد. در هنگام نمونه‌برداری نکات لازم (نمونه‌برداری از آب چاه‌ها نباید در شروع پمپاژ انجام شود، چون آب جمع‌آوری شده در داخل لوله و چاه با آبخوان متفاوت خواهد بود، هر بطری قبل از نمونه‌برداری باید توسط آب همان چاه شستشو داده شود، مکان نگهداری نمونه‌ها و زمان انتقال به آزمایشگاه) رعایت گردید. مختصات جغرافیایی چاه‌های نمونه‌برداری توسط دستگاه GPS تعیین شد. همچنین خواص آب مانند هدایت الکتریکی، اسیدیته و دما در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد. نمونه‌ها جهت آنالیز شیمیایی به آزمایشگاه آب و محیط‌زیست دانشگاه صنعتی شاهرود منتقل گردید.

۳-۴-۱- پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل نمونه‌برداری

پارامترهای هدایت الکتریکی، اسیدیته و دما در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شده است.

۱- هدایت الکتریکی (EC)

هدایت الکتریکی یکی از پارامترهایی است که در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری می‌شود. هدایت الکتریکی آب قدرت یونی یک محلول برای انتقال جریان برق را نشان می‌دهد. واحد هدایت الکتریکی

میکروموس بر سانتی متر است. اندازه گیری هدایت الکتریکی توسط دستگاه دیجیتال صحرایی Conductivity meter صورت می گیرد. این دستگاه هدایت الکتریکی را با دقت ۱٪ اندازه گیری می کند. برای کالیبره کردن این دستگاه از محلول ۰/۰۱ نرمال KCL استفاده شده است.

۲- اسیدیته (pH)

pH آب غلظت یون هیدروژن در آب است. که اسیدی یا قلیایی بودن آن را نشان می دهد. اندازه گیری pH توسط دستگاه های دیجیتالی صورت می گیرد. قبل از اندازه گیری دستگاه باید توسط محلول های بافر آمونیاکی با pH برابر ۴ و ۷ و ۱۰ کالیبره شود تا داده های برداشت شده از صحت برخوردار باشند.



شکل ۳-۱- اندازه گیری هدایت الکتریکی در محل نمونه برداری

۳- درجه حرارت

درجه حرارت یکی دیگر از پارامترهایی است که در محل نمونه برداری اندازه گیری می شود. در این تحقیق از دماسنج دستگاه هدایت سنج برای اندازه گیری دمای منابع آبی استفاده شده است.

۳-۴-۲- پارامترهای اندازه‌گیری شده در آزمایشگاه

غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی در آب شامل بی‌کربنات، سولفات، کلر، سدیم، پتاسیم، منیزیم و کلسیم برای تعیین نقش سازندهای زمین‌شناسی در آزمایشگاه آب و محیط‌زیست دانشگاه صنعتی شاهرود اندازه‌گیری شده است (شکل ۳-۲). یون‌های کلر، بی‌کربنات و منیزیم توسط روش تیتراسیون، یون سولفات توسط روش توربیدیتی و یون‌های سدیم و پتاسیم به روش شعله‌سنجی اندازه‌گیری شده‌اند.

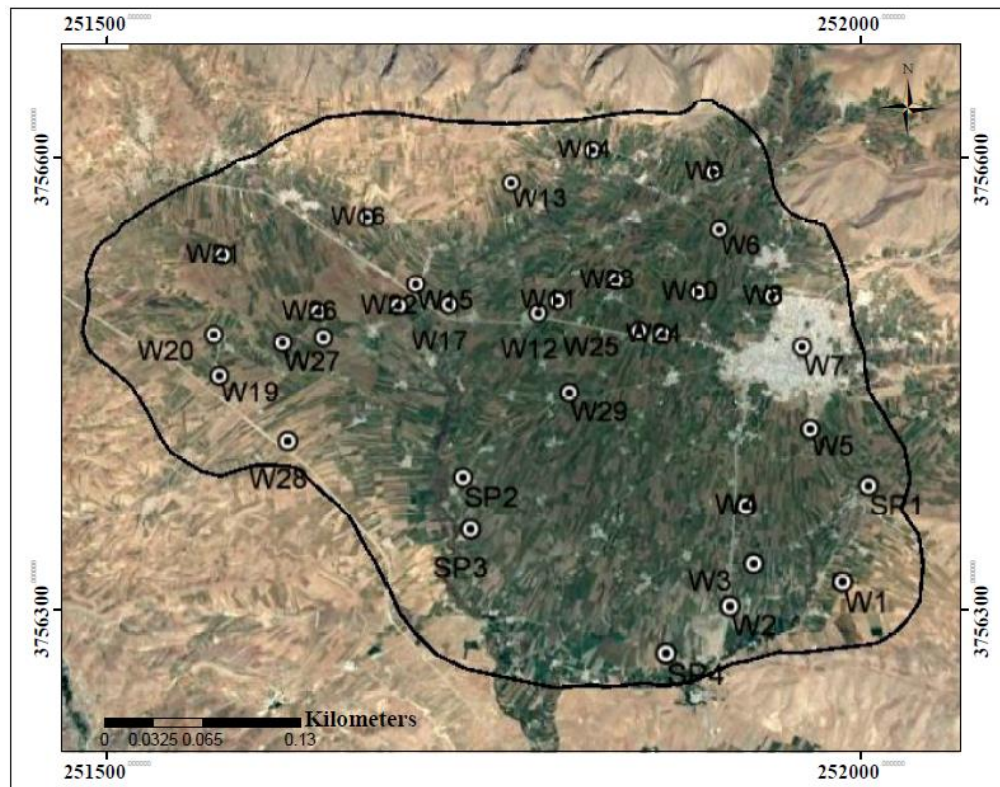


شکل ۳-۲- اندازه‌گیری پارامترهای هیدروشیمیایی در آزمایشگاه آب و محیط‌زیست دانشگاه صنعتی شاهرود.

۳-۵- بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آبخوان و تهیه نقشه‌های مختلف کیفی

موقعیت نقاط نمونه‌برداری از منابع آب زیرزمینی الشتر در شکل (۳-۳) نشان داده شده است. از داده‌های اندازه‌گیری شده در محل نمونه‌برداری و آزمایشگاه جهت ترسیم نقشه‌های مختلف کیفی از قبیل نقشه-های هدایت الکتریکی و یون‌ها با بهره‌گیری از نرم‌افزار Arc GIS 10.3 استفاده شد. نمودارهای کیفی از قبیل پایپر، استیف و شولر به منظور مقایسه سریع تعداد زیادی نمونه و تعیین تیپ آب و نیز بررسی سیر تکاملی هیدروژئوشیمیایی با استفاده از نرم‌افزار AQQA ترسیم گردید. برای بررسی طبقه‌بندی

کیفیت آب برای مصارف کشاورزی نمودار ویلکوکس مورد استفاده قرار گرفت. جهت تعیین ضرایب اشباع از نرم افزار Phreeqc استفاده گردید. همچنین جهت تعیین ضرایب همبستگی یون های مختلف نرم افزار Spss مورد استفاده قرار گرفت.



شکل ۳-۳ موقعیت نقاط نمونه برداری از آبخوان الشتر در محیط Google Earth

۳-۶- بررسی یون های مرتبط با فعالیت های کشاورزی (نیترات)

نیترات یکی از یون هایی است که در اثر فعالیت های کشاورزی وارد آب های زیرزمینی می شود. دشت الشتر از جمله دشت های ایران با کشاورزی عمده بوده (شکل ۳-۴) و می تواند مستعد آلودگی ناشی از فعالیت های کشاورزی باشد. بنابراین ۳۳ نمونه به منظور بررسی نیترات از آبخوان الشتر برداشت شد. نمونه های مورد نظر به آزمایشگاه میکروشیمی دامغان ارسال گردید. نیترات با روش اسپکتروفتومتری اندازه گیری شد.



شکل ۳-۴- نمایی از دشت الشتر با کشاورزی عمده

فصل چهارم

بررسی خصوصیات هیدروژنوشیمیایی و ارزیابی کیفی آبخوان الشتر

۴-۱- مقدمه

در این فصل خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آبخوان الشتر با استفاده از داده‌های کیفی برداشت شده از چاه‌ها و چشمه‌ها مورد بررسی قرار می‌گیرد. دشت الشتر از شمال و مشرق توسط آهک‌های دولومیتی محصور شده است و در جنوب شرقی آن ارتفاعات آهک مارنی (معادل سازند تله زنگ) قرار دارند، بنابراین خصوصیات کیفی آن می‌تواند متأثر از زمین‌شناسی باشد. از سوی دیگر فعالیت‌های کشاورزی در منطقه رایج بوده که به نوبه خود می‌تواند سبب تغییر در خصوصیات کیفی آبخوان گردد. در این فصل نتایج اندازه‌گیری پارامترهای هیدروژئوشیمیایی چاه‌ها و چشمه‌ها از طریق نمودارها و شکل‌های مختلف بررسی شده و اثرات کشاورزی بر کیفیت آبخوان مورد بحث قرار گرفته است.

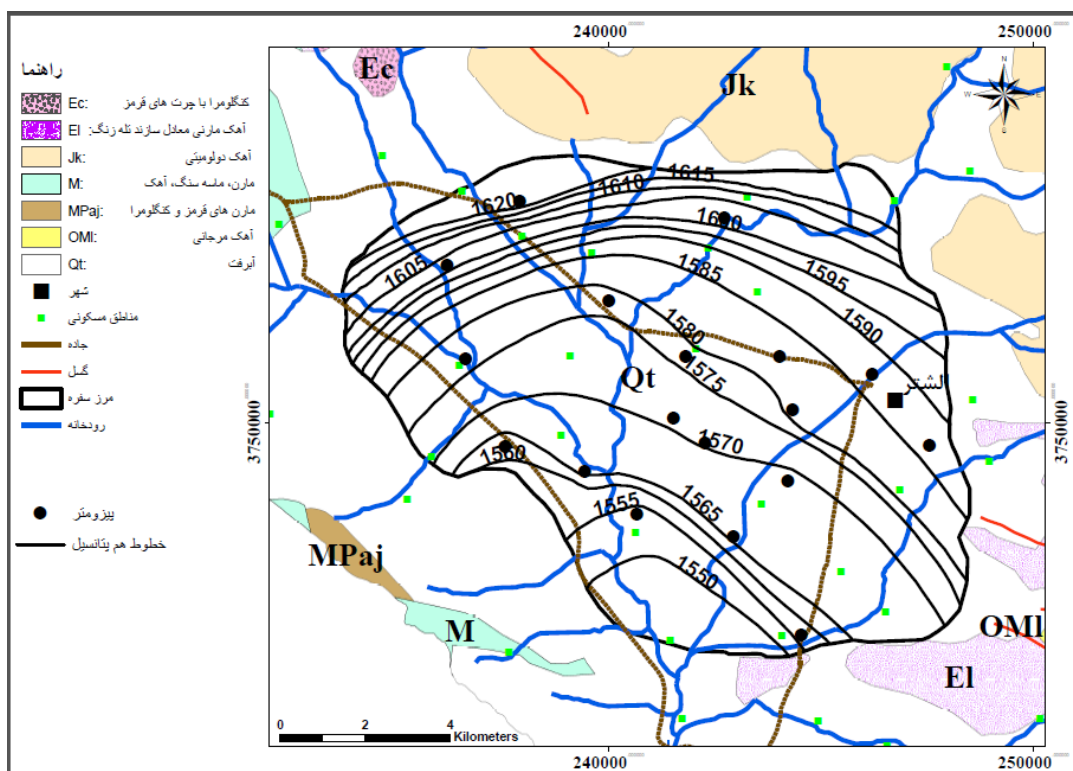
۴-۲- هیدروژئولوژی آبخوان الشتر

با توجه به نقش پارامترهای کمی در کیفیت منابع آب زیرزمینی، ابتدا نقشه هم‌پتانسیل آبخوان الشتر رسم شده و جهت جریان آب زیرزمینی، محل‌های تغذیه و تخلیه مشخص می‌گردد. به این منظور از داده‌های سطح ایستابی ۱۸ حلقه پیزومتر موجود در دشت (جدول ۴-۱) استفاده شده و نقشه هم‌پتانسیل مربوط به مهر ماه ۱۳۹۲ در شکل ۴-۱ ترسیم شده است. مطابق این نقشه جهت کلی جریان آب زیرزمینی از سمت شمال غرب و شمال شرق به سمت جنوب آبخوان می‌باشد. منطقه تغذیه دشت به طور عمده مربوط به ارتفاعات شمالی منطقه بوده و ارتفاعات آهکی موجود در شمال منطقه نقش مهمی در تغذیه آبخوان بر عهده دارند. نکته قابل بررسی در نقشه هم‌پتانسیل آبخوان الشتر انحنای خطوط هم‌پتانسیل به سمت رودخانه اصلی دشت بوده که بیانگر تخلیه آب زیرزمینی به داخل رودخانه می‌باشد. به عبارت دیگر رودخانه جاری در دشت الشتر از نوع زاینده (Gaining) می‌باشد. قرار گرفتن چشمه‌های موجود در دشت در مجاورت رودخانه اصلی نیز دلیلی بر کاهش عمق سطح آب زیرزمینی و تغذیه رودخانه توسط آب زیرزمینی می‌باشد.

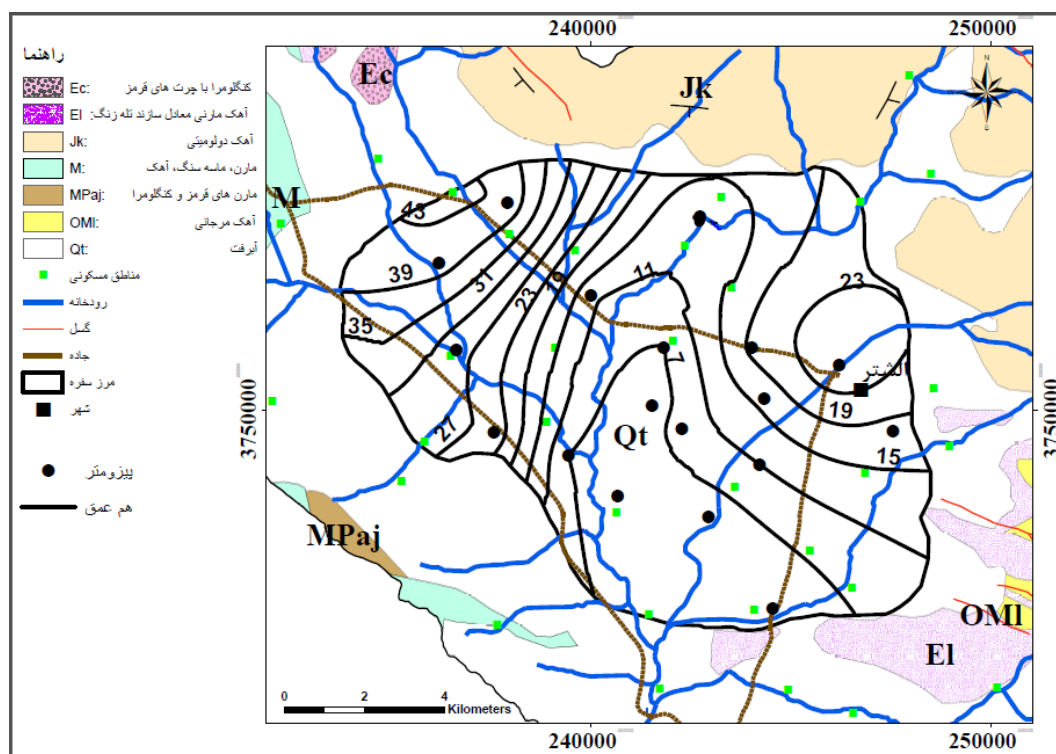
جدول ۴-۱- داده‌های مربوط به تراز و عمق سطح ایستابی در مهر ماه ۱۳۹۲ در پیزومترهای آبخوان الشتر

نام پیزومتر	مختصات جغرافیایی		ارتفاع سطح ایستابی از سطح مبنا (متر)	عمق سطح آب (متر)
	UTM X	UTM Y		
اصلانشاه	۳۷۵۳۷۱۱	۲۳۶۲۱۲	۱۶۰۴/۳۰	۴۱/۰
بتکی	۳۷۵۲۸۹۶	۲۴۰۰۱۲	۱۵۷۹/۷۴	۱۱/۹
تیمورسوری	۳۷۵۱۵۲۱	۲۳۶۶۴۱	۱۵۷۸/۲۰	۲۸/۳
چناره	۳۷۵۴۸۴۴	۲۴۲۷۳۰	۱۶۰۱/۸۳	۱۰/۸
دهرحم	۳۷۵۱۵۶۹	۲۴۱۸۲۵	۱۵۷۹/۴۶	۶/۹
رحمت‌آباد	۳۷۵۱۵۶۹	۲۴۴۰۲۷	۱۵۸۱/۶۶	۱۹/۹
زیرگر	۳۷۴۹۴۹۲	۲۴۷۵۵۴	۱۵۸۷/۷۳	۱۷/۵
عادل‌آباد	۳۷۵۱۱۵۵	۲۴۶۲۱۱	۱۵۸۷/۰۰	۲۶/۹
علم‌آباد	۳۷۴۸۸۸۴	۲۳۹۴۴۵	۱۵۶۵/۲۳	۷/۰
فیض‌آباد	۳۷۴۷۸۶۶	۲۴۰۶۷۸	۱۵۵۴/۶۲	۳/۸
کبودیان	۳۷۴۵۰۴۲	۲۴۴۵۴۵	۱۵۵۷/۱۶	۳/۷
کلاه‌کج	۳۷۵۰۱۳۴	۲۴۱۵۳۴	۱۵۷۱/۸۲	۴/۲
محمدآباد	۳۷۵۵۲۱۱	۲۳۷۹۱۲	۱۶۲۲/۱۰	۴۲/۴
موسی‌آباد	۳۷۴۹۵۴۵	۲۴۲۲۷۵	۱۵۷۰/۴۷	۹/۵
مومن‌آباد	۳۷۴۷۳۴۲	۲۴۲۹۴۳	۱۵۶۵/۲۲	۴/۶
میان‌والان	۳۷۴۸۶۵۸	۲۴۴۲۲۳	۱۵۶۹/۰۴	۱۰/۹
نیازآباد	۳۷۴۹۴۶۲	۲۳۷۵۷۸	۱۵۶۳/۸۳	۲۵/۹
هندی	۳۷۵۰۳۱۴	۲۴۴۳۴۱	۱۵۸۰/۸۴	۱۶/۱

جهت بررسی تغییرات عمق آب زیرزمینی، نقشه هم‌عمق آبخوان الشتر در شکل ۴-۲ ترسیم شده است. عمق آب زیرزمینی در آبخوان الشتر از حدود کمتر از ۷ متر در بخش‌های جنوبی تا بیش از ۴۳ متر در بخش‌های شمالی افزایش می‌یابد. کاهش سطح آب زیرزمینی در مجاورت رودخانه بیانگر نزدیک بودن سطح آب زیرزمینی به سطح زمین بوده که زاینده بودن رودخانه را نشان می‌دهد.



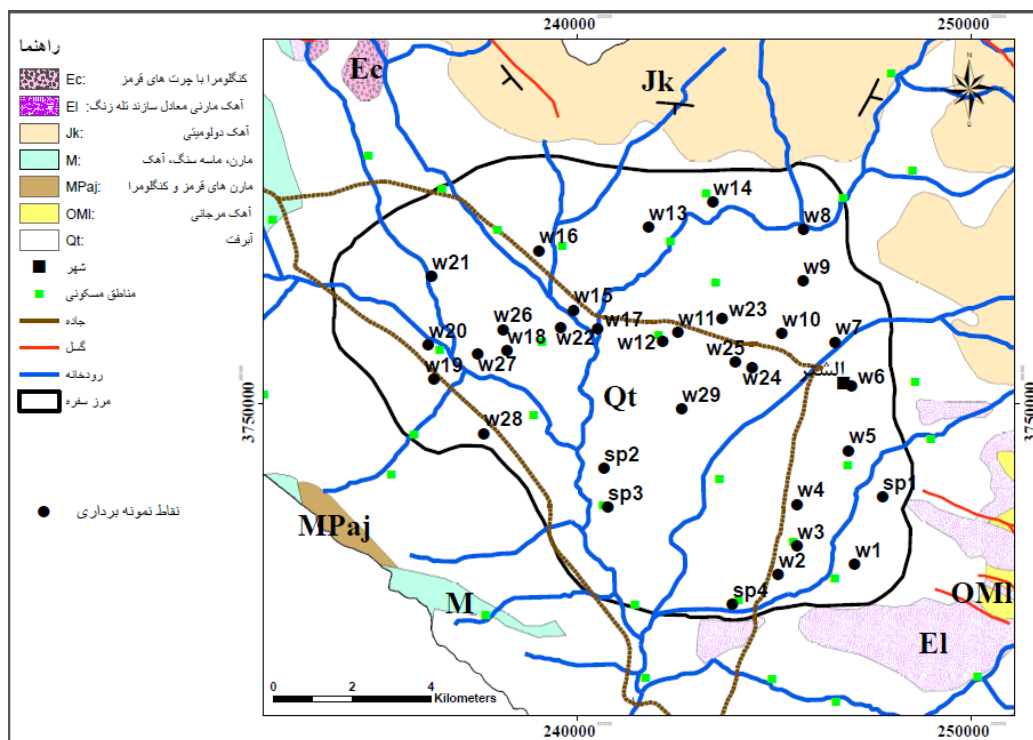
شکل ۴-۱- موقعیت پیزومترها و نقشه هم پتانسیل آبخوان دشت الشتر در مهر ۱۳۹۲



شکل ۴-۲- موقعیت پیزومترها و نقشه هم عمق آبخوان الشتر در مهر ۱۳۹۲

۳-۴- بررسی خصوصیات کیفی آب زیرزمینی در آبخوان الشتر

کیفیت آب زیرزمینی حاصل تمامی فرایندهایی است که از زمان تشکیل و تراکم آب در اتمسفر، تا زمانی که توسط چاه، قنات و یا چشمه از زیرزمین خارج می‌شود، بر روی آن عمل کرده است. این فاصله زمانی متغیر بوده و ممکن است کمتر از یک روز یا صدها سال طول بکشد. به منظور بررسی هیدروژئوشیمیایی آبخوان الشتر در تیر ماه سال ۱۳۹۵ از ۲۹ حلقه چاه و ۴ دهنه چشمه موجود در دشت نمونه‌برداری انجام شد. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل ۳-۴ و نتایج آنالیزهای شیمیایی نمونه‌های برداشت شده در جدول ۲-۴ نشان داده شده است. پارامترهای اندازه‌گیری شامل پارامترهای صحرایی (هدایت الکتریکی، دما و pH) و پارامترهای آزمایشگاهی (یون‌های اصلی سدیم، کلسیم، منیزیم، بی‌کربنات، کلر، سولفات و یون‌های پتاسیم و نیترات) می‌باشد.



شکل ۳-۴- موقعیت نقاط نمونه‌برداری آبخوان دشت الشتر در تیر ماه ۱۳۹۵

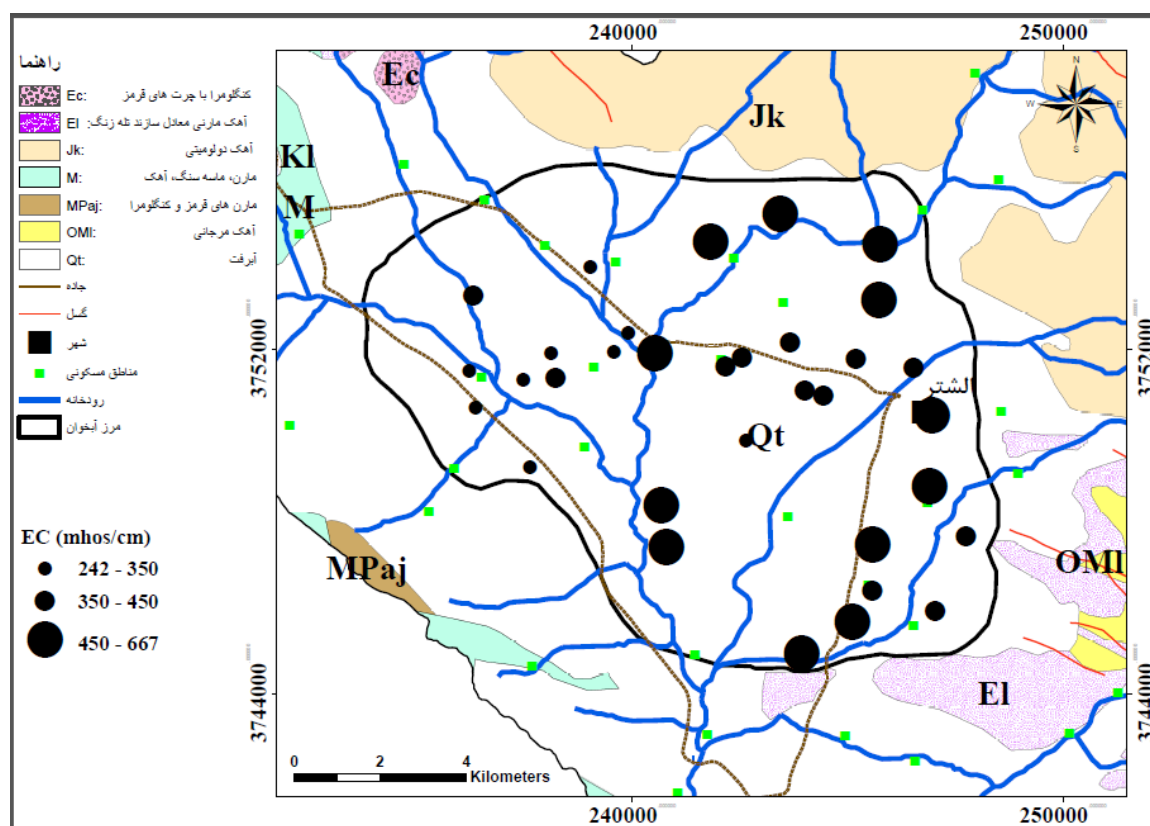
جدول ۴-۲- مقادیر پارامترهای شیمیایی در نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (تیر ماه ۱۳۹۵)

نام نمونه	مختصات جغرافیایی		EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها (میلی اکی والان بر لیتر)							NO_3^- (mg/l)
	UTM X	UTM Y			Na^+	Mg^{2+}	K^+	Ca^{2+}	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	
Sp1	۲۴۷۷۴۶	۳۷۴۷۶۵۳	۳۶۶	۷/۲۸	-/۱۵۷	۲/۱	-/۰.۱۳	۲/۶	۳/۸	-/۳۹۶	۱/۷	۱۸/۶
W1	۲۴۷۰۳۴	۳۷۴۵۹۲۵	۴۲۷	۷/۲۵	-/۳۰۰	۲/۳	-/۰.۱۳	۳/۲	۴/۵	-/۲۵۰	-/۷	۱۷/۸
W2	۲۴۵۰۹۰	۳۷۴۵۶۵۹	۵۴۹	۷/۱۴	-/۴۰۴	۳/۲	-/۰.۱۳	۳/۷	۵/۴	-/۸۷۵	۱/۱	۶/۴
W3	۲۴۵۵۷۶	۳۷۴۶۳۹۱	۴۰۶	۷/۳۴	-/۱۷۴	۲/۷	-/۰.۱۵	۲/۶	۳/۸	-/۵۴۲	۱/۴	۲۱/۵
W4	۲۴۵۵۶۷	۳۷۴۷۴۵۳	۵۵۰	۷/۱۲	-/۲۶۵	۲/۱	-/۰.۲۳	۴/۲	۴/۹	-/۵۲۱	۱/۶	۵۷/۳
W5	۲۴۶۸۸۴	۳۷۴۸۸۱۷	۵۳۵	۷/۰۹	-/۲۷۴	۱/۶	-/۰.۲۸	۴/۴	۴/۷	-/۵۶۳	۱/۵	۲۳/۹
W6	۲۴۶۹۴۹	۳۷۵۰۴۴۳	۶۶۷	۷/۲۵	-/۴۷۴	۱/۳	-/۰.۱۵	۵/۰	۶/۰	-/۸۳۳	۱/۶	۶۱/۴
W7	۲۴۶۵۲۹	۳۷۵۱۵۷۰	۳۵۲	۷/۲۸	-/۲۱۳	۱/۹	-/۰.۲۱	۳/۱	۳/۷	-/۶۲۵	۱/۲	۱۶/۸
W8	۲۴۵۷۳۹	۳۷۵۴۴۲۷	۴۸۶	۷/۰۴	-/۱۴۸	۱/۴	-/۰.۲۱	۵/۰	۵/۴	-/۳۷۵	۱/۲	۱۱/۵
W9	۲۴۵۷۲۳	۳۷۵۳۱۱۶	۴۷۵	۷/۱۲	-/۱۳۰	۱/۴	-/۰.۱۵	۵/۱	۵/۴	-/۳۵۴	۱/۵	۳۱/۰
W10	۲۴۵۱۸۸	۳۷۵۱۷۷۷	۴۴۴	۷/۱۲	-/۱۱۷	۲/۴	-/۰.۱۵	۴/۶	۶/۱	-/۲۹۲	۱/۴	۲۱/۵
W11	۲۴۲۵۴۵	۳۷۵۱۸۱۶	۳۵۸	۷/۲۰	-/۱۷۰	۱/۳	-/۰.۱۳	۳/۷	۳/۸	-/۳۵۴	۱/۲	۱۲/۹
W12	۲۴۲۱۶۲	۳۷۵۱۵۸۴	۳۹۰	۷/۲۳	-/۲۱۳	۱/۱	-/۰.۱۵	۴/۰	۴/۵	-/۳۹۶	۱/۳	۱۶/۰
W13	۲۴۱۸۰۰	۳۷۵۴۴۹۰	۵۸۲	۷/۲۰	۱/۱۱۳	۱/۳	-/۰.۳۸	۴/۴	۵/۰	-/۴۱۷	۱/۸	۴۶/۱
W14	۲۴۳۴۳۴	۳۷۵۵۱۲۰	۵۲۰	۷/۳۸	۱/۳۸۷	۱/۱	-/۰.۷۷	۴/۱	۴/۱	-/۶۴۶	۲/۶	۱۵/۶
W15	۲۳۹۸۹۹	۳۷۵۲۳۸۴	۳۴۲	۷/۳۱	-/۱۸۳	۱/۶	-/۰.۱۰	۳/۳	۳/۷	-/۲۲۹	۱/۷	۱۹/۳
W16	۲۳۹۰۱۹	۳۷۵۳۸۹۳	۲۴۲	۷/۵۶	-/۰۹۶	۱/۶	-/۰.۰۸	۲/۳	۳/۲	-/۱۴۶	۱/۰	۱۰/۶
W17	۲۴۰۵۰۹	۳۷۵۱۸۹۸	۶۰۳	۷/۱۴	۱/۰۴۸	۱/۰	-/۰.۱۵	۴/۷	۵/۴	۱/۰۲۱	۱/۸	۱۶/۸
W18	۲۳۸۲۰۶	۳۷۵۱۳۴۵	۳۵۷	۷/۳۲	-/۲۱۳	۲/۵	-/۰.۰۸	۳/۰	۴/۳	-/۱۴۶	-/۸	۱۵/۵
W19	۲۳۶۳۵۱	۳۷۵۰۶۳۷	۳۲۹	۷/۳۷	-/۱۷۴	۲/۰	-/۰.۰۸	۲/۸	۳/۷	-/۱۴۶	-/۷	۱۸/۴
W20	۲۳۶۲۱۱	۳۷۵۱۵۰۱	۳۰۰	۷/۴۶	-/۱۰۹	۱/۷	-/۰.۱۰	۲/۵	۳/۵	-/۱۰۴	۱/۰	۱۹/۲
W21	۲۳۶۲۹۶	۳۷۵۳۲۳۰	۳۵۷	۷/۴۸	-/۱۸۳	۱/۹	-/۰.۰۵	۲/۵	۲/۱	-/۲۲۹	۱/۴	۲۱/۴
W22	۲۳۹۵۷۱	۳۷۵۱۹۳۱	۳۴۶	۷/۸۵	-/۱۲۹	۲/۸	-/۰.۱۰	۲/۵	۳/۹	-/۲۵۰	۱/۱	۲۷/۸
W23	۲۴۳۶۶۸	۳۷۵۲۱۶۴	۴۴۱	۷/۰۳	-/۱۰۰	۰/۱	-/۰.۱۳	۴/۷	۴/۸	-/۳۳۳	-/۸	۲۰/۶
W24	۲۴۴۴۳۲	۳۷۵۰۹۳۶	۴۴۱	۷/۱۲	-/۱۰۴	۱/۱	-/۰.۱۵	۴/۵	۴/۹	-/۳۱۳	۱/۰	۱۸/۵
W25	۲۴۴۰۰۳	۳۷۵۱۰۵۳	۴۴۸	۷/۲۰	-/۰۹۶	۱/۷	-/۰.۱۳	۴/۵	۵/۶	-/۳۳۳	-/۷	۱۹/۵
W26	۲۳۸۱۱۰	۳۷۵۱۸۹۱	۳۴۰	۷/۴۷	-/۱۵۲	۲/۱	-/۰.۰۵	۳/۰	۴/۴	-/۲۰۸	۱/۲	۱۸/۹
W27	۲۳۷۴۶۶	۳۷۵۱۲۷۷	۳۳۹	۷/۵۶	-/۱۵۷	۱/۹	-/۰.۰۸	۳/۰	۴/۲	-/۱۶۷	۱/۰	۱۸/۷
W28	۲۳۷۶۱۶	۳۷۴۹۲۴۹	۳۴۶	۷/۴۲	-/۱۵۲	-/۷	-/۰.۱۳	۴/۲	۳/۶	-/۱۸۸	۱/۳	۲۱/۵
W29	۲۴۲۶۴۰	۳۷۴۹۸۸۲	۳۴۷	۷/۳۰	-/۰۷۸	-/۸	-/۰.۱۳	۴/۳	۴/۰	-/۱۸۸	۱/۲	۱۵/۹
Sp2	۲۴۰۶۶۶	۳۷۴۸۳۶۷	۵۴۳	۷/۳۷	-/۱۷۸	۱/۲	-/۰.۴۶	۴/۸	۵/۰	-/۴۳۸	۱/۴	۲۰/۲
Sp3	۲۴۰۷۶۹	۳۷۴۷۳۸۳	۴۸۶	۷/۴۸	-/۲۵۲	۱/۲	-/۰.۷۲	۵/۹	۷/۱	-/۴۱۷	۱/۶	۲۳/۶
Sp4	۲۴۳۹۳۳	۳۷۴۴۹۱۵	۶۴۰	۷/۲۹	-/۵۸۳	۱/۲	-/۰.۳۶	۶/۰	۵/۷	۱/۱۴۶۰	۲/۰	۴۳/۰

۴-۳-۱- هدایت الکتریکی

هدایت الکتریکی (Electrical Conductivity, EC) رسانایی الکتریکی یک محلول را تعیین می‌کند. هرچه غلظت نمک‌های محلول در آب افزایش یابد، هدایت الکتریکی آب افزایش می‌یابد. هدایت الکتریکی آب به وسیله هدایت‌سنج الکتریکی بر حسب واحد میکروموس بر سانتی‌متر (mhos/cm) یا میکروزیمنس بر سانتی‌متر اندازه‌گیری می‌شود (صداقت، ۱۳۸۳). عوامل مختلفی بر میزان قابلیت هدایت الکتریکی اثر می‌گذارند، از آن جمله می‌توان به لیتولوژی و خصوصیات سنگ‌شناسی منطقه، میزان بارش منطقه، میزان شیب منطقه، خصوصیات آب تغذیه‌ای و سرعت حرکت آب‌های زیرزمینی اشاره نمود (Todd and Mays, 2005). شکل (۴-۴) نقشه تغییرات میزان هدایت الکتریکی در آبخوان الشتر را نشان می‌دهد. هدایت الکتریکی نمونه‌های آب زیرزمینی از ۲۴۲ تا ۶۶۷ میکروزیمنس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند. میانگین هدایت الکتریکی آبخوان ۴۳۴/۹۶ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد. با توجه به مسیر حرکت آب‌های زیرزمینی که از ارتفاعات شمالی به سمت جنوب می‌باشد، مقادیر هدایت الکتریکی در شمال منطقه کمتر بوده و به سمت جنوب و خروجی آبخوان افزایش می‌یابد. جنوب دشت محل تخلیه آبخوان بوده و چون در مسیر حرکت جریان میزان املاح افزایش می‌یابد، بنابراین جنوب منطقه هدایت الکتریکی افزایش یافته است. همچنین مقادیر هدایت الکتریکی در مجاورت رودخانه‌های اصلی افزایش می‌یابد. نزدیک بودن سطح آب زیرزمینی به سطح زمین احتمالاً باعث تبخیر شده و این موضوع یکی از دلایل احتمالی افزایش EC چاه‌های مجاور رودخانه می‌باشد. در قسمت غرب آبخوان میزان هدایت الکتریکی کاهش یافته و کمترین مقدار می‌باشد. همان‌طور که قبلاً بیان گردید، این مناطق محل جریان ورودی و تغذیه آبخوان هستند. در بخش شمالی تغذیه آبخوان از ارتفاعات آهکی و دولومیتی واقع در شمال و شمال شرق منطقه صورت می‌گیرد، اما در بخش غربی تغذیه عمدتاً توسط آبرفت صورت می‌گیرد. در آبرفت‌ها به دلیل بالا بودن نفوذپذیری، آب زیرزمینی با سرعت بیشتری حرکت نموده و املاح کمتری را در خود حل می‌کند، بنابراین تغذیه متفاوت این دو بخش می‌تواند، یکی از دلایل احتمالی تفاوت هدایت الکتریکی در این بخش‌ها باشد. همچنین فرایندهای شیمیایی صورت

گرفته در غرب آبخوان با قسمت‌های دیگر آبخوان متفاوت بوده که این موضوع بعداً بحث خواهد شد. در بخش مرکزی آبخوان میزان هدایت الکتریکی افزایش یافته است. احتمالاً آب برگشتی کشاورزی به دلیل شدت فعالیت‌های کشاورزی در این بخش و تغذیه ناشی از ورود فاضلاب به آبخوان سبب افزایش هدایت الکتریکی در این منطقه از آبخوان شده است.



شکل ۴-۴- نقشه تغییرات میزان هدایت الکتریکی در آبخوان الشتر

– ارتباط هدایت الکتریکی با سایر یون‌ها

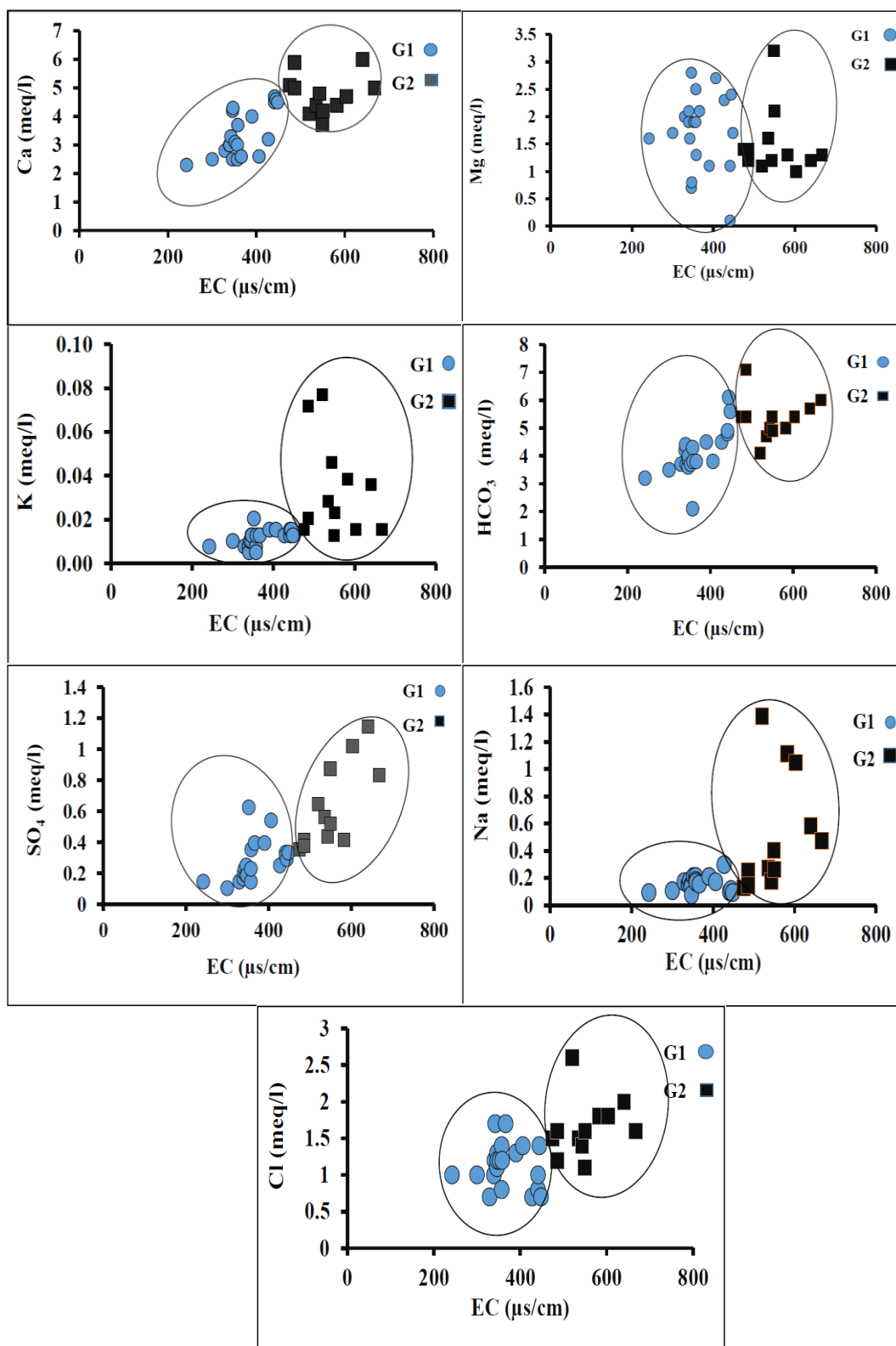
برای تعیین ارتباط هدایت الکتریکی با سایر یون‌ها نمودار تغییرات یون‌های کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، بی‌کربنات، سولفات و کلر در برابر هدایت الکتریکی رسم شده است (شکل ۴-۵). با توجه به تغییرات مکانی هدایت الکتریکی که قبلاً بحث گردید، علاوه بر فرایندهای هیدروژئوشیمیایی، فرایند تبخیر نیز در تغییرات شیمی آب زیرزمینی در آبخوان الشتر موثر بوده است. بر این اساس نمونه‌های

آب زیرزمینی در آبخوان الشتر به دو گروه قابل تفکیک است:

گروه یک (G1): که دربرگیرنده نمونه‌های با هدایت الکتریکی کمتر از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد. این نمونه‌ها با توجه به فاصله بیشتر از رودخانه و عمق بیشتر سطح آب زیرزمینی کمتر تحت تأثیر تبخیر قرار گرفته‌اند و عمدتاً رفتار شیمیایی آن‌ها متأثر از فرایندهای هیدروژئوشیمیایی غالب در آبخوان می‌باشد.

گروه دو (G2): دربردارنده نمونه‌های با هدایت الکتریکی بیشتر از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر بوده که به دلیل کاهش عمق سطح ایستابی متحمل تبخیر شده و بنابراین رفتار شیمیایی آن‌ها تا حدود زیادی متأثر از فرایند تبخیر می‌باشد.

متوسط مقادیر یون‌ها و هدایت الکتریکی در هر یک از گروه‌ها و نسبت تغییرات آن‌ها در جدول (۳-۴) نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود متوسط هدایت الکتریکی در گروه دوم حدود ۵۵۳ میکروموس بر سانتی‌متر بوده که ۵۰ درصد بیشتر از متوسط هدایت الکتریکی نمونه‌های گروه اول (۳۶۷/۵ میکروموس بر سانتی‌متر) می‌باشد. در بین یون‌ها، یون کلر با توجه به رفتار غیرواکنشی (Conservative) نیز افزایش حدود ۵۰ درصدی در گروه دو نسبت به گروه یک داشته که این موضوع تأیید کننده تأثیر تبخیر به عنوان فرایند غالب در نمونه‌های گروه دو می‌باشد. به نظر می‌رسد یون‌های کلسیم و بی‌کربنات نیز تا حدودی رفتار غیرواکنشی نشان می‌دهند و افزایش آن‌ها در گروه دو عمدتاً ناشی از تأثیر تبخیر بوده است. سایر یون‌ها تغییرات مشابهی با روند افزایش هدایت الکتریکی نشان نمی‌دهند که این موضوع نقش سایر فرایندهای هیدروژئوشیمیایی در ترکیب آن‌ها را آشکار می‌کند. برای مثال در بین یون‌های مختلف منیزیم در گروه دو نسبت به گروه یک کاهش یافته که این موضوع با توجه به افزایش بیشتر یون‌های سدیم و پتاسیم در گروه دو نسبت به گروه یک احتمالاً ناشی از فرایند تبادل کاتیونی بوده است. طی این فرایند منیزیم جایگزین سدیم و پتاسیم در موقعیت‌های تبادلی شده و بنابراین مقدار منیزیم در آب کاهش و مقادیر سدیم و پتاسیم افزایش یافته است.



شکل ۴-۵- ارتباط بین یون‌ها و هدایت الکتریکی آب‌های زیرزمینی در آبخوان الشتر

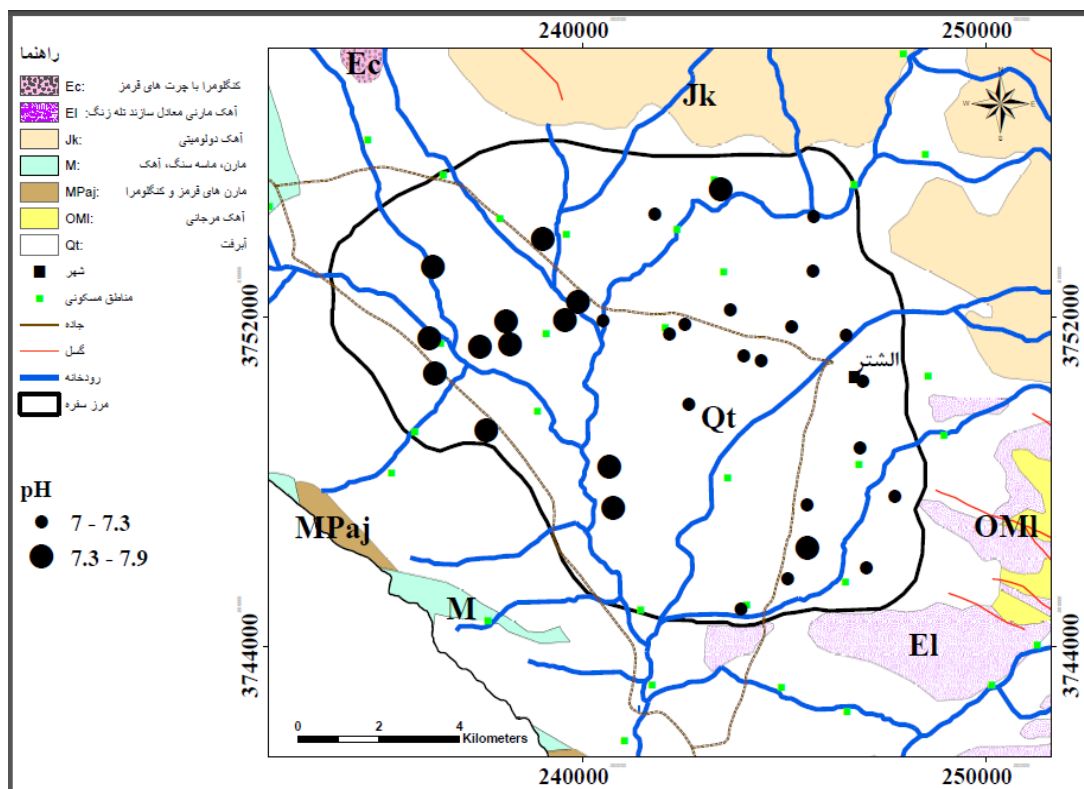
جدول ۴-۳- نسبت بین یون ها و هدایت الکتریکی در نمونه های گروه یک ($EC < 450 \mu s/cm$) و گروه دو ($EC > 450 \mu s/cm$)

نسبت پارامترها در گروه دو به گروه یک (G2/G1)	گروه دو (G2)	گروه یک (G1)	پارامتر
1.50	553.00	367.52	EC
3.34	0.52	0.15	Na
1.45	1.64	1.13	Cl
2.29	0.63	0.27	SO ₄
1.30	5.34	4.10	HCO ₃
2.91	0.03	0.01	K
1.42	4.77	3.37	Ca
0.87	1.50	1.73	Mg

۴-۳-۲-pH

یک کمیت لگاریتمی که میزان اسیدی یا بازی بودن محلول را مشخص می کند. pH برابر منفی لگاریتم مبنای ۱۰ غلظت مولی یون هیدروژن فعال در محلول است. برای اندازه گیری این پارامتر از pH متر استفاده می شود. براساس استاندارد تعیین شده توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) مقدار مطلوب pH برای مصارف شرب بین ۸-۷/۵ و حداکثر مجاز pH برای آب شرب ۹/۲ است. آب های طبیعی معمولاً دارای pH بین ۶ تا ۹ می باشند. عوامل موثر بر میزان pH میزان دی اکسید کربن محلول در آب، مقدار آنیون های بی کربنات و کربنات و درجه حرارت آب می باشد. در آبخوان دشت الشتر مقادیر pH از ۷ تا ۷/۹ تغییر می کند. کمترین مقدار pH مربوط به نمونه W23 به مقدار ۷/۰۳ و بیشترین مقدار مربوط به نمونه W22 به میزان ۷/۸۵ بوده و میانگین pH آب های زیرزمینی در آبخوان الشتر حدود ۷/۳ است. نقشه تغییرات pH در شکل (۴-۶) نشان داده شده است. ملاحظه می شود که نمونه های واقع در شمال و غرب آبخوان از مقادیر بالاتر pH برخوردار می باشند. این موضوع با توجه به انحلال واحدهای کربناته

در منطقه تغذیه آبخوان قابل توجه بوده، چرا که انحلال کربنات‌ها ضمن مصرف یون هیدروژن (H^+) افزایش در pH محلول را در پی خواهد داشت. نمونه‌های واقع شده در شرق آبخوان pH کمتری داشته و مقادیر pH آن‌ها کمتر از ۷/۳ می‌باشد. با توجه به فعالیت‌های کشاورزی که در این بخش از آبخوان رایج بوده و با شدت زیادی انجام می‌شود به نظر می‌رسد تغذیه آبخوان با آب برگشتی کشاورزی سبب کاهش pH شده باشد. همچنین در این بخش از آبخوان منطقه شهری الشتر واقع شده است که با توجه به عمق کم سطح آب زیرزمینی، آبخوان در این بخش می‌تواند تحت تأثیر فاضلاب شهری قرار گرفته باشد. آب‌های برگشتی کشاورزی به دلیل پدیده نیتریفیکیشن که بعداً به آن پرداخته می‌شود و فاضلاب شهری به دلیل وجود مواد آلی سبب کاهش مقدار pH در منابع آب زیرزمینی می‌شوند.



شکل ۴-۶- نقشه تغییرات میزان pH در آبخوان الشتر

۴-۳-۳- بررسی غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی

برای تفسیر داده‌های شیمیایی آبخوان دشت الشتر و تعیین تیپ آب از روش‌های مختلفی نظیر ترسیم

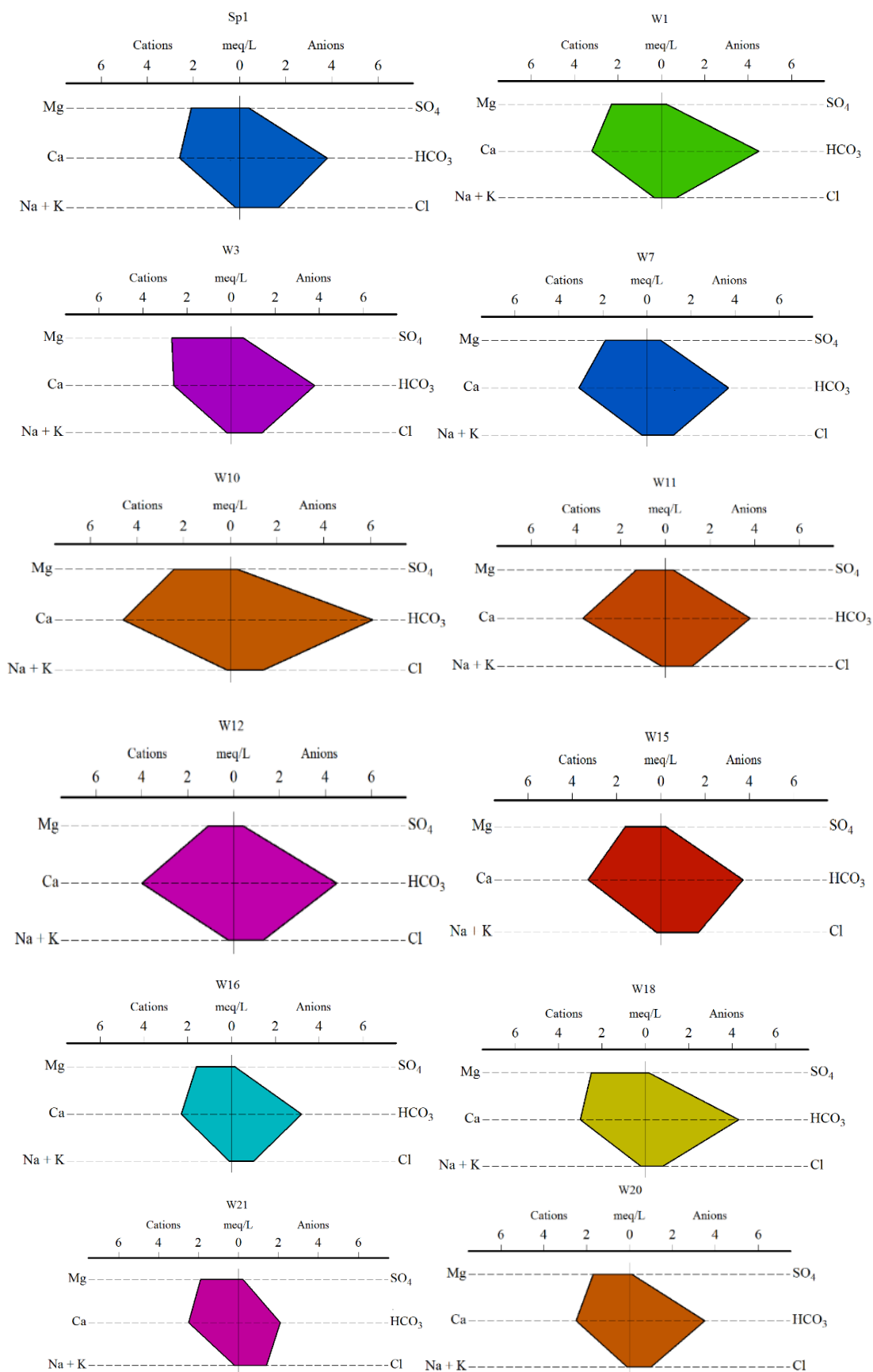
نمودارهای استیف، شولر و پایپر استفاده گردیده است. در این نمودارها آب زیرزمینی را محلولی از سه جز کاتیونی کلسیم، منیزیم و فلزات قلیایی (سدیم و پتاسیم) و سه جزء آنیونی سولفات، کلرید و مجموع بی کربنات و کربنات در نظر می گیرند.

الف - نمودار استیف

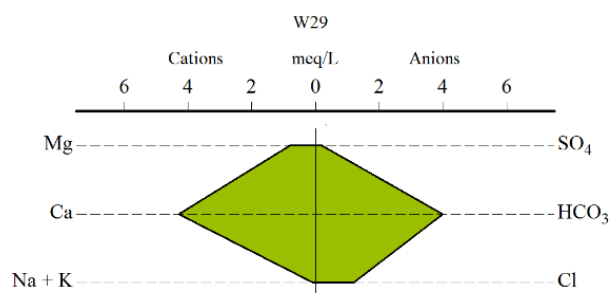
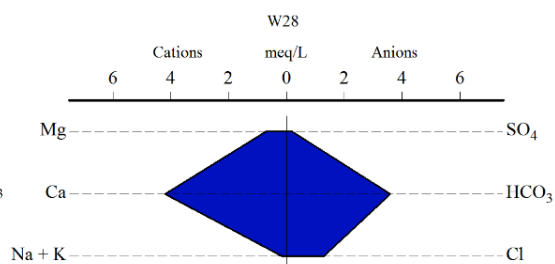
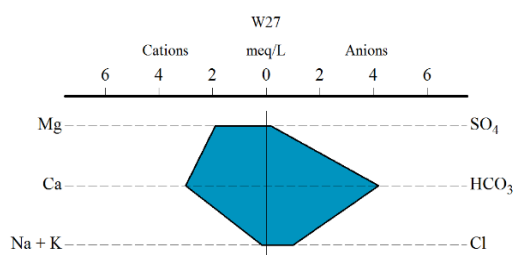
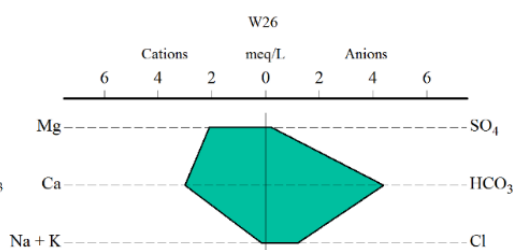
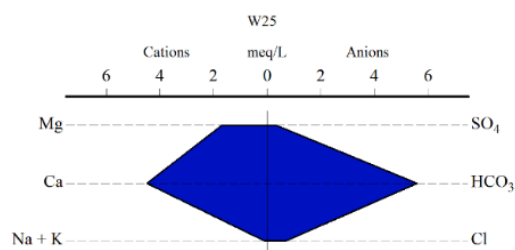
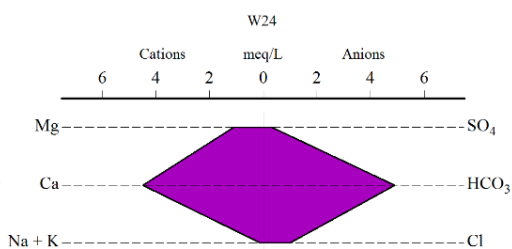
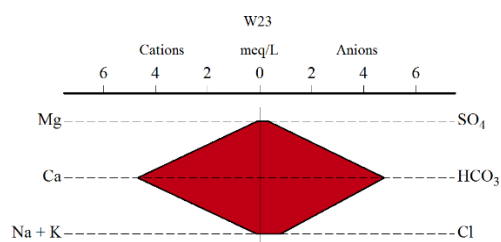
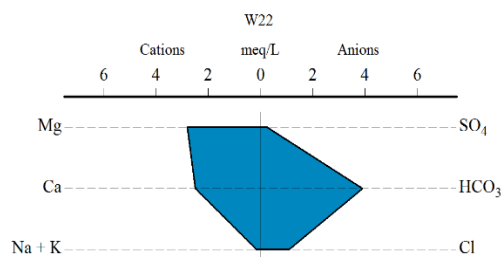
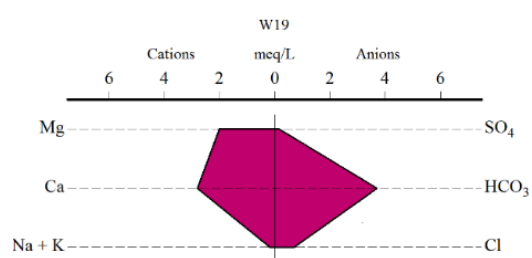
این نمودار به منظور مقایسه تعداد زیادی از نمونه های آب با یکدیگر از نظر مجموع املاح محلول در آب به کار می رود. این نمودار برای یون های اصلی بر حسب میلی اکی والان بر لیتر رسم می گردد و بزرگی اندازه شکل چند ضلعی رسم شده نشان دهنده کیفیت کلی آب است. همان طور که در شکل (۴-۷ و ۴-۸) نشان داده شده است، همه نمونه ها روند مشابهی دارند و تیپ غالب آب زیرزمینی بی کربناته-کلسیک است. با توجه به وجود سازندهای آهکی موجود در منطقه تغذیه آبخوان الشتر تیپ غالب منطقه توجیه پذیر است. میانگین غلظت آنیون ها و کاتیون ها در گروه دو نسبت به نمونه های گروه یک بیشتر بوده و بنابراین اندازه چند ضلعی ها در نمونه های گروه دو بزرگ تر می باشد.

ب- نمودار شولر

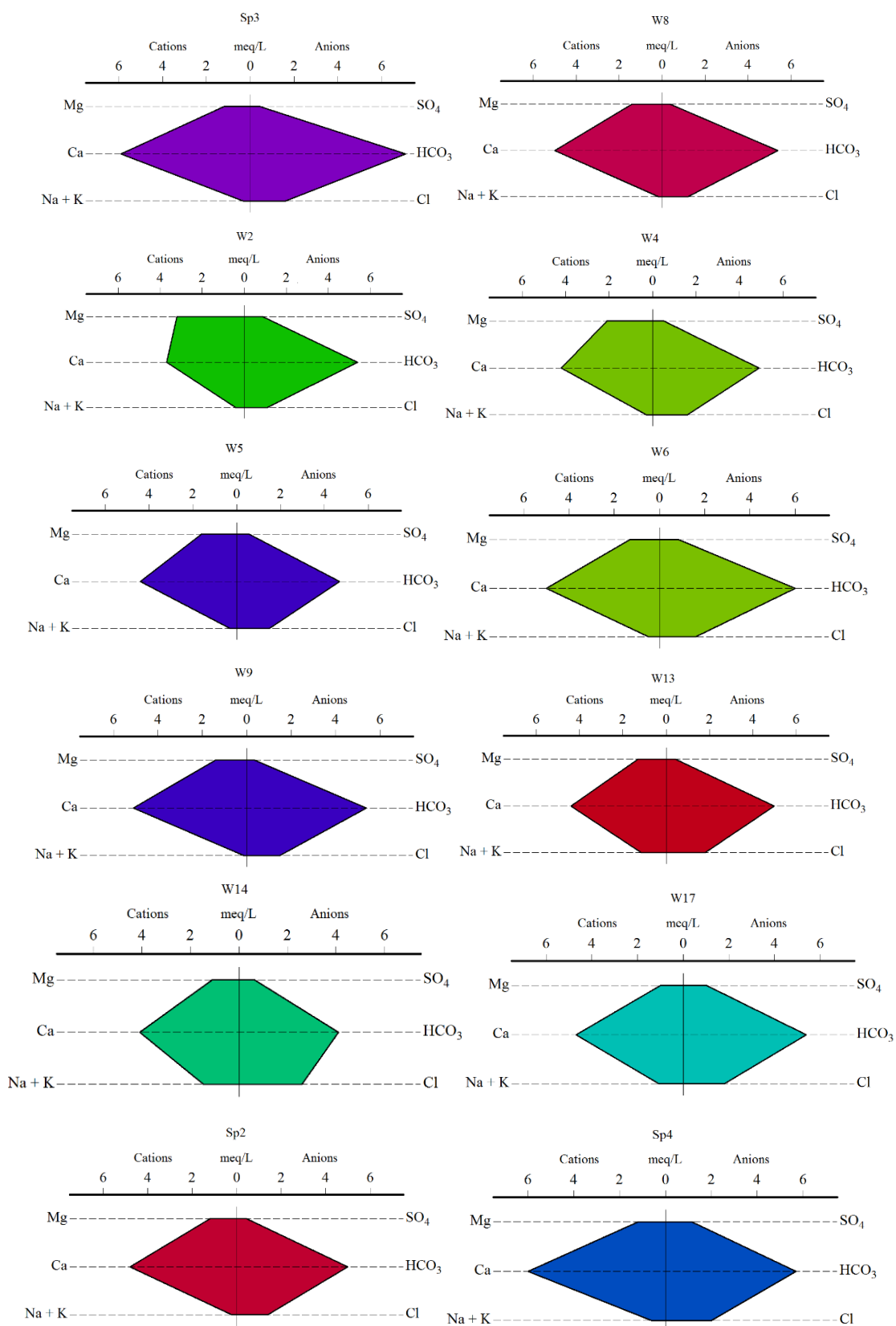
نمودار شولر از نظر سرعت عمل، سهولت مقایسه و نشان دادن تعداد زیادی نمونه در یک برگ مناسب بوده و در ایران بیشتر معمول است. یون های اصلی کلسیم، منیزیم، سدیم، سولفات، کلر، بی کربنات بر حسب میلی اکی والان بر لیتر در محور افقی نمودار قرار دارند و محور عمودی نیمه لگاریتمی می باشد. نمودار شولر مربوط به نمونه های آب چاه ها و چشمه های منطقه مورد مطالعه در شکل ۴-۹ و ۴-۱۰ نشان داده شده است. مطابق دیاگرام شولر اکثر نمونه های گروه یک نزدیک به هم قرار گرفته اند (شکل ۴-۹) که این موضوع مشابه بودن فرایندهای شیمیایی حاکم بر کیفیت آبخوان در بخش های مختلف را نشان می دهد. در نمونه های گروه دو (شکل ۴-۱۰) تغییرات بیشتری در مقادیر کاتیون های سدیم و منیزیم دیده می شود که این موضوع همان طور که قبلاً بیان گردید، احتمالاً ناشی از فرایند تبادل کاتیونی می باشد.



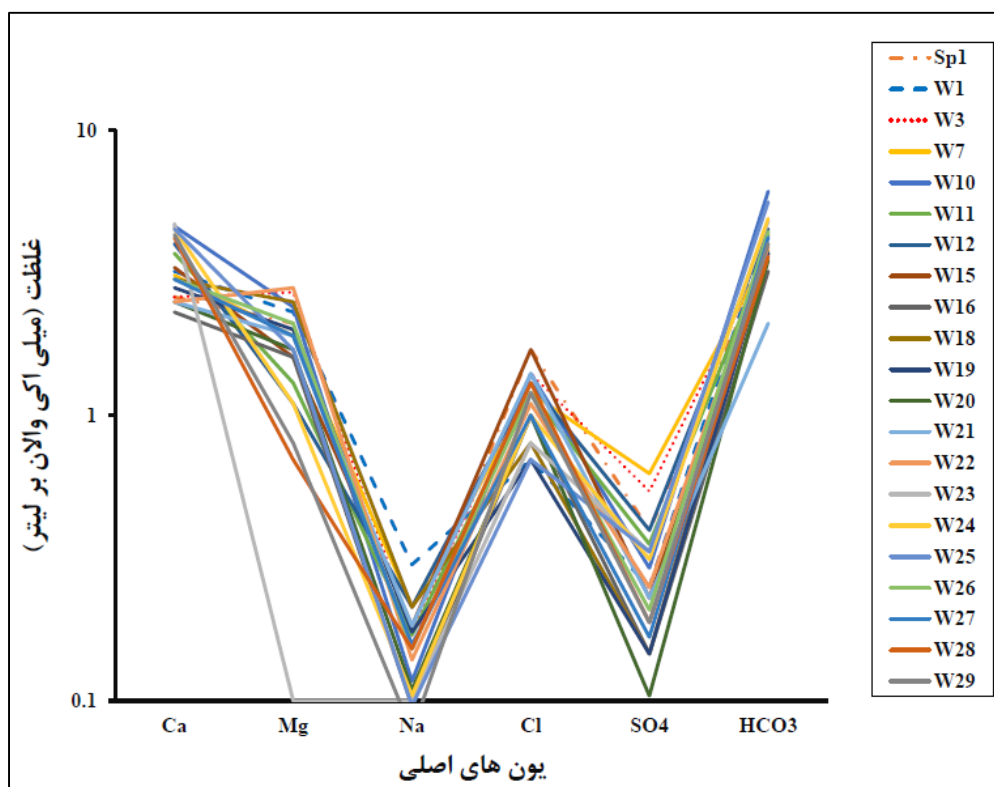
شکل ۴-۷- نمودار استیف نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه یک)



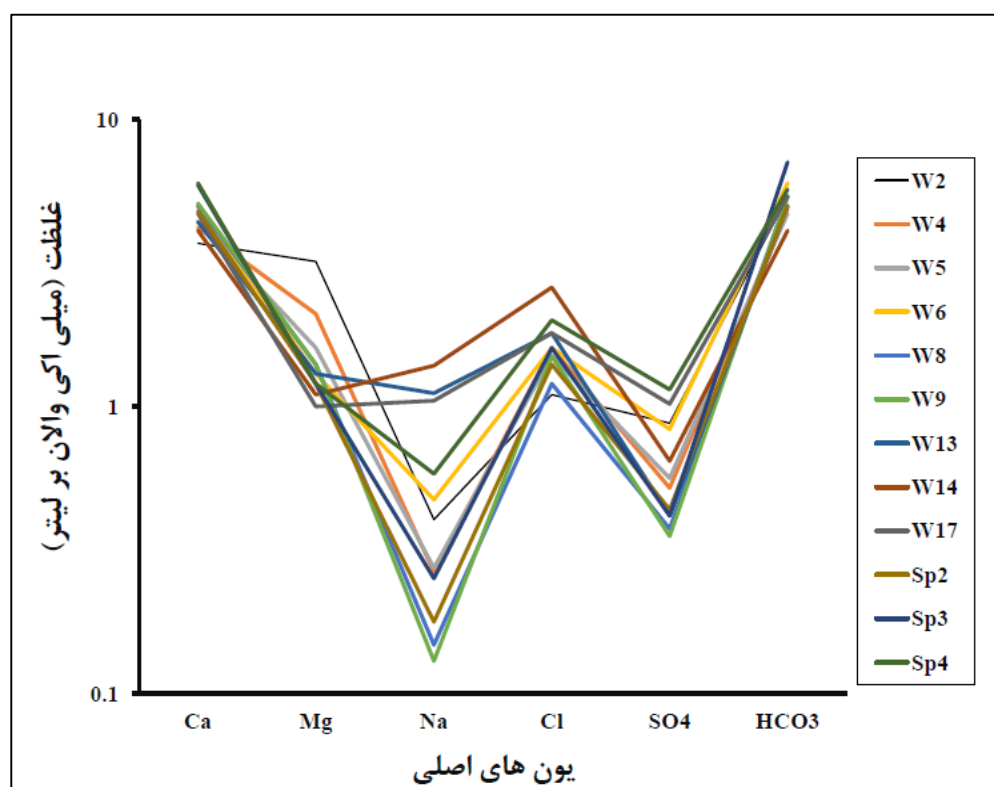
شکل ۴-۷- ادامه



شکل ۴-۸- نمودار استیف نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه دو)



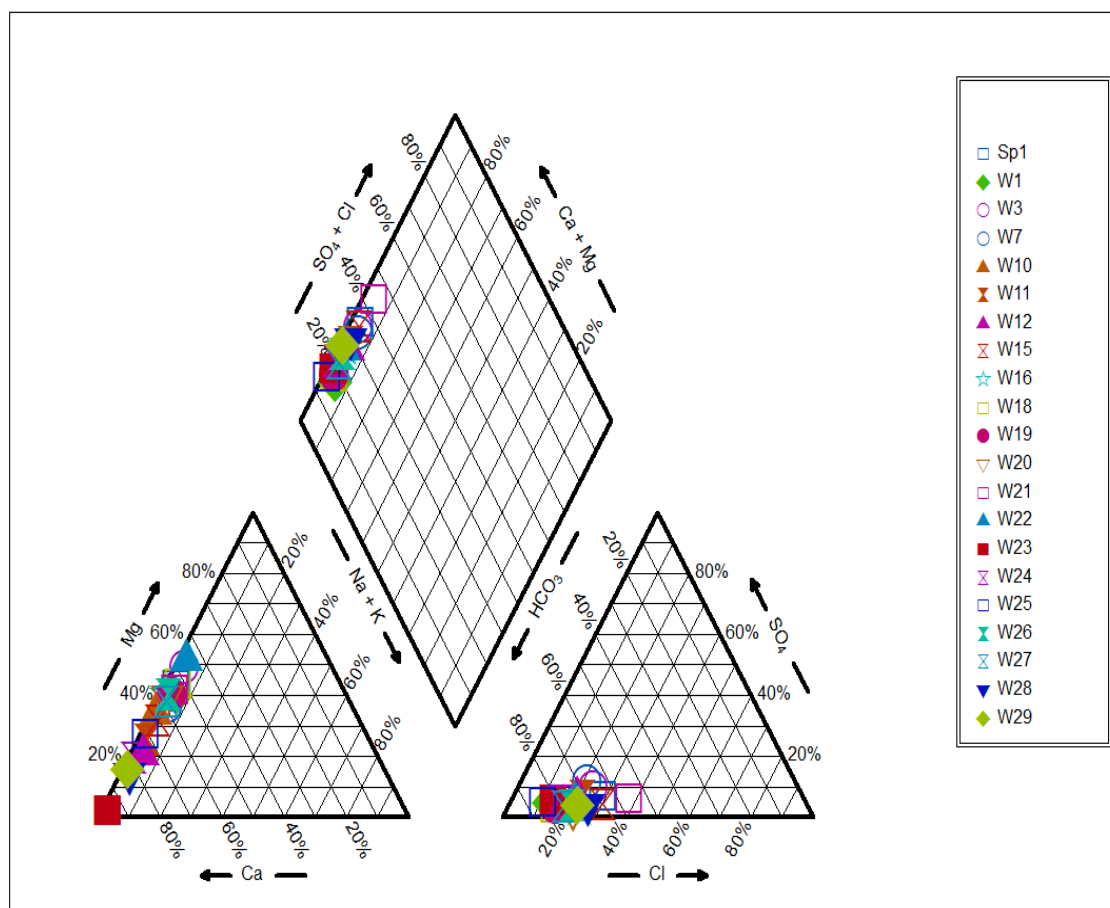
شکل ۴-۹- نمودار شولر و بررسی نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه یک)



شکل ۴-۱۰- نمودار شولر و بررسی نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه دو)

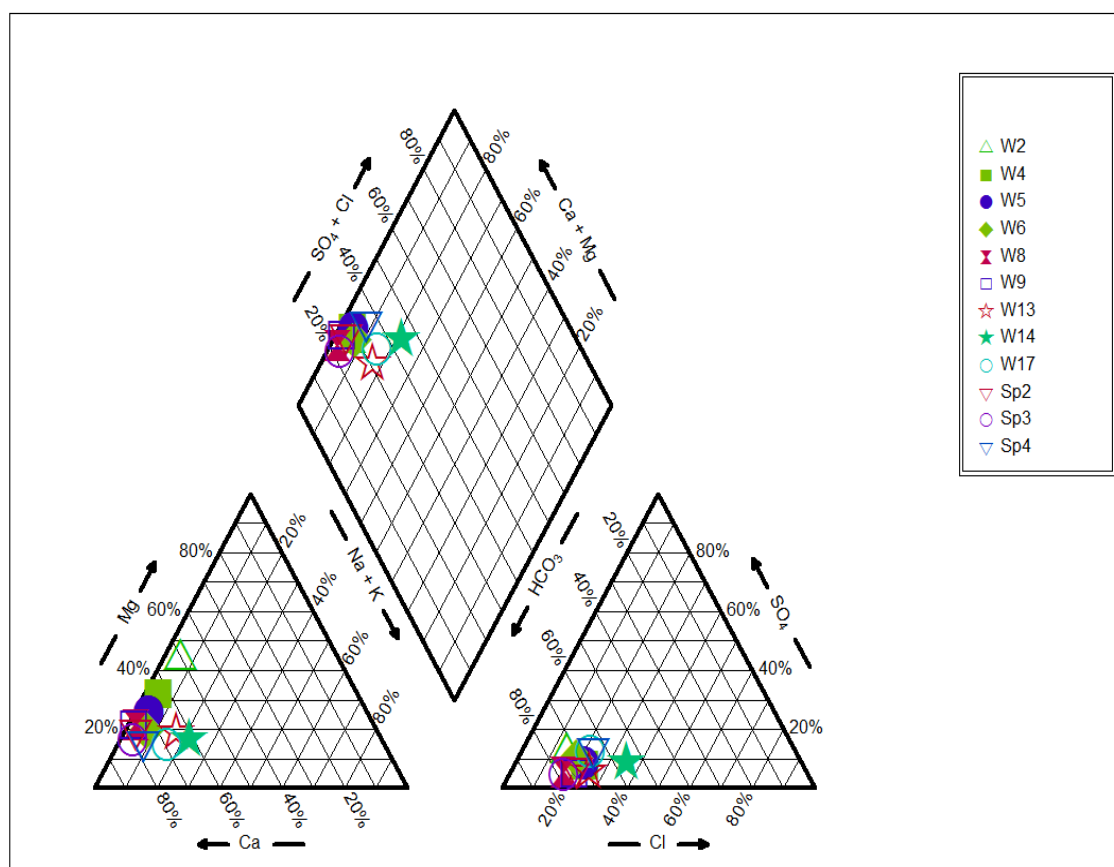
ج- نمودار پایپر

در نمودار پایپر می‌توان تعداد زیادی نمونه را در یک دیاگرام نشان داد. این نمودار از نظر تعبیر و تفسیر نتایج هیدروژئوشیمی نمونه‌های آب سودمند است. درصد آنیون‌ها و کاتیون‌ها را در میدان‌های مثلی و موقعیت ترکیبی آن‌ها را در میدان لوزی شکل پیاده می‌کنند. نمودار پایپر مربوط به نتایج آنالیز شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت الشتر در شکل (۴-۱۱ و ۴-۱۲) نشان داده شده است. در هر گروه از نمونه‌های آب زیرزمینی آبخوان الشتر، نقاط در سمت چپ نمودار قرار گرفته که نشان دهنده غلبه نسبی آنیون بی‌کربنات و کاتیون کلسیم می‌باشد. این موضوع با توجه به لیتولوژی غالب کربناته در منطقه تغذیه آبخوان قابل توجه می‌باشد.



شکل ۴-۱۱- نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه یک)

نمونه‌های گروه دو در مقایسه با گروه یک در محدوده مشابهی از مثلث آنیونی قرار گرفته‌اند، لیکن همان‌طور که قبلاً اشاره شد به دلیل فرایند تبادل کاتیونی، نمونه‌های گروه دوم در مقایسه با گروه اول در بخش داخلی‌تر مثلث کاتیونی قرار می‌گیرند. این موضوع به دلیل افزایش نسبی کاتیون‌های سدیم و پتاسیم در نمونه‌های این گروه می‌باشد.



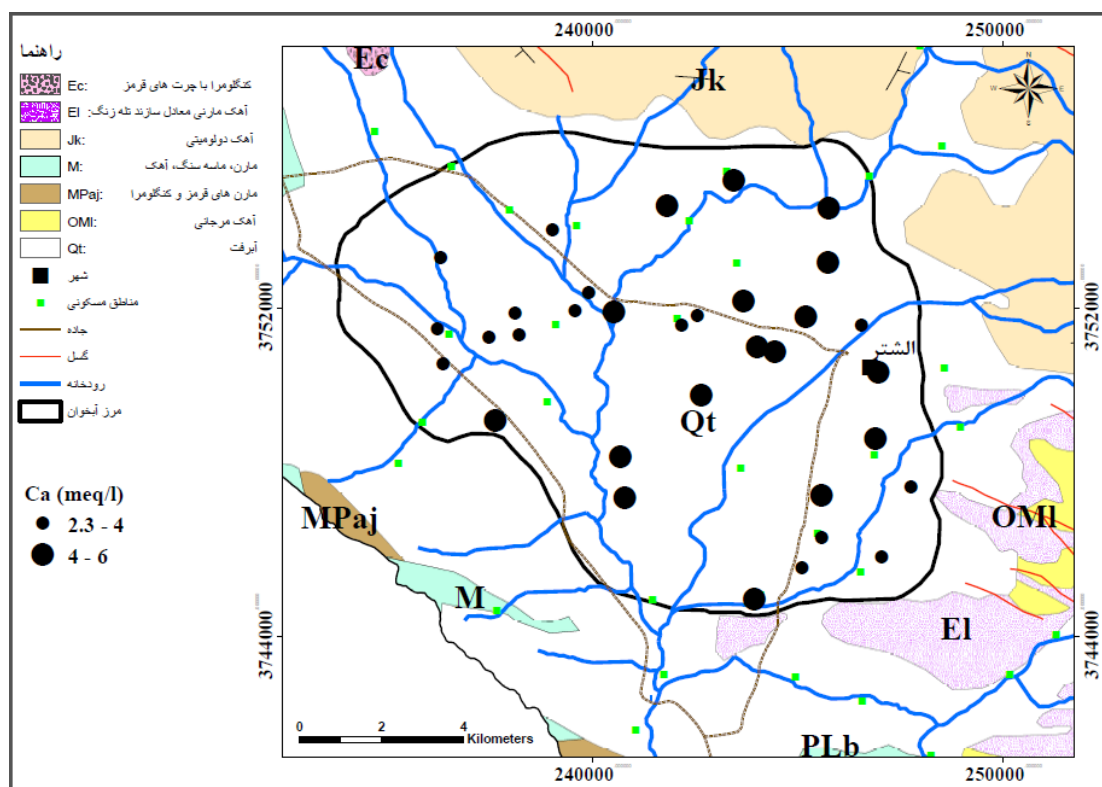
شکل ۴-۱۲- نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر (گروه دو)

با توجه به غلبه نسبی کاتیون کلسیم و آنیون بی‌کربنات در آب زیرزمینی آبخوان الشتر، تغییرات مکانی آن‌ها در ادامه به صورت مجزا بحث شده است. همچنین به منظور بررسی ارتباط تغییرات این یون‌ها با یون‌های دیگر، تغییرات مکانی سایر یون‌ها نیز در ادامه ارائه می‌گردد.

- تغییرات مکانی کاتیون کلسیم

سازمان بهداشت جهانی (WHO) حداکثر غلظت مطلوب کلسیم را ۷۵ میلی‌گرم در لیتر (معادل ۳/۷۵

میلی‌اکی‌والان بر لیتر) و حداکثر غلظت مجاز برای آن را ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر (معادل ۱۰ میلی‌اکی‌والان بر لیتر) اعلام نموده است. به صورت عمومی سنگ‌های آهکی، دولومیتی و سنگ گچ به عنوان منبع ورود کلسیم به آب‌های زیرزمینی شناخته شده‌اند. میزان کلسیم در آب‌های زیرزمینی منطقه الشتر از ۲/۳ تا ۶ میلی‌اکی‌والان بر لیتر متغیر بوده و میانگین غلظت آن ۳/۸۸ میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشد. همان‌طور که شکل ۴-۱۳ نشان می‌دهد، نمونه‌های برداشت شده از مجاور رودخانه‌ها و نمونه‌های واقع در بخش شرقی دارای مقادیر بالاتری از کلسیم می‌باشند، این افزایش ناشی از غلبه بیشتر واحدهای آهکی در شرق منطقه و همچنین افزایش تبخیر به دلیل نزدیک شدن سطح آب زیرزمینی به سطح زمین در مجاور رودخانه می‌باشد.

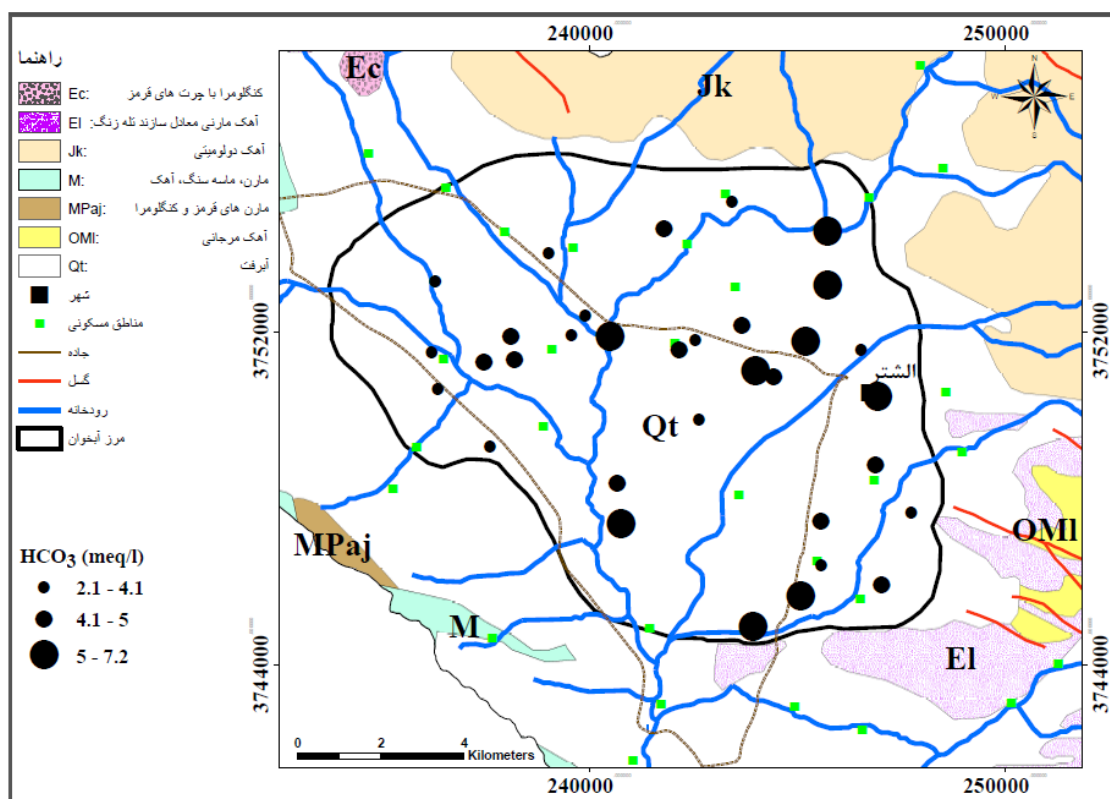


شکل ۴-۱۳- نقشه تغییرات یون کلسیم در آبخوان الشتر

- تغییرات مکانی آنیون بی‌کربنات

میزان غلظت بی‌کربنات در آبخوان الشتر بین ۲/۱ تا ۷/۱ میلی‌اکی‌والان بر لیتر متغیر بوده و میانگین

غلظت آن ۴/۵۵ میلی‌اکی‌والان بر لیتر است. شکل (۴-۱۴) تغییرات مکانی این یون را نشان می‌دهد. تغییرات آنیون بی‌کربنات مشابه کلسیم بوده و غلظت آن در بخش‌های شرقی و مجاور رودخانه‌های اصلی افزایش بیشتری نشان می‌دهد که دلیل آن اشاره شد. ذکر این نکته نیز ضروری است که فرایند نیترات‌زایی (Nitrification) که در اثر استفاده از کودهای آمونیوم در مزارع کشاورزی روی می‌دهد، یکی دیگر از دلایل افزایش کلسیم و بی‌کربنات در منابع آب زیرزمینی آبخوان الشتر می‌باشد. این موضوع در ادامه بیشتر مورد بحث قرار می‌گیرد.



شکل ۴-۱۴- نقشه تغییرات یون بی‌کربنات در آبخوان الشتر

تغییرات مکانی سایر یون‌های اصلی

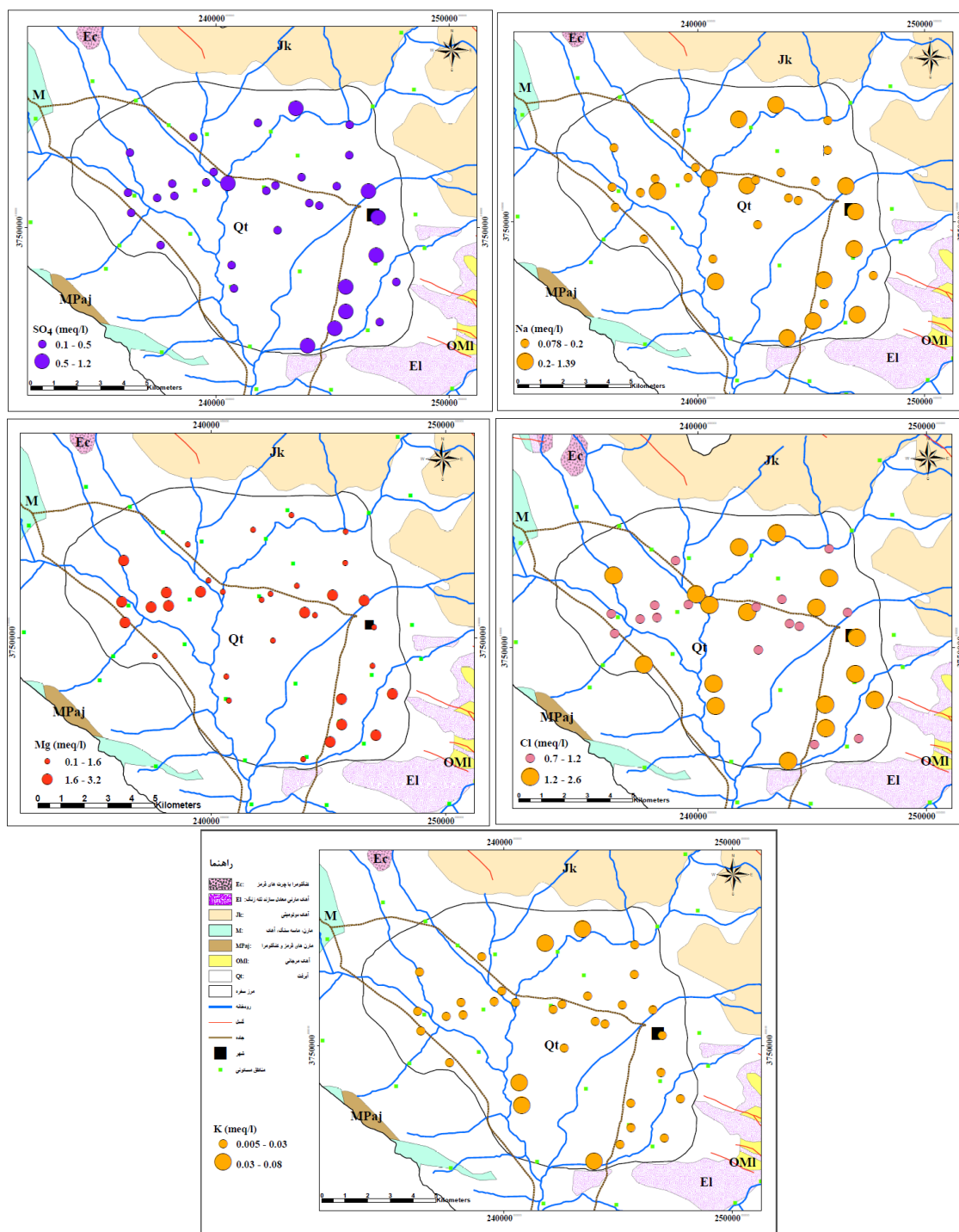
تغییرات مکانی یون‌های سولفات، سدیم، کلر، منیزیم و پتاسیم در شکل (۴-۱۵) ارائه شده است. به جز کاتیون منیزیم، تغییرات مکانی سایر یون‌ها تقریباً مشابه یون‌های غالب کلسیم و بی‌کربنات بوده و به صورت نسبی میزان غلظت آن‌ها در نیمه شرقی آبخوان بیشتر می‌باشد. تغییرات مکانی منیزیم، افزایش

بیشتر آن در نیمه غربی آبخوان را نشان می‌دهد. با توجه به فاصله بیشتر نمونه‌های واقع در این بخش از منطقه تغذیه آبخوان و حرکت آب در آبرفت به نظر می‌رسد تبادل یون‌های کلسیم و منیزیم دلیل این موضوع باشد، در اثر این فرایند کاتیون کلسیم جایگزین کاتیون منیزیم شده و منیزیم به داخل آب وارد می‌شود. با توجه به خروج کلسیم از آب، محلول نسبت به بی‌کربنات کلسیم (کلسیت) در درجه اشباع کمتری قرار می‌گیرد و بنابراین زمینه افزایش انحلال کلسیت فراهم می‌شود. افزایش بی‌کربنات که در بخش غربی آبخوان دیده می‌شود (شکل ۴-۱۴) به همراه افزایش pH در این بخش (شکل ۴-۶) که قبلاً بحث گردید، تأیید کننده انجام فرایند مذکور در این بخش از آبخوان الشتر می‌باشند.

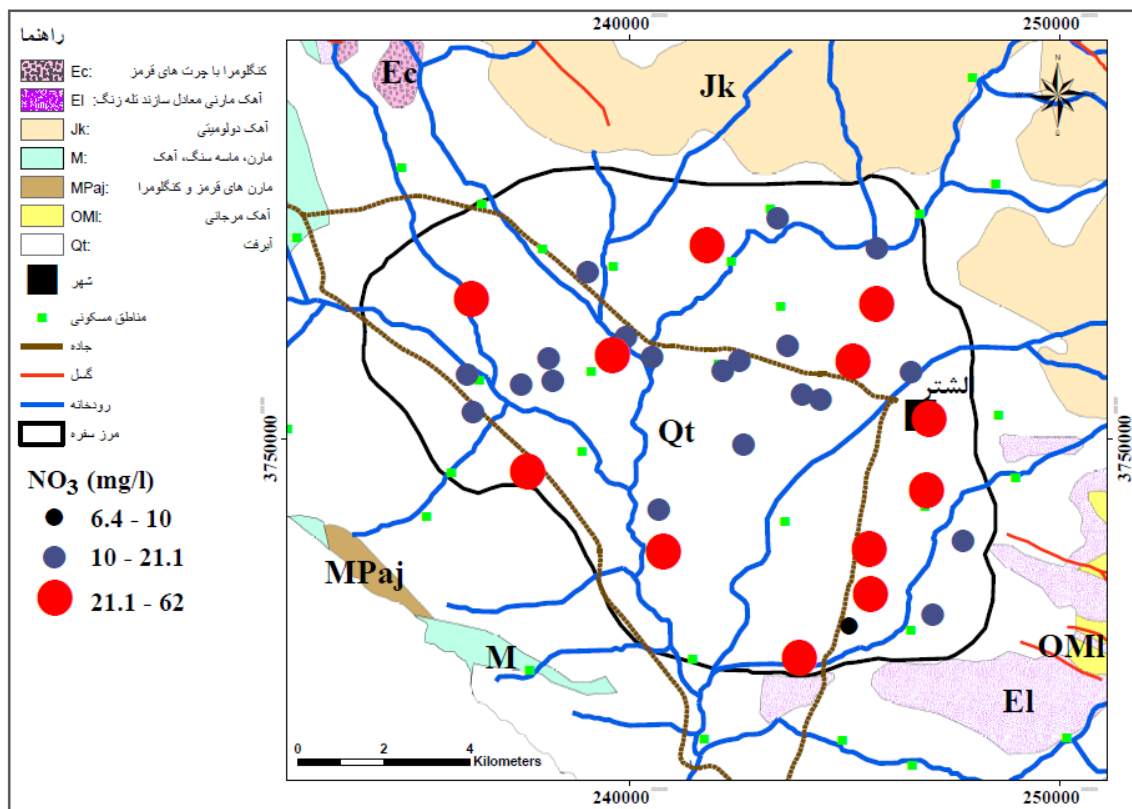
۴-۴- بررسی تغییرات مکانی نیتрат آب‌های زیرزمینی دشت الشتر

یکی از مهم‌ترین آنیون‌های موجود در آب‌های زیرزمینی تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و نفوذ فاضلاب، یون نیترات می‌باشد. در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت نیترات از ۶/۴ تا ۶۱/۴ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌یابد و میانگین غلظت این یون ۲۲/۷ میلی‌گرم بر لیتر است. بیشترین مقدار نیترات مربوط به نمونه W6 و کمترین مقدار مربوط به نمونه W2 می‌باشد (جدول ۴-۳). شکل (۴-۱۶) تغییرات مکانی یون نیترات را نشان می‌دهد. بیشترین غلظت نیترات در نمونه‌های برداشت شده از مجاور رودخانه اصلی مشاهده می‌شود. همان‌طور که قبلاً بیان گردید، نزدیک بودن سطح آب زیرزمینی به سطح زمین احتمالاً باعث تبخیر شده و یکی از دلایل افزایش نیترات چاه‌های مجاور رودخانه می‌باشد. در بخش غربی آبخوان تمامی نمونه‌ها دارای مقادیر نیترات بالاتر از ۱۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشند. با توجه به کشت عمده سیب‌زمینی در این نواحی، استفاده از کود، سموم و آفت‌کش، فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند دلیل افزایش میزان نیترات در این بخش باشد. در بخش مرکزی دشت نیز تقریباً غلظت نیترات بالا بوده که با توجه به کشاورزی عمده در این نواحی این افزایش توجیه‌پذیر می‌باشد. غلظت بیش از ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات نشان دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کیفیت و آلودگی منابع آب زیرزمینی می‌باشد (Hounslow, 1990). با این توضیح و با توجه به این‌که تقریباً غلظت نیترات در تمامی نمونه‌ها بیش از

۱۰ میلی گرم بر لیتر می باشد، تأثیر فعالیت های انسانزاد بر کیفیت آبخوان الشتر قطعی می باشد. نظر به غلبه فعالیت های کشاورزی، عامل اصلی افزایش نیتрат، فعالیت گسترده کشاورزی در محدود آبخوان می باشد.



شکل ۴-۱۵- تغییرات مکانی یون های سولفات، سدیم، کلر، منیزیم و پتاسیم در آبخوان الشتر



شکل ۴-۱۶- تغییرات غلظت یون نیترات در آب های زیرزمینی دشت الشتر

۴-۴-۱- ارتباط نیترات با هدایت الکتریکی

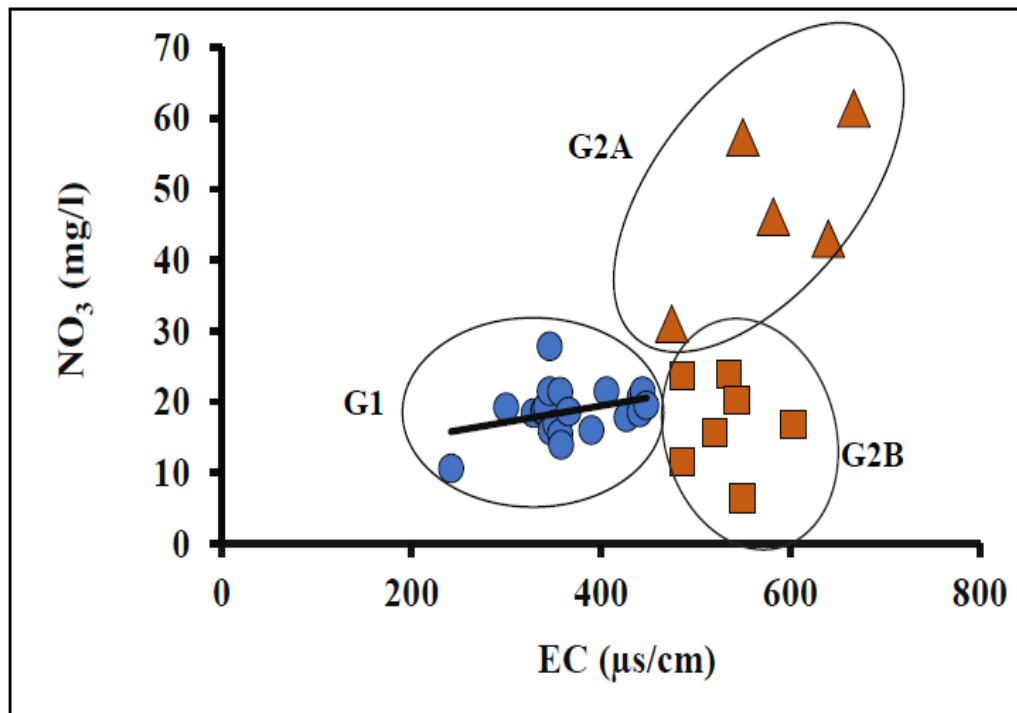
شکل ۴-۱۷ تغییرات نیترات در برابر هدایت الکتریکی را نشان می دهد.

با توجه به تغییرات مکانی هدایت الکتریکی که قبلاً بحث گردید، تغییرات نیترات در آبخوان الشتر نیز قابل تفکیک به دو گروه خواهد بود.

گروه یک (G1): که نشان دهنده نمونه های با هدایت الکتریکی کمتر از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی متر می باشد، مقادیر نیترات آن ها از حداقل ۱۰/۶ میلی گرم بر لیتر تا حداکثر ۲۷/۸ میلی گرم بر لیتر تغییر یافته و میانگین نیترات آن ها ۱۸/۶۶ میلی گرم بر لیتر می باشد. این نمونه ها در بخش های با فعالیت های کشاورزی عمده قرار دارند. افزایش نیترات این گروه می تواند به دلیل فعالیت های کشاورزی باشد.

گروه دو (G2): دربرگیرنده نمونه های با هدایت الکتریکی بیش از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی متر بوده

که مقادیر نیترات آن‌ها از گستره‌ی بسیار زیادی (حداقل ۶/۴ میلی گرم بر لیتر تا حداکثر ۶۱/۴ میلی گرم بر لیتر) برخوردار می‌باشد. بررسی جزئی‌تر نمونه‌های واقع در این گروه، تفکیک آن‌ها به دو زیر گروه به شرح زیر را امکان‌پذیر می‌نماید:



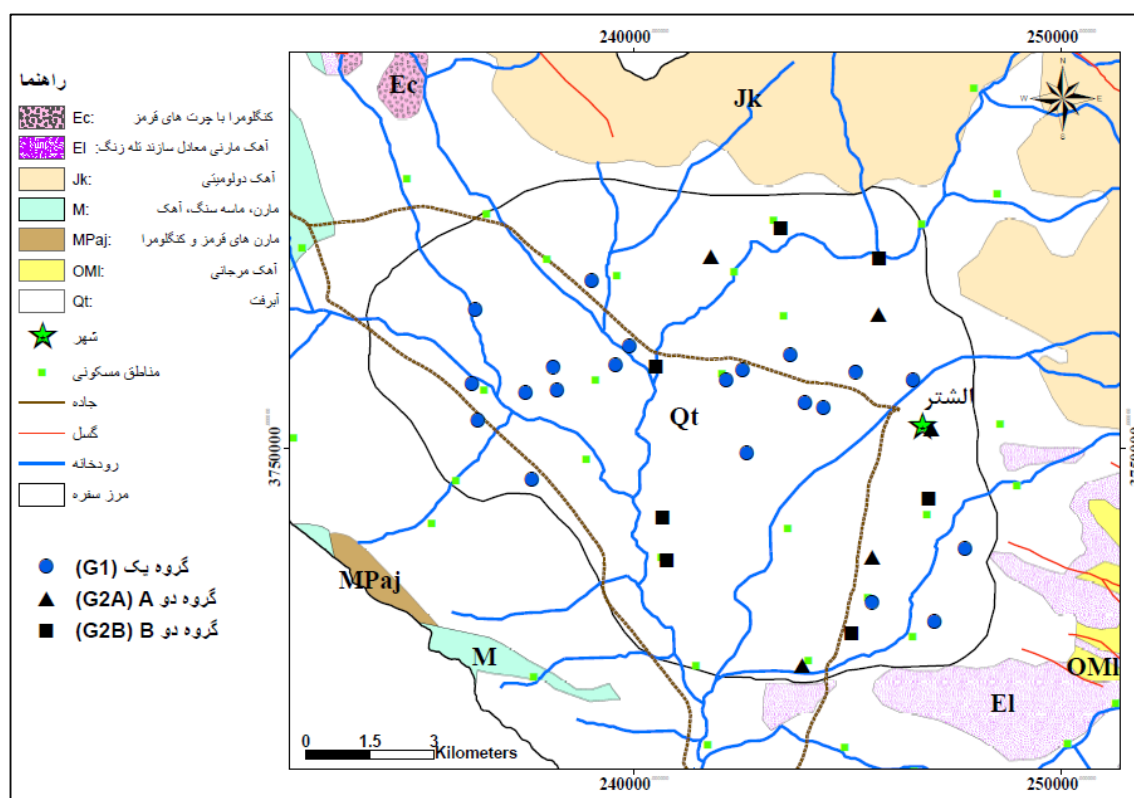
شکل ۴-۱۷ ارتباط بین نیترات و هدایت الکتریکی در آبخوان الشتر

زیر گروه G2A: نمونه‌های واقع شده در این گروه هدایت الکتریکی و نیترات بالایی دارند. افزایش مقدار نیترات در این زیر گروه متأثر از پدیده تبخیر بوده که همراه با سایر یون‌ها اتفاق افتاده است. میانگین نیترات در این زیر گروه حدود ۴۷/۷۶ میلی گرم بر لیتر می‌باشد.

زیر گروه G2B: نمونه‌های واقع در این گروه هدایت الکتریکی بالایی داشته، لیکن مقادیر نیترات آن‌ها کم می‌باشد. بررسی تغییرات مکانی نیترات در این زیر گروه نشان می‌دهد، این نمونه‌ها اغلب در فاصله کمتری نسبت به رودخانه‌های اصلی قرار گرفته‌اند (شکل ۴-۱۸). به نظر می‌رسد کاهش سرعت جریان در نمونه‌های این گروه که گاهی شرایط باتلاقی در محل برداشت آن‌ها ایجاد شده است، سبب فرایند نیترات‌زدایی شده باشد. شرایط مناسب خاک از جمله محیط بی‌هوازی، رطوبت بالا، درجه حرارت معتدل

و در دسترس بودن منبع ترکیبات آلی باعث فرایند نیترات زدائی (Denitrification) در منابع آب زیرزمینی می گردد. طی فرایند نیترات زدایی، نیترات موجود در آب زیرزمینی به گاز نیتروژن تبدیل شده و بنابراین غلظت آن کاهش می یابد.

موقعیت نمونه ها در گروه ها و زیر گروه های تفکیک شده براساس رابطه نیترات و هدایت الکتریکی در شکل (۴-۱۸) نمایش داده شده است.

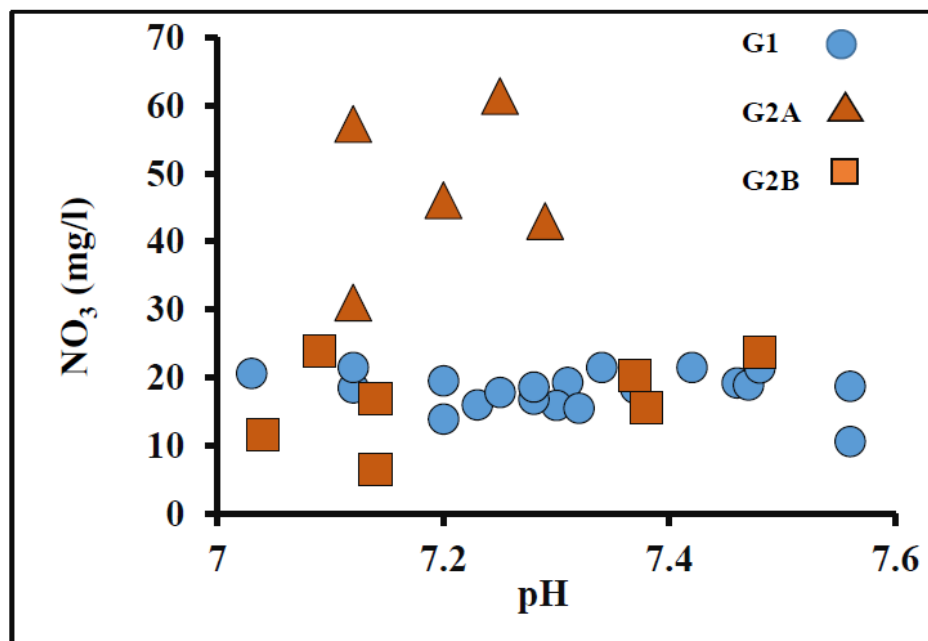


شکل ۴-۱۸- موقعیت نقاط نمونه برداری و گروه بندی آن ها براساس رابطه نیترات-هدایت الکتریکی

۴-۴-۲- ارتباط نیترات با pH

تغییرات غلظت نیترات در برابر pH نمونه های آب زیرزمینی به تفکیک گروه های مختلف در شکل (۴-۱۹) نشان داده شده است. متوسط مقدار pH نمونه های گروه یک برابر ۷/۳۴ می باشد که کمی بیشتر از میانگین گروه دو (۷/۲۲) می باشد. با توجه به تأثیر تبخیر در نمونه های گروه دو و افزایش غلظت یون ها، احتمال رسوب کانی کلسیت در نمونه های این گروه افزایش یافته که این پدیده می تواند کاهش

pH منابع آب زیرزمینی را در پی داشته باشد. نمونه‌های گروه یک علی‌رغم عدم تغییرات نیترات، در گستره زیادی از pH قرار گرفته‌اند. انتظار می‌رود نمونه‌های این گروه به دلیل قرار گرفتن تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و پدیده نیترازایی (Nitrification) مقدار pH کمی داشته باشند. لیکن به دلیل اثر این پدیده بر افزایش انحلال کربنات‌ها به نظر می‌رسد pH در نمونه‌های این گروه تعدیل شده است. انحلال کربنات‌ها به دلیل مصرف H^+ حاصل از فرایند نیترازایی سبب تعدیل مقادیر pH می‌گردد.

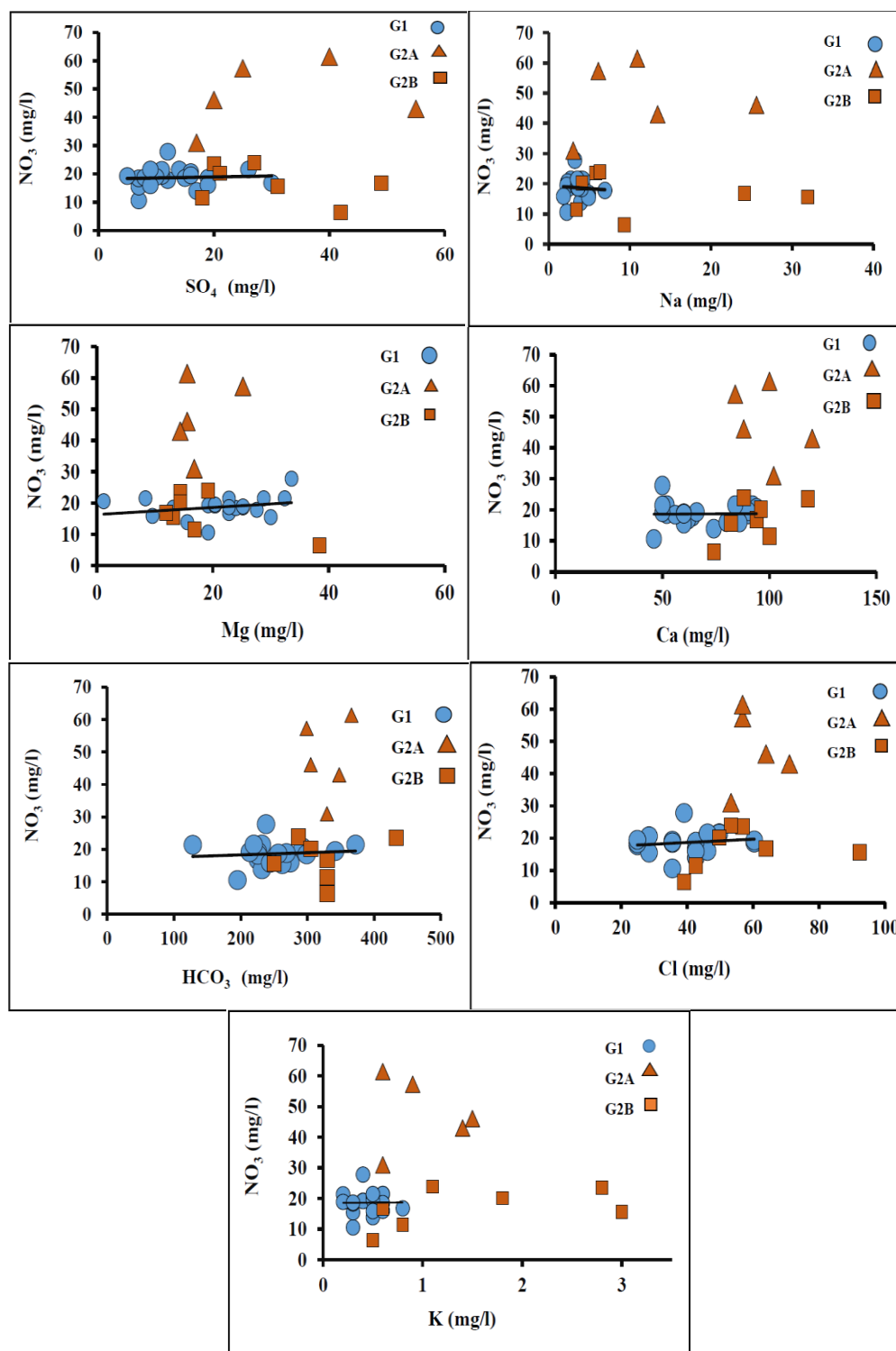


شکل ۴-۱۹- تغییرات نیترات در مقابل pH نمونه‌های آب زیرزمینی آبخوان الشتر

۴-۳- ارتباط غلظت یون نیترات با یون‌های اصلی

شکل ۴-۲۰ ارتباط یون نیترات با یون‌های اصلی را نشان می‌دهد. به جزء کاتیون منیزیم، اثر تبخیر در افزایش غلظت نیترات و یون‌های اصلی مشهود می‌باشد. جدول (۴-۴) میانگین غلظت یون‌ها در هر یک از گروه‌های تفکیک شده را نشان می‌دهد. کاهش غلظت منیزیم در گروه دو نسبت به گروه یک بر اثر پدیده تبادل کاتیونی بوده که قبلاً نیز بحث گردید. بررسی روند تغییرات نیترات و یون‌های اصلی در نمونه‌های گروه یک که در شکل ۴-۲۰ نیز نشان داده شده است، نشان‌دهنده تأثیر تخریبی عوامل افزایش نیترات در کیفیت آبخوان می‌باشد. به عبارت دیگر فعالیت‌های کشاورزی ضمن افزایش نیترات منابع آب زیرزمینی، افزایش نسبتاً محسوس سایر یون‌های اصلی را در آبخوان در پی داشته و بنابراین

سبب کاهش کیفیت آبخوان از طریق افزایش املاح شده است.



شکل ۴-۲۰- ارتباط بین نیترات با یون‌های اصلی

جدول ۴-۴- میانگین غلظت یون‌ها در نمونه‌های گروه یک و گروه دو (واحد‌ها بر حسب میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد)

گروه	Ca	K	Mg	Na	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃
G1	67.5	0.45	20.74	3.59	40.23	13.33	250.1	18.66
G2A	98.8	1.00	17.52	11.80	60.35	31.40	329.4	47.76
G2B	93.1	1.51	18.34	12.12	56.80	29.71	323.3	16.86

۴-۵- تعیین منشأ یون‌ها و شناخت فرایندهای موثر بر شیمی آبخوان الشتر

در این بخش به بررسی منشأ یون‌ها و فرایندهای ژئوشیمیایی آبخوان الشتر پرداخته می‌شود، با توجه به تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آبخوان منشأ یون‌های اصلی و یون نیترات به صورت مجزا مورد بررسی قرار می‌گیرد.

۴-۵-۱- بررسی منشأ یون‌های اصلی در آبخوان الشتر

به منظور بررسی تأثیر لیتولوژی یک منطقه بر کیفیت آب‌های زیرزمینی، تعیین سازوکار حاکم بر جریان آب زیرزمینی و عوامل موثر بر غلظت یون‌های اصلی موجود در آب‌های زیرزمینی از نمودار گیبس استفاده می‌شود (Subbarao, 2001). نمودار گیبس ترکیب آب را بر مبنای عوامل موثر شامل بارندگی، ترکیب سنگ‌ها و تبخیر- تبلور نشان می‌دهد. این نمودار برای کاتیون‌ها و آنیون‌ها به صورت مجزا ترسیم می‌شود. در محور قائم نمودار گیبس مقادیر TDS بر حسب میلی‌گرم بر لیتر قرار می‌گیرد. در نمودار مربوط به کاتیون‌ها محور افقی نسبت $Na^+ / (Na^+ + Ca^{2+})$ را نشان می‌دهد (شکل ۴-۲۱). در نمودار مربوط به آنیون‌ها محور افقی بیانگر نسبت $Cl^- / (Cl^- + HCO_3^-)$ است (شکل ۴-۲۲).

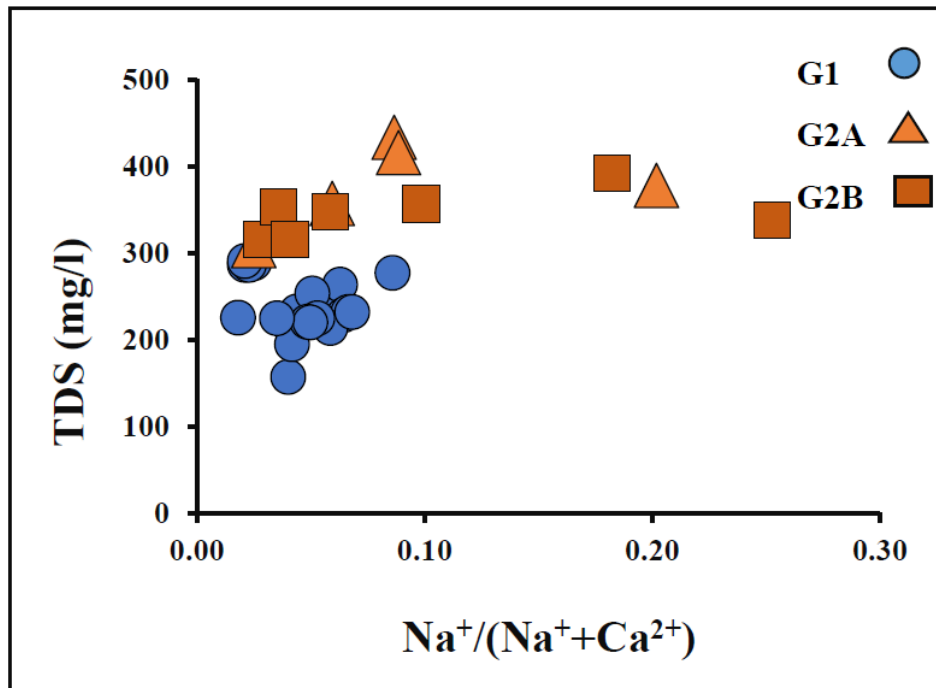
در نمونه‌های دارای نسبت $Na^+ / (Na^+ + Ca^{2+})$ بالا و TDS پایین، ریزش‌های جوی بیشترین تأثیر را روی شیمی آب‌های منطقه دارند. نسبت $Na^+ / (Na^+ + Ca^{2+})$ پایین و TDS بین ۱۰۰-۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تأثیر فرایندهای هوازدگی سنگ‌ها را نشان می‌دهد و در صورتی که مقادیر این دو پارامتر بالا

باشد تبخیر و آب‌های شور به عنوان عامل کنترل کننده شیمی آب محسوب می‌شوند (Gibbs, 1970). به عبارتی اگر میزان TDS نمونه‌های آب بین ۱۰۰-۱۰۰۰ باشد و میزان نسبت‌های $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ و $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ بین ۰-۰/۶ باشد، عامل لیتولوژی بر ترکیب آب موثر بوده، به عبارتی ترکیب آب نفوذ کننده تحت تأثیر ویژگی‌های شیمیایی سنگ‌ها قرار گرفته است. مقادیر پایین‌تر از این مقدار نشان‌دهنده تأثیر عامل بارندگی و مقادیر بالاتر نشان‌دهنده تأثیر پدیده تبخیر و تبلور بر ترکیب آب زیرزمینی است. همان‌گونه که اشکال ۴-۲۱ و ۴-۲۲ نشان می‌دهند، ترکیب آب‌های زیرزمینی دشت الشتر متأثر از ترکیب سنگ‌شناسی منطقه می‌باشد، به عبارت دیگر انحلال واحدهای آهکی از دلایل اصلی افزایش یون‌ها در آبخوان الشتر می‌باشد.

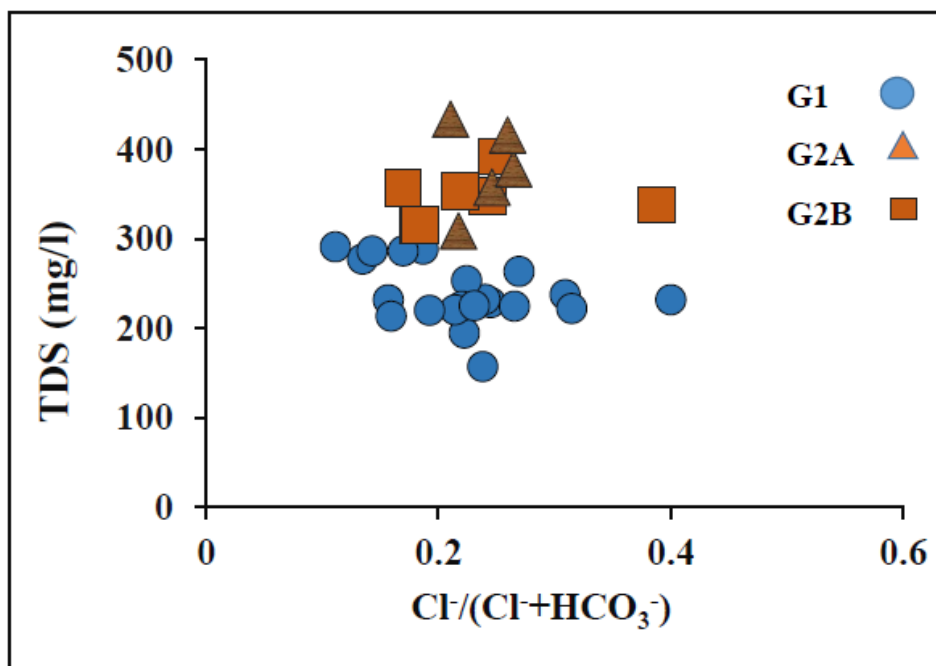
به منظور بررسی منشأ یون سدیم در آب‌های زیرزمینی آبخوان الشتر نمودار ترکیبی کلر در برابر سدیم ترسیم شده است (شکل ۴-۲۳). انحلال هالیت فرایند غالب در ورود یون‌های سدیم و کلر به داخل منابع آب زیرزمینی می‌باشد. بررسی اندیس هالیت در آبخوان الشتر (شکل ۴-۲۴) نشان‌دهنده تحت اشباع بودن منابع آب زیرزمینی در این دشت و بنابراین انحلال این کانی می‌باشد. قرار گرفتن نمونه‌های آب زیرزمینی آبخوان الشتر در زیر خط ۱:۱ در شکل ۴-۲۳ بیانگر کمبود سدیم در برابر کلر می‌باشد. به نظر می‌رسد فرایندی نظیر فرایند تبادل کاتیونی سبب خروج (مصرف) یون سدیم در این آبخوان شده است. نمونه‌های گروه دوم هرچند که در زیر خط ۱:۱ قرار گرفته‌اند، لیکن به دلیل فرایند تبخیر تغییرات هماهنگی به لحاظ افزایش هر دو یون سدیم و کلر نشان می‌دهند.

شکل‌های ۴-۲۵ ارتباط یون کلسیم در مقابل سولفات در منطقه الشتر را نشان می‌دهد. در نمودار ۴-۲۵ نمونه‌ها بالای خط ۱:۱ واقع شده‌اند، که نشان دهنده افزایش بیشتر کلسیم در مقایسه با سولفات می‌باشد. احتمالاً پدیده تبادل کاتیونی عامل افزایش کلسیم می‌باشد. افزایش هماهنگ یون‌های کلسیم و سولفات بیانگر نقش انحلال ژپس و انیدریت در ورود آن‌ها به منابع آب زیرزمینی می‌باشد. محاسبه اندیس اشباع ژپس و انیدریت (شکل ۴-۲۴) نشان می‌دهد اندیس اشباع ژپس و انیدریت در تمامی

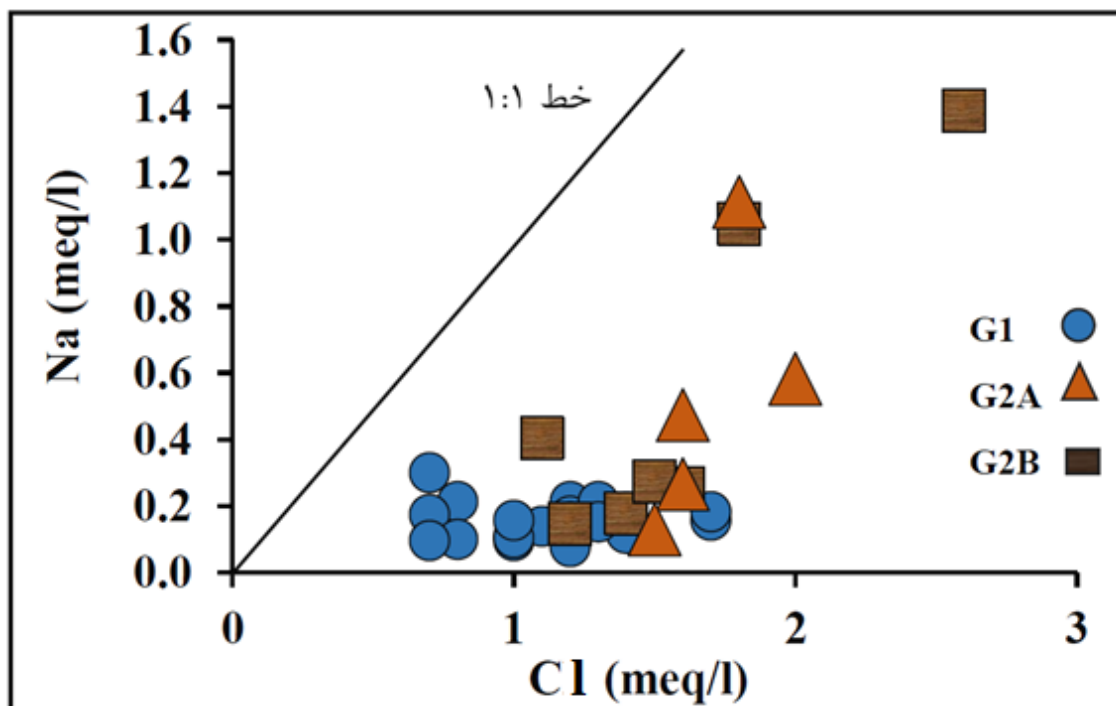
نمونه‌ها منفی بوده و بنابراین این کانی‌ها هنوز شرایط انحلال و افزایش یون‌های کلسیم و سولفات را دارند.



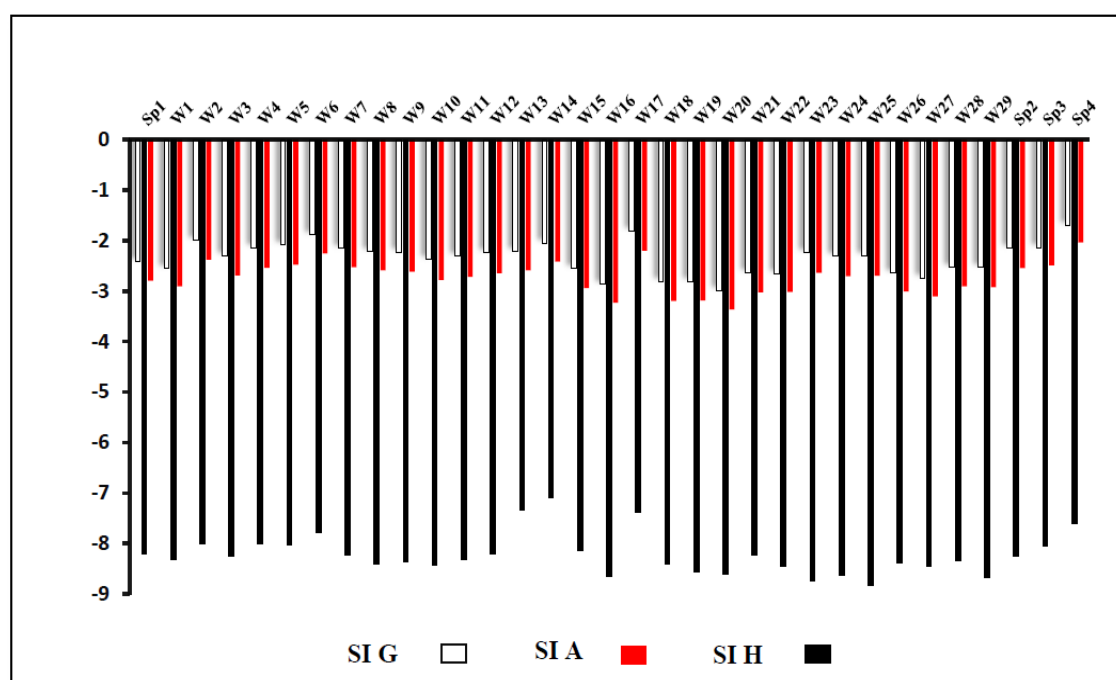
شکل ۴-۲۱- نمودار تغییرات نسبت $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ (بر حسب meq/l) در برابر TDS



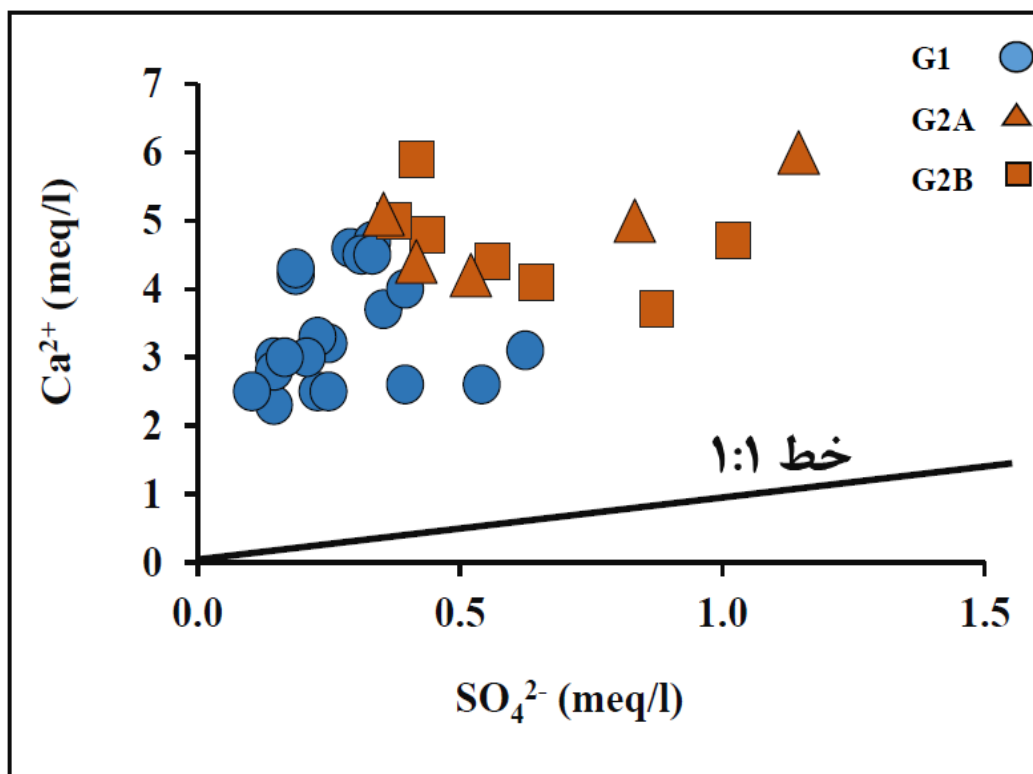
شکل ۴-۲۲- نمودار تغییرات نسبت $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ (بر حسب meq/l) در برابر TDS



شکل ۴-۲۳- رابطه غلظت سدیم و کلر در منابع آب زیرزمینی الشتر



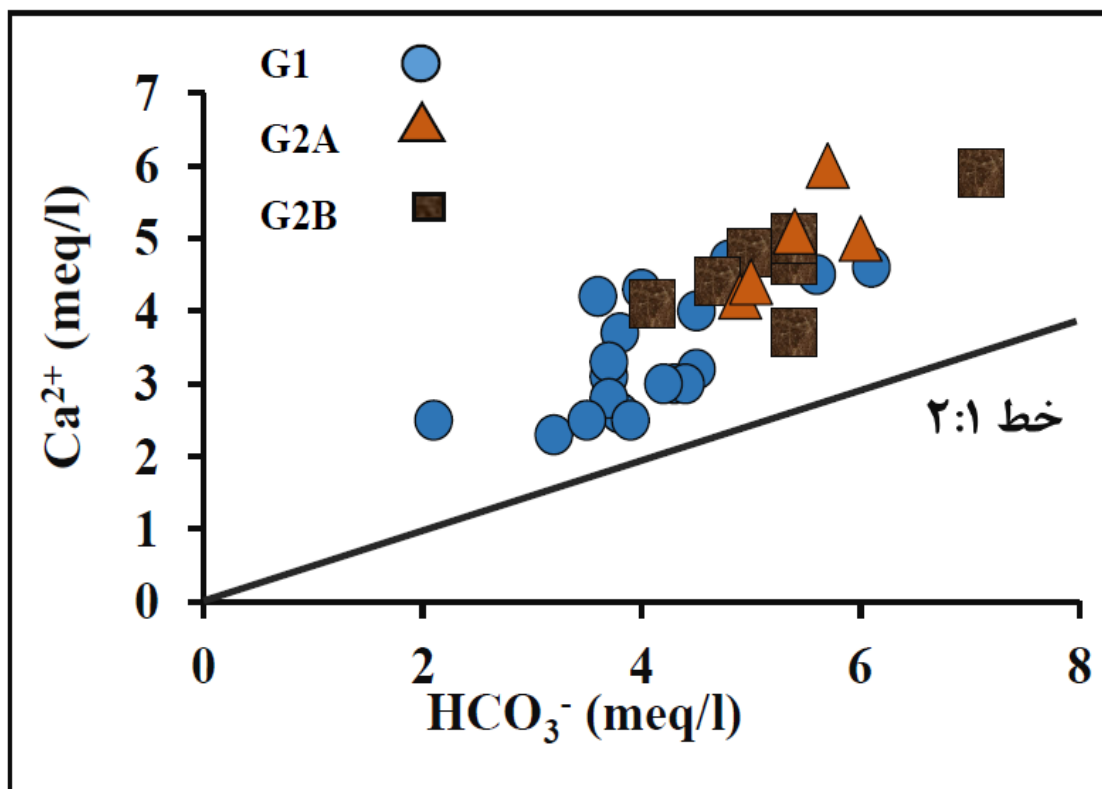
شکل ۴-۲۴- نمودار شاخص اشباع انیدریت، ژپس و هالیت



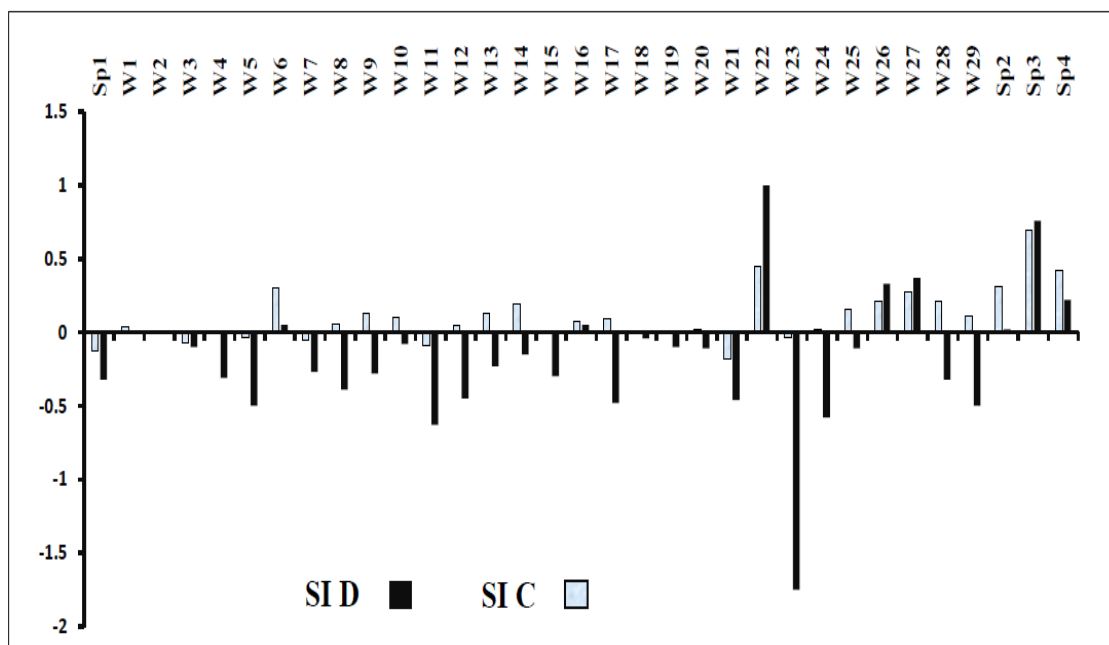
شکل ۴-۲۵- ارتباط بین کلسیم و سولفات در آبخوان الشتر

در شکل ۴-۲۶ ارتباط کلسیم و بی کربنات نشان داده شده است. همبستگی بالای بین کلسیم و بی کربنات بیانگر این است که کلسیت منشأ کلسیم است. شاخص اشباع کلسیت اکثر نمونه‌ها (شکل ۴-۲۷) مثبت و نزدیک به صفر می‌باشد که بیانگر اشباع بودن آب‌های زیرزمینی منطقه نسبت به کلسیت می‌باشد. همان گونه که شکل نشان می‌دهد، تمام نمونه‌ها بالاتر از خط ۲:۱ در نمودار مذکور قرار دارند. این موضوع بیانگر بیشتر بودن یون کلسیم در مقابل یون بی کربنات می‌باشد. به عبارت دیگر عامل دیگری به جزء انحلال کلسیت (نظیر فرایند تبادل کاتیونی) سبب افزایش یون کلسیم شده است.

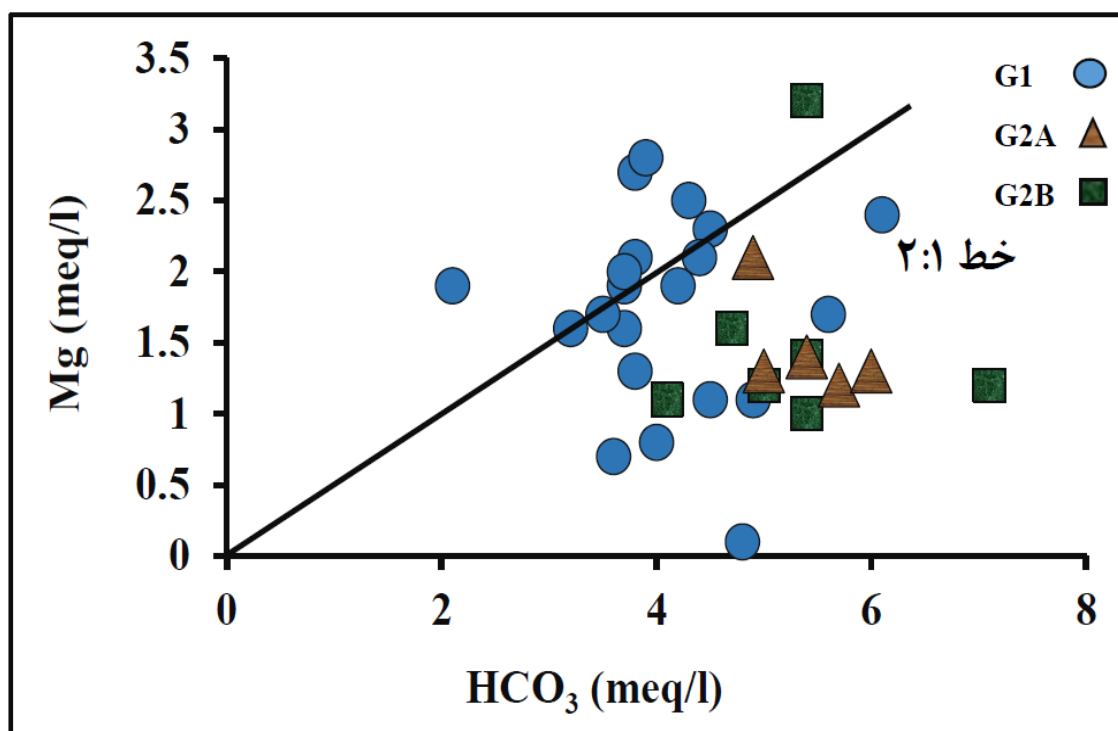
شکل ۴-۲۸ رابطه یون‌های منیزیم و بی کربنات را نشان می‌دهد، با توجه به اندیس اشباع منفی دولومیت (شکل ۴-۲۷) انحلال آن می‌تواند از عوامل ورود منیزیم به داخل آب‌های زیرزمینی باشد، که در نمونه‌های گروه یک دیده می‌شود. تعدادی از نمونه‌های گروه یک و تمامی نمونه‌های گروه دو زیر خط ۲:۱ ارتباط منیزیم و بی کربنات قرار گرفته‌اند که این موضوع احتمالاً مربوط به پدیده تبادل کاتیونی است که قبلاً نیز اشاره گردید.



شکل ۴-۲۶- رابطه غلظت کلسیم و بی کربنات در آبخوان الشتر



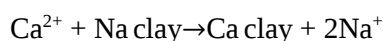
شکل ۴-۲۷- نمودار شاخص اشباع کلسیت و دولومیت



شکل ۴-۲۸- رابطه غلظت منیزیم و بی کربنات در آبخوان الشتر

۴-۵-۲- تبادل یونی

یکی از فرایندهای اساسی که نقش مهمی در غلظت نهایی عناصر اصلی محلول در آب زیرزمینی داشته و دارای اهمیت فراوانی می باشد، فرایند تبادل یونی (عادی و معکوس) است. طی این فرایند یون های موجود در آب جایگزین یون های متصل به سطح کانی های رسی شده و یون های چسبیده به سطح رس ها وارد آب می گردند. برای مثال در صورت وجود کانی های رسی غنی از سدیم مانند مونت مورینیت براساس رابطه زیر یون های کلسیم و منیزیم موجود در آب جایگزین سدیم شده و سدیم وارد آب می شود.



وجود فرایند تکامل یونی در یک آبخوان را با استفاده از نمودارهای ترکیبی مختلف می توان بررسی کرد. رابطه EC در برابر $\text{Na}^{+}/\text{Cl}^{-}$ در شکل ۴-۲۹ نشان داده شده است. در صورتی که نسبت $\text{Na}^{+}/\text{Cl}^{-}$ نمونه ها بالاتر از خط یک ($Y=1$) در نمودار مذکور قرار گرفته باشد، پدیده تبادل یونی و در صورتی که پایین تر

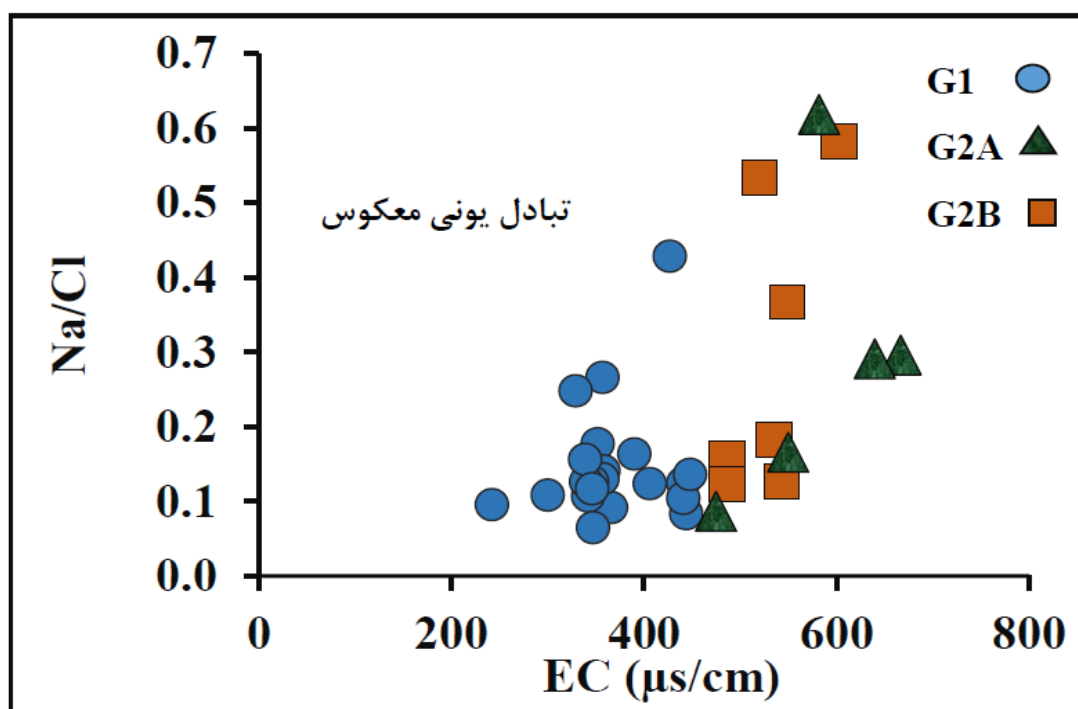
از آن قرار گرفته باشد پدیده تبادل یونی معکوس روی داده است. همان گونه که شکل نشان می‌دهد Na^+/Cl^- تمام نمونه‌ها پایین‌تر از ۱ می‌باشد، که نشان‌دهنده تبادل یونی معکوس است.

به منظور بررسی تبادل یونی در یون‌های منیزیم و کلسیم موجود در آب زیرزمینی رابطه $(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})$ در برابر $(\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-})$ در شکل ۴-۳۰ نشان داده شده است. با توجه به شکل نمونه‌هایی که بالاتر از خط (۱:۱) قرار گرفته‌اند، تأثیر فرایند تبادل یونی معکوس را نشان می‌دهند و نمونه‌هایی که پایین‌تر از خط (۱:۱) قرار گرفته‌اند فرایند تبادل یونی را نشان می‌دهند. در فرایند تبادل یونی معکوس یون‌های سدیم موجود در محلول جایگزین یون‌های دو ظرفیتی کلسیم و منیزیم در موقعیت‌های تبدالی شده و این یون‌ها وارد محلول می‌گردند. به عبارت دیگر در اثر این فرایند میزان یون سدیم کاهش یافته و کاتیون‌هایی نظیر کلسیم و منیزیم در محلول افزایش می‌یابند. نمونه‌هایی که بر روی خط قرار دارند و $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ آن‌ها بیشتر از ۱۰ میلی اکوی والان بر لیتر باشد انحلال ژپس و انیدریت فرایند غالب در ایجاد ترکیب شیمیایی می‌باشد و اگر مقدار $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ کمتر از ۱۰ میلی اکوی والان بر لیتر می‌باشد، فرایند غالب انحلال کلسیت و دولومیت است. مطابق شکل ۴-۳۰ منشأ اصلی یون‌های منیزیم و کلسیم در آبخوان الشتر انحلال کلسیت و دولومیت می‌باشد، زیرا اکثر نمونه‌ها در نزدیکی خط (۱:۱) قرار دارند. انحراف از خط بیانگر فرایند تبادل کاتیونی معکوس می‌باشد که سبب کاهش میزان سدیم و افزایش بیشتر کلسیم در منابع آب زیرزمینی شده است.

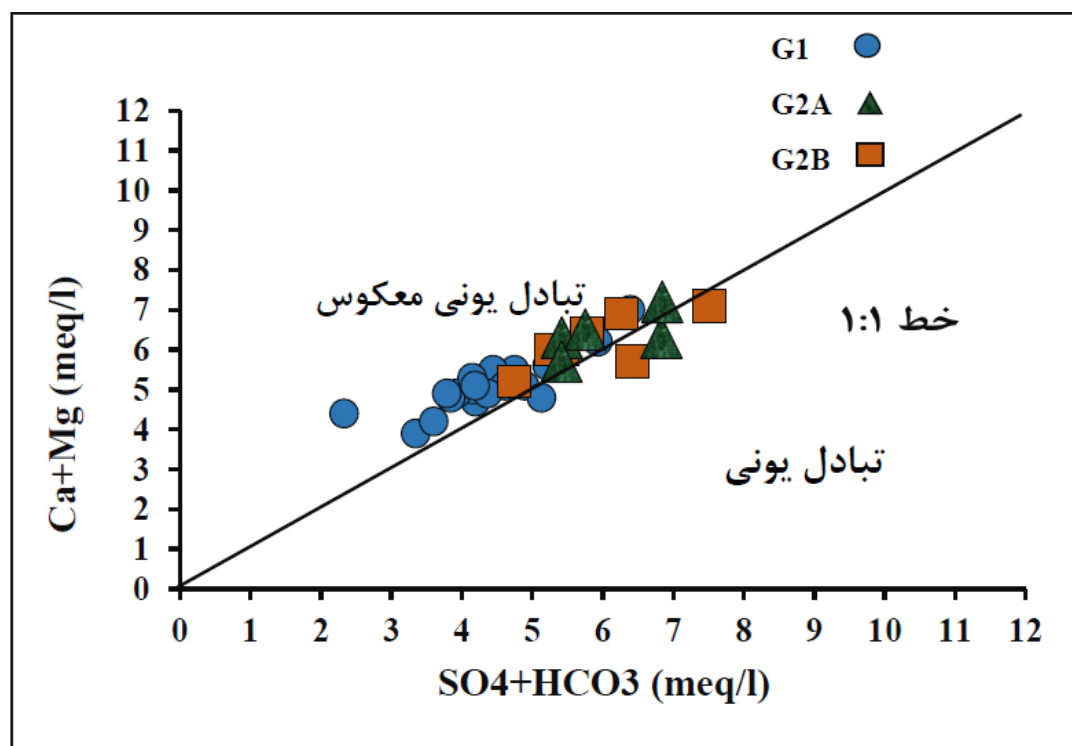
۴-۵-۳- منشأ نیتрат و بررسی اثرات کشاورزی بر کیفیت آبخوان الشتر

استانداردهای مختلفی در مورد غلظت مجاز یون نیترات در آب زیرزمینی وجود دارد. براساس استاندارد تعیین شده توسط اتحادیه اروپا حد مطلوب یون نیترات ۲۵ میلی گرم بر لیتر و حداکثر مقدار مجاز آن ۵۰ میلی گرم بر لیتر می‌باشد، سازمان بهداشت جهانی حد استاندارد غلظت نیترات را ۵۰ میلی گرم بر لیتر و موسسه تحقیقات و استاندارد صنعتی ایران حداکثر مجاز نیترات موجود در آب آشامینی را ۴۵ میلی گرم بر لیتر اعلام کرده است. از بین ۳۳ نمونه آب زیرزمینی ۳ مورد از نمونه‌ها غلظت نیترات در

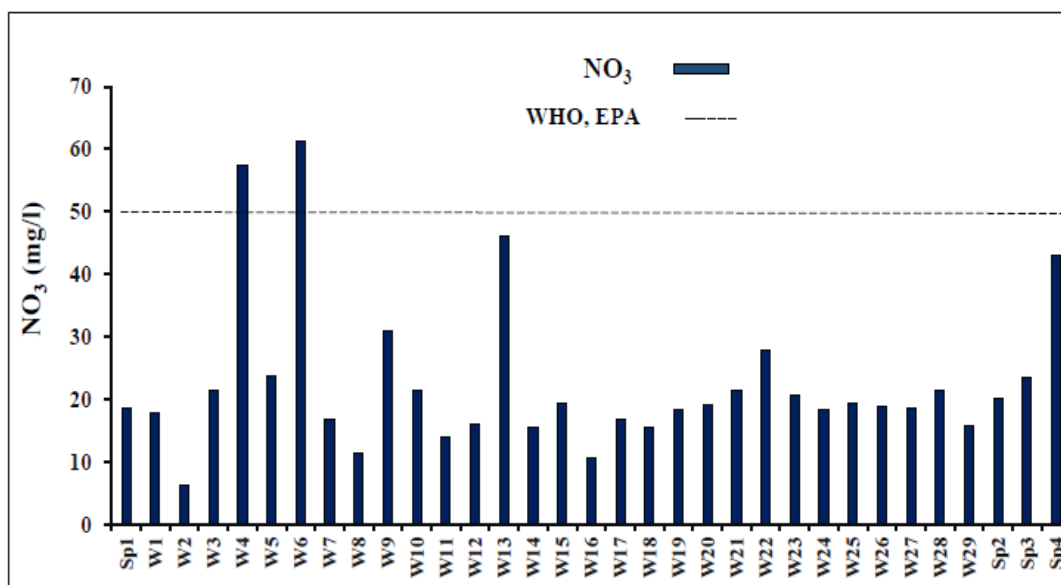
آنها بیشتر از استاندارد آب آشامیدنی (۴۵ میلی گرم بر لیتر) می باشد (شکل ۴-۳۱).



شکل ۴-۲۹- نمودار رابطه EC در برابر Na^+/Cl^-



شکل ۴-۳۰- نمودار نسبت $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ در مقابل $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ در منابع آب زیرزمینی الشتر

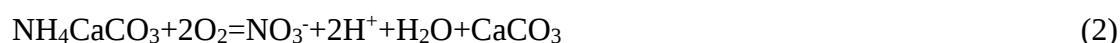


شکل ۴-۳۱- نمودار تغییرات یون نیتрат و مقایسه با استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO)

اگر غلظت نیترات در آب زیرزمینی منطقه‌ای بیش از ۱۰ mg/l باشد، نشان دهنده آلودگی در اثر فعالیت‌های انسانی است. از ۳۳ نمونه برداشت شده ۳۲ مورد از نمونه‌ها (۹۷٪) غلظت نیترات بیشتر از ۱۰ mg/l است، بنابراین این نمونه‌ها در اثر فعالیت‌های انسانی آلوده شده‌اند. نیترات، سولفات، کلر و سدیم و پتاسیم یون‌هایی هستند که اساساً در نتیجه استفاده از کودهای شیمیایی کشاورزی، کودهای حیوانی، فعالیت‌های شهرسازی و فاضلاب‌های صنعتی به آب‌های زیرزمینی اضافه می‌شوند. کودهای نیتروژنه مورد استفاده برای زمین‌های کشاورزی عمدتاً دارای ترکیب $[(\text{NH}_4\text{NO}_3) (\text{CaCO}_3)]$ می‌باشند. اکسیداسیون آمونیوم سبب آزاد شدن پروتون (H^+) می‌شود. بنابراین نیتروژن احیا شده از کودها سبب اسیدی شدن خاک و افزایش نیترات می‌شود.



انحلال کودهای مورد استفاده سبب آزاد شدن CaCO_3 می‌شود.



و در نهایت ترکیب H^+ حاصل از اکسیداسیون آمونیوم و CaCO_3 حاصل از کودها سبب افزایش بی‌کربنات

می‌شود.



- بررسی ضریب همبستگی بین یون نیتрат و متغیرهای مختلف

ضریب همبستگی (r) میزان همخوانی و همبستگی عناصر مختلف را نشان می‌دهد. در جدول ۴-۵ ماتریس همبستگی بین متغیرهای مختلف کیفی در چاه‌ها و چشمه‌ها ارائه شده است. یک همبستگی مثبت بین هدایت الکتریکی و کاتیون‌ها و آنیون‌ها (غیر از منیزیم) وجود دارد. از بین یون‌ها بیشترین همبستگی بین بی‌کربنات و کلسیم (۰/۸۲) وجود دارد. نیترات دارای همبستگی مثبت با اغلب کاتیون و آنیون‌ها بوده و بیشترین همبستگی را بعد از هدایت الکتریکی با کلسیم و کلر (۰/۳۷) دارد. همبستگی مثبت نیترات با کلسیم می‌تواند نشان دهنده منشأ یکسان این دو یون باشد و همان‌طور که قبلاً گفته شد، این یون‌ها اساساً در نتیجه استفاده از کودهای شیمیایی کشاورزی، کودهای حیوانی، فعالیت‌های شهرسازی و فاضلاب‌های صنعتی به آب‌های زیرزمینی اضافه می‌شوند. با توجه به کشاورزی عمده در دشت می‌تواند افزایش آن‌ها بر اثر کشاورزی باشد. بررسی ضرایب همبستگی نشان می‌دهد بعد از کلسیم بیشترین همبستگی نیترات با آنیون بی‌کربنات می‌باشد.

- بررسی کیفیت نمونه‌های آب از نظر کشاورزی

برای بررسی کیفیت آب از نظر کشاورزی درصد سدیم یا نسبت جذب سدیم از پارامترهای اساسی هستند. نسبت جذب سدیم (S.A.R) به صورت زیر محاسبه می‌شود:

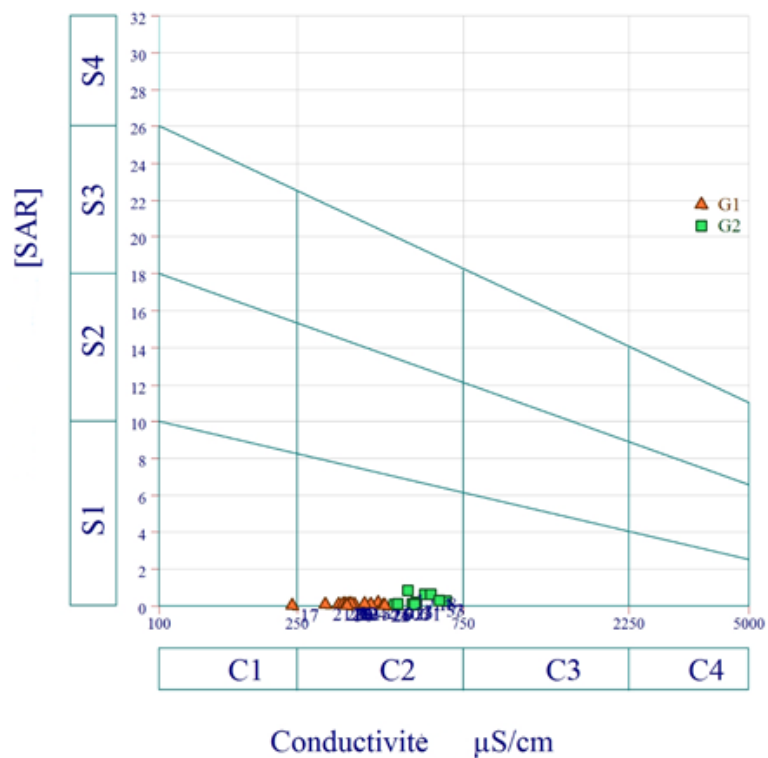
$$\text{S.A.R} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca} + \text{Mg}}{2}}}$$

با توجه به غالب بودن فعالیت‌های کشاورزی در آبخوان الشتر، کیفیت منابع آب زیرزمینی به لحاظ مصارف کشاورزی با استفاده از نمودار ویلکوکس (شکل ۴-۳۲) بررسی شده است. بر این اساس تمام نمونه‌های آب زیرزمینی در محدوده C2S1 قرار گرفته‌اند و بنابراین مناسب فعالیت کشاورزی می‌باشد.

جدول ۴-۵- ضریب همبستگی یون‌ها و پارامترهای مختلف

Correlations										
	pH	EC	Na	K	Ca	Mg	Cl	HCO ₃	SO ₄	NO ₃
pH	1									
EC	-.50**	1								
Na	-.12	.59**	1							
K	-.006	.49**	.57**	1						
Ca	-.53**	.75**	.27	.53**	1					
Mg	.26	-.19	-.19	-.30	-.56**	1				
Cl	-.07	.53**	.70**	.64**	.37*	-.23	1			
HCO ₃	-.44*	.71**	.19	.43*	.82**	-.14	.18	1		
SO ₄	-.36*	.81**	.58**	.37*	.50**	-.06	.57**	.47**	1	
NO ₃	-.09	.57**	.24	.16	.37*	-.098	.37*	.33	.34	1

**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).
 *. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).



شکل ۴-۳۲- نمودار ویلکوکس مربوط به نمونه‌های برداشت شده از آبخوان الشتر

فصل پنجم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۵-۱ مقدمه

آبخوان آبرفتی الشتر منبع اصلی آب جهت مصارف مختلف شرب، کشاورزی و صنعت می‌باشد، همچنین در قسمت عمده دشت کشاورزی به صورت غالب انجام می‌شود. با توجه به وجود آلاینده‌های مختلف در دشت بررسی کیفیت آبخوان و ارزیابی آلودگی‌های احتمالی انسان‌زاد لازم بوده که در این تحقیق به آن پرداخته شده است. در این فصل ابتدا نتایج حاصل از تحقیق ارائه شده و سپس پیشنهادهایی جهت تکمیل مطالعات و همچنین بهبود وضعیت آبخوان در آینده ارائه خواهد شد.

۵-۲ نتایج

۱- با توجه به نقشه هم‌پتانسیل آبخوان الشتر جهت کلی جریان آب زیرزمینی از سمت شمال غرب و شمال شرق به سمت جنوب آبخوان می‌باشد. منطقه تغذیه دشت به طور عمده مربوط به ارتفاعات شمالی منطقه بوده و ارتفاعات آهکی موجود در شمال منطقه نقش مهمی در تغذیه آبخوان بر عهده دارند. عمق آب زیرزمینی در آبخوان الشتر از حدود کمتر از ۷ متر در بخش‌های جنوبی تا بیش از ۴۳ متر در بخش‌های شمالی افزایش یافته، کاهش سطح آب زیرزمینی در مجاورت رودخانه بیانگر نزدیک بودن سطح آب زیرزمینی به سطح زمین بوده که زاینده بودن رودخانه را نشان می‌دهد.

۲- هدایت الکتریکی نمونه‌های آب زیرزمینی از ۲۴۲ تا ۶۶۷ میکروزیمنس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند. میانگین هدایت الکتریکی آبخوان ۴۳۴/۹۶ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد. جنوب دشت محل تخلیه آبخوان بوده و چون در مسیر حرکت جریان میزان املاح افزایش می‌یابد، بنابراین جنوب منطقه هدایت الکتریکی افزایش یافته است. همچنین مقادیر هدایت الکتریکی در مجاورت رودخانه‌های اصلی افزایش می‌یابد. نزدیک بودن سطح آب زیرزمینی به سطح زمین احتمالاً باعث تبخیر شده و این موضوع یکی از دلایل احتمالی افزایش EC چاه‌های مجاور رودخانه می‌باشد.

۳- با توجه به تغییرات مکانی هدایت الکتریکی، نمونه‌های آب زیرزمینی در آبخوان الشتر به دو گروه قابل تفکیک می‌باشد. گروه یک (G1) که دربرگیرنده نمونه‌های با هدایت الکتریکی کمتر از ۴۵۰

میکروموس بر سانتی متر می باشد. این نمونه ها با توجه به فاصله بیشتر از رودخانه و عمق بیشتر سطح آب زیرزمینی کمتر تحت تأثیر تبخیر قرار گرفته اند و عمدتاً رفتار شیمیایی آن ها متأثر از فرایندهای هیدروژئوشیمیایی غالب در آبخوان می باشد. گروه دو (G2) دربردارنده نمونه های با هدایت الکتریکی بیشتر از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی متر بوده که به دلیل کاهش عمق سطح ایستابی متحمل تبخیر شده و بنابراین رفتار شیمیایی آن ها تا حدود زیادی متأثر از فرایند تبخیر می باشد.

۴- در آبخوان دشت الشتر مقادیر pH از ۷ تا ۷/۹ تغییر می کند و میانگین pH آب های زیرزمینی در آبخوان الشتر حدود ۷/۳ است. نمونه های واقع در شمال و غرب آبخوان از مقادیر بالاتر pH برخوردار می باشند. این موضوع با توجه به انحلال واحدهای کربناته در منطقه تغذیه آبخوان قابل توجیه می باشد، نمونه های واقع شده در شرق آبخوان pH کمتری داشته و مقادیر pH آن ها کمتر از ۷/۳ می باشد. با توجه به فعالیت های کشاورزی که در این بخش از آبخوان رایج بوده و با شدت زیادی انجام می شود به نظر می رسد تغذیه آبخوان با آب برگشتی کشاورزی سبب کاهش pH شده باشد. همچنین در این بخش از آبخوان منطقه شهری الشتر واقع شده است که با توجه به عمق کم سطح آب زیرزمینی، آبخوان در این بخش می تواند تحت تأثیر فاضلاب شهری قرار گرفته باشد. آب های برگشتی کشاورزی به دلیل پدیده نیتریفیکیشن و فاضلاب شهری به دلیل وجود مواد آلی سبب کاهش مقدار pH در منابع آب زیرزمینی می شوند.

۵- مطابق دیاگرام استیف، تیپ غالب آب زیرزمینی بی کربناته- کلسیک است. با توجه به وجود سازندهای آهکی موجود در منطقه تغذیه آبخوان الشتر تیپ غالب منطقه توجیه پذیر است. میانگین غلظت آنیون ها و کاتیون ها در گروه دو نسبت به نمونه های گروه یک بیشتر بوده و بنابراین اندازه چند ضلعی در نمونه های گروه دو بزرگ تر می باشد.

۶- میزان کلسیم در آب های زیرزمینی منطقه الشتر از ۲/۳ تا ۶ میلی اکوالان بر لیتر متغیر بوده و میانگین غلظت آن ۳/۸۸ میلی اکوالان بر لیتر می باشد. نمونه های برداشت شده از مجاور رودخانه ها و

نمونه‌های واقع در بخش شرقی دارای مقادیر بالاتری از کلسیم می‌باشند. این افزایش ناشی از غلبه بیشتر واحدهای آهکی در شرق منطقه و همچنین افزایش تبخیر به دلیل نزدیک شدن سطح آب زیرزمینی به سطح زمین در مجاور رودخانه می‌باشد.

۷- تغییرات آنیون بی‌کربنات مشابه کلسیم بوده و غلظت آن در بخش‌های شرقی و مجاور رودخانه‌های اصلی افزایش بیشتری نشان می‌دهد. از دیگر دلایل افزایش کلسیم و بی‌کربنات در منابع آب زیرزمینی آبخوان الشتر فرایند نیترات‌زایی (Nitrification) بوده که در اثر استفاده از کودهای آمونیوم در مزارع کشاورزی روی می‌دهد.

۸- بررسی تغییرات مکانی نیترات آب‌های زیرزمینی دشت الشتر نشان داد که در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت نیترات از ۶/۴ تا ۶۱/۴ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌یابد و میانگین غلظت این یون ۲۲/۷ میلی‌گرم بر لیتر است. بیشترین غلظت نیترات در نمونه‌های برداشت شده از مجاور رودخانه اصلی مشاهده می‌شود. نزدیک بودن سطح آب زیرزمینی به سطح زمین احتمالاً باعث تبخیر شده و یکی از دلایل افزایش نیترات چاه‌های مجاور رودخانه می‌باشد. در بخش غربی آبخوان تمامی نمونه‌ها دارای مقادیر نیترات بالاتر از ۱۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشند. با توجه به کشت عمده سیب‌زمینی در این نواحی، استفاده از کود، سموم و آفت‌کش، فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند دلیل افزایش میزان نیترات در این بخش باشد. در بخش مرکزی دشت نیز تقریباً غلظت نیترات بالا بوده که با توجه به کشاورزی عمده در این نواحی این افزایش توجیه‌پذیر می‌باشد.

۹- با توجه به تغییرات مکانی هدایت الکتریکی، تغییرات نیترات در آبخوان الشتر نیز قابل تفکیک به دو گروه خواهد بود. گروه یک (G1) که نشان دهنده نمونه‌های با هدایت الکتریکی کمتر از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد. این نمونه‌ها در بخش‌های با فعالیت‌های کشاورزی عمده قرار دارند. افزایش نیترات این گروه می‌تواند به دلیل فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. گروه دو (G2) دربرگیرنده نمونه‌های با هدایت الکتریکی بیش از ۴۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر بوده که مقادیر نیترات آن‌ها از گستره‌ی بسیار

زیادی برخوردار می‌باشد. بررسی جزئی‌تر نمونه‌های واقع در این گروه، تفکیک آن‌ها به دو زیر گروه G2A و G2B را امکان‌پذیر می‌نماید. نمونه‌های واقع شده در زیر گروه G2A هدایت الکتریکی و نیتрат بالایی دارند. افزایش مقدار نیترات در این زیر گروه متأثر از پدیده تبخیر بوده که همراه با سایر یون‌ها اتفاق افتاده است. نمونه‌های واقع در زیر گروه G2B هدایت الکتریکی بالایی داشته، لیکن مقادیر نیترات آن‌ها کم می‌باشد. بررسی تغییرات مکانی نیترات در این زیر گروه نشان می‌دهد، این نمونه‌ها اغلب در فاصله کمتری نسبت به رودخانه‌های اصلی قرار گرفته‌اند. به نظر می‌رسد کاهش سرعت جریان در نمونه‌های این گروه که گاهی شرایط باتلاقی در محل برداشت آن‌ها ایجاد شده است، سبب فرایند نیترات‌زدایی شده باشد.

۱۰- تغییرات غلظت نیترات در برابر pH نمونه‌های آب زیرزمینی به تفکیک گروه‌های مختلف نشان داد که متوسط مقدار pH نمونه‌های گروه یک برابر ۷/۳۴ می‌باشد که کمی بیشتر از میانگین گروه دو (۷/۲۲) می‌باشد. با توجه به تأثیر تبخیر در نمونه‌های گروه دو و افزایش غلظت یون‌ها، احتمال رسوب کانی کلسیت نمونه‌های این گروه افزایش یافته که این پدیده می‌تواند کاهش pH منابع آب زیرزمینی را در پی داشته باشد. نمونه‌های گروه یک علی‌رغم عدم تغییرات نیترات، در گستره زیادی از pH قرار گرفته‌اند. انتظار می‌رود نمونه‌های این گروه به دلیل قرار گرفتن تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و پدیده نیترات‌زایی (Nitrification) مقدار pH کمی داشته باشند. لیکن به دلیل اثر این پدیده بر افزایش انحلال کربنات‌ها به نظر می‌رسد pH در نمونه‌های این گروه تعدیل شده است. انحلال کربنات‌ها به دلیل مصرف H^+ حاصل از فرایند نیترات‌زایی سبب تعدیل مقادیر pH می‌گردد.

۱۱- ارتباط یون نیترات با یون‌های اصلی نشان می‌داد که به جزء کاتیون منیزیم، اثر تبخیر در افزایش غلظت نیترات و یون‌های اصلی مشهود می‌باشد. بررسی روند تغییرات نیترات و یون‌های اصلی در نمونه‌های گروه یک نشان‌دهنده تأثیر تخریبی عوامل افزایش نیترات در کیفیت آبخوان می‌باشد. به عبارت دیگر فعالیت‌های کشاورزی که سبب افزایش نیترات منابع آب زیرزمینی شده است، افزایش نسبتاً

محسوس سایر یون‌های اصلی را در آبخوان در پی داشته و بنابراین سبب کاهش کیفیت آبخوان از طریق افزایش املاح شده است.

۱۲- مقایسه غلظت نیترات با استاندارد آب آشامیدنی نشان داد که از بین ۳۳ نمونه آب زیرزمینی ۳ مورد از نمونه‌ها غلظت نیترات در آن‌ها بیشتر از استاندارد آب آشامیدنی (۴۵ میلی گرم بر لیتر) می‌باشد.

۱۳- بررسی ضرایب همبستگی نشان داد که از بین یون‌ها بیشترین همبستگی بین بی‌کربنات و کلسیم (۰/۸۲) وجود دارد. نیترات دارای همبستگی مثبت با اغلب کاتیون و آنیون‌ها بوده و بیشترین همبستگی را بعد از هدایت الکتریکی با کلسیم و کلر (۰/۳۷) و بی‌کربنات (۰/۳۳) دارد، همبستگی مثبت بین نیترات و کلسیم و بی‌کربنات منشأ کشاورزی نیترات را نشان می‌دهد.

۵-۳ پیشنهادها

۱- با توجه به این که آبخوان الشتر تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد، پیشنهاد می‌گردد شبکه کامل‌تر منابع انتخابی کیفی در این منطقه توسعه یابد تا بتوان اثرات کشاورزی را به طور جامع مورد بررسی قرار داد.

۲- با توجه به اهمیت بالای آبخوان دشت الشتر در تأمین آب مورد نیاز شرب و کشاورزی و فعالیت‌های کشاورزی عمده در دشت و همچنین مشکلات زیست‌محیطی نیترات، پیشنهاد می‌گردد که غلظت این یون در طول سال به طور مداوم اندازه‌گیری و پایش شود.

۳- با توجه به این که منشأ نیترات سطحی و فعالیت‌های کشاورزی بوده لازم است که کشاورزی در منطقه با مدیریت بیشتری صورت گرفته و استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی و حیوانی کاهش یابد.

۴- با توجه به تأثیر مشخص کشاورزی در دشت، پیشنهاد می‌شود غلظت فلزات سنگین به ویژه فلزات مرتبط با کودهای شیمیایی مورد اندازه‌گیری قرار گیرد.

منابع مورد استفاده

افروزی م، محمدزاده ح (۱۳۹۱) "ارزیابی آلودگی نیترات در آبخوان آبرفتی فارسان - جونقان" همایش ملی جریان و آلودگی آب، دانشگاه تهران.

اهنزی ز، فرقانی تهرانی گ، جعفری ه (۱۳۹۲) "ارزیابی آلودگی فلزی در خاک‌های کشاورزی دشت مجن، استان سمنان" همایش ملی پژوهش‌های محیط‌زیست ایران، همدان، دانشکده شهید مفتح.

باقری ص، کاظمی غ، اصغری مقدم ا (۱۳۸۶) "تأثیر سازندها و ساختارهای زمین‌شناسی منطقه سراب بر کمیت و کیفیت منابع آب زیرزمینی" یازدهمین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران، مشهد.

بدیعی نژاد ا، غلامی م، جنیدی جعفری ا، عامری ا. (۱۳۹۱) "بررسی عوامل موثر بر غلظت نیترات منابع آب شرب زیرزمینی شیراز با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS)" فصلنامه علمی پژوهشی دانشکده بهداشت یزد. سال یازدهم شماره دوم.

جوانمرد ز، اصغری مقدم ا، واعظی هیر ع، نجیب م (۱۳۹۳) "ارزیابی عوامل موثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت مهربان (شرق آذربایجان شرقی) با استفاده از روش‌های آماری و هیدروشیمیایی" دومین همایش ملی بحران آب، دانشگاه شهرکرد.

حسن‌زاده ب، حسن‌زاده ی (۱۳۹۳) "ارزیابی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی دشت آذرشهر" دومین همایش ملی بحران آب، دانشگاه شهرکرد.

خلیلی ک، رسولی مجد ن، جباری آ (۱۳۹۳) "ارزیابی اثر تغییر اقلیم در تغییرات کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی (مطالعه موردی: آبخوان‌های ارومیه و کهریز)" همایش ملی تغییرات اقلیم و مهندسی توسعه پایدار کشاورزی و منابع طبیعی.

رستمی زرین‌آبادی، ا (۱۳۹۰)، پایان نامه کارشناسی ارشد "ارزیابی نقش عوامل زمین‌شناسی و فعالیت-های کشاورزی در تعیین کیفیت آب‌های زیرزمینی دشت رومشکان" دانشکده علوم‌زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

سجادی ز، کلانتری ن، کشاورزی م. ر، بوسلیک ز، احمدنژاد ز (۱۳۸۹) "بررسی نفوذ آب شور خلیج فارس در آبخوان ساحلی عسلویه" چهاردهمین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران و بیست و هشتمین گردهمایی علوم‌زمین، دانشگاه ارومیه.

صداقت، م (۱۳۹۰) "زمین و منابع آب (آب‌های زیرزمینی)" جلد اول، چاپ سوم، انتشارات دانشگاه پیام‌نور، تهران.

فخری م. س، اصغری مقدم ا، واعظی ع (۱۳۹۲) "بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی دشت مرند" اولین همایش زمین‌شیمی کاربردی ایران، دانشگاه دامغان، ص ۵۴۵-۵۵۲.

قناعتیان، ح (۱۳۹۱)، پایان نامه کارشناسی ارشد، "ارزیابی کیفی آبخوان مجن با تکیه بر آلودگی‌های ناشی از کشاورزی" دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

کاکي، م (۱۳۹۱)، پایان نامه کارشناسی ارشد "بهینه‌سازی بهره‌برداری از آبخوان با استفاده از مدل ریاضی؛ مطالعه موردی: دشت الشتر" دانشگاه سیستان و بلوچستان.

کلاتگی م، جعفری ه، باقری ر. (۱۳۹۳) "ارزیابی آلودگی یون نترات در منابع زیرزمینی دشت شاهرود" هفتمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط‌زیست.

کلانتریان س ف، محمدی فتیده ح. (۱۳۹۱) "بررسی آلودگی سفره آب زیرزمینی نسبت به نترات و فسفات در شرق تنکابن" سی و یکمین گردهمایی علوم‌زمین، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.

کلانتریان ف، کرمی غ (۱۳۸۸) "بررسی خصوصیات هیدروژئولوژیکی و هیدروژئوشیمیایی سفره آب زیرزمینی تنکابن" پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شاهرود.

لاله زاری ر، طباطبایی س. ح، یارعلی ن (۱۳۸۸) "بررسی تغییرات ماهانه نیترات در آب زیرزمینی دشت شهرکرد و پهنه بندی با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی" **مجله پژوهش آب ایران**. سال سوم شماره چهارم صفحات ۹ تا ۱۷.

میرزایی، م (۱۳۹۱) "آلودگی آب های زیرزمینی به نیترات و راهبردهای مدیریتی کنترل آن" **ششمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، تهران**.

مهندسین مشاور سنگاب زاگرس، (۱۳۹۱)، "گزارش توجیهی تخصیص منابع آب محدوده مطالعاتی الشتر" شرکت آب منطقه ای لرستان، وزارت نیرو.

مهندسین مشاور ژرفاب پایش، (۱۳۸۲) "مطالعات نیمه تفصیلی منابع آب زیرزمینی دشت الشتر" اداره کل امور آب استان لرستان.

هراثی س، اصغری مقدم ا، صدیق ح (۱۳۹۰) "بررسی تغییرات کیفی آب های زیرزمینی بر اثر افت سطح ایستابی دشت آذرشهر". **مجموعه مقالات سی امین گردهمایی علوم زمین**.

Abed- Shafy H, Guindi K, Tawfik N, (2008) "Groundwater Contamination as Affected by Long- Term Sewage Irrigation in Egypt" **Efficient Management of Wastewater**, pp 53- 63.

Angelopoulos K, Spilipoulos I. C, Mandoulaki A, Theodorakopoulous A, Kouvelas A (2009) "Groundwater nitrate pollution in northern part of Achaia prefecture" **Desalination**, Vol 248, pp 852-858.

Bernhard A, (2010) "The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact". **Nature Education Knowledge** 3(10):25.

- Brown K. B, McIntosh J. C, Rademacher L. K, Lohse K. A (2011) "Impacts of agricultural irrigation recharge on groundwater quality in a basalt aquifer system (Washington, USA): a multi-tracer approach" **Hydrogeology Journal**, Vol 19: pp 1039–1051.
- Bloomfield J. P, Jackson C. R, and Stuart M. E, (2013). "Changes in groundwater levels, temperature and quality in the UK over the 20th century: an assessment of evidence of impacts from climate change". **Water Report Card**.
- Burow K. R, Nolan B. T, Rupert M. G, Dubrovsky N. M (2010) "Nitrate in groundwater of the United States, 1991-2003". **Environmental Science and Technology**, pp 4988–4997.
- Bohlke J. K (2002) "Groundwater recharge and agricultural contamination" **Hydrogeology Journal**, Vol 10, pp 153-179.
- Bothe H, Ferguson J. S, Newton E. W, (2007) "**Biology of the Nitrogen Cycle**" First edition, Printed and bound in The Netherlands.
- Canter L. W, (1997) "**Nitrates in Groundwater**, Lewis Publisher,
- Chan C. H, (2001) "Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea" **Journal of Hydrology**, 253 (1), pp 194-210.
- Edmunds W. M, Shand p (2008). "Natural Groundwater Quality" **Black Well Publishing**, 469.
- Ekemen Keskin T (2010) "Nitrate and heavy metal pollution resulting from agricultural activity: a case study from Eskipazar (Karabuk, Turkey)" **Environ Earth Sci**, Vol 61, pp 703-721.
- Feng Z. Z, Wang X. K, Feng Z. W, (2005) "Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District China" **Agricultural water management**, Vol 71, pp 131-143.
- Gerardi M. H, (2002) "Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process" Publication A John Wiley & Sons, Inc. Published simultaneously in Canada.
- Gibbs R. J, (1970) Mechanism controlling world waterchemistry. **Department of**

Geological Sciences, 170, 1088-1090.

- Herrera M. L, Espinosa R. J (2008) "Impact of agricultural activity and geologic control on groundwater quality of the alluvial aquifer on the Guadalquivir River (province of Jaen, Spain): a case study" **Journal of Environ Geol**, Vol 54, pp 1391-1402.
- Howarth R. W, (2008) "Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally". *Harmful Algae* 8, 14–20.
- Huang J, Xu J, Liu X, Liu J, Wang L(2011). "Spatial distribution pattern analysis of groundwater nitrate nitrogen pollution in Shandong intensive farming regions of China using neural network method". **Mathematical and Computer Modelling**, Vol 54, pp 995–1004.
- Jafari H, Raeisi E, Zare M, Kamkar Haghighi A. A (2011) "Times series analysis of irrigation return flow in a semi-arid agricultural region, Iran" **Agronomy and soil science**, Vol 58, pp 673-689.
- Jalali M (2005) "Nitrate leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran" **Agriculture and Environment**, Vol 110, pp 210-218
- Jalali M (2010) "Groundwater geochemistry in the Alisadr, Hamadan, Western Iran" **Environ Monit Assess**, Vol 166, pp 359-369.
- Johnson P. T. J, Townsend A. R, *et al.* (2010) "Linking environmental nutrient enrichment and disease emergence in humans and wildlife". **Ecological Applications**, 20, 16–29.
- Kazemi G. A (2011) "Impacts of urbanization on the groundwater resources in Shahrood, Northeastern Iran: Comparison with other Iranian and Asian cities" **Physics and Chemistry of the Earth**, Vol 36. pp 150–159.
- Langmuir D (1977) "Aqueous Environmental Geochemistry" **Prentice Hall**.
- Lenahan M. J, Bristow K. L (2010) "Redox controls on the mobility of agricultural nitrogen in groundwater systems in tropical northern Australia" **Journal of I.A.H**, Vol 38.
- Liu G. D, Wu W. L, Zhang J (2005) "Regional differentiation of non-point source pollution of agriculture-derived nitrate nitrogen in groundwater in northern

- China” **Agriculture Ecosystems & Environment**, Vol 107, pp 211–220.
- Lorente C, Causape J, Glud R. N, Hancke K, Merchan D, Muniz N, Val J, Navarro E (2015), “Impacts of agricultural irrigation on nearby freshwater ecosystems: The seasonal influence of triazine herbicides in benthic algal communities” **Science of the Total Environment** 503–504, PP 151–158.
- Mahvi A. H, Nouri J, Babaei A. A, Nabizadeh R (2005) “Agricultural activities impact on groundwater nitrate pollution” **Int. J. Environ. Sci. Tech.** Vol 2, pp 41-47
- Park S, Yun S, Chae G, Yoo I, Shin K, Heo C, Lee S (2005) ”Regional hydrochemical study on salinization of coastel area of south Korea” **Journal of Hydrology**, Vol 313, pp182-194.
- Sall M, Vanclooster M (2009) “Assesseing the well water pollution problem by nitrates in the small scale farming systems of the Niayes region, Sengal” **Agricultural Water Management**, Vol 96, pp1360-1368.
- Sankararamakrishnan N, Sharma A. K, Iyengar L (2008) “Contamination of nitrate and fluoride in ground water along the Ganges Alluvial Plain of Kanpur district, Uttar Pradesh, India” **Environ Monit Assess**, Vol 146, pp 375–382.
- Shen Y, Lei H, Yang D and Kanae S (2011) “Effects of agricultural activities on nitrate contamination of Groundwater in a Yellow River irrigated region” **Water Quality: Current Trends and Expected Climate Change Impacts**, Vol 348, pp 73-80.
- Todd D. K, Mays L. W (2005) “Groundwater Hydrology” Third edition. **John Wiley and Sons inc**, New York, U.S.A.
- Welch H. L, Green C. T, Coupe R. H (2011) “The fate and transport of nitrate in shallow groundwater in northwestern Mississippi, USA” **Hydrogeology Journal** Vol 19, pp 1239–1252.
- Zarei M, Sedehi F, and Raeisi E. (2014). "Hydrogeochemical characterization of major factors affecting the quality of groundwater in southern Iran, Janah Plain". **Chemie der Erde**, Vol 74, pp 671-680.
- Zhu D, Ryan C Sun B, Li C (2014) “The influence of irrigation and Wuliangsuhai Lake

on groundwater quality in eastern Hetao Basin, Inner Mongolia, China”
Hydrogeology Journal, Vol 22, pp 1101–1114.

Abstract

Agricultural activities are known as one of the reasons for the decline of groundwater quality in the world. Aleshtar plains is an areas with extensive agriculture in the Lorestan province and thus susceptible to pollution from agriculture practices. This study with the aim of investigating agricultural impacts on chemistry of Aleshtar aquifer has been done. In order to evaluate quality of Aleshtar aquifer, 29 wells and 4 springs were sampled in June 2016. Electrical conductivity (EC), pH and temperature were measured in the field and major ions and nitrate in laboratory. According to spatial variations of electrical conductivity, groundwater samples in the Aleshtar aquifer were divided into two separate groups. First group includes samples with electrical conductivities less than 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in which chemical behavior is mainly influenced by dominant hydrogeochemical process in the aquifer due to greater distance from the river and deeper groundwater level. Second group includes samples with electrical conductivities more than 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in which due to decreasing depth to water table, the chemical behavior is mainly influenced by the evaporation process. Ca-HCO_3 is dominated type of groundwater in the aquifer. Nitrate concentrations in Aleshtar aquifer are also divided into two separate groups. First one ($\text{EC} < 450 \mu\text{S}/\text{cm}$) include samples located in areas with intensive agriculture as the increase in nitrate is due to agricultural activities. Second group ($\text{EC} > 450 \mu\text{S}/\text{cm}$) with higher variations in nitrate concentrations is also divided into two subgroups G2A and G2B. The samples in G2A have high electrical conductivity and nitrate due to the evaporation. The samples in G2B have high electrical conductivity, but nitrate concentrations have been decreased due to the denitrification process. The results show that nitrate concentrations are above the standard limit for drinking water (45 mg/l) in three sample. Nitrate is highly correlated with calcium, chloride and bicarbonate which confirms its origin from agricultural activities.

Keywords: Hydrogeochemistry, Agriculture, Nitrate, Aleshtar, Lorestan.



Shahrood University of Technology

Faculty of Earth Sciences

M.Sc. thesis in Hydrogeology

Investigating agricultural impacts on chemistry of Aleshtar aquifer,
Lorestan province

By:

Fatemeh Nadri

Supervisor:

Dr. Hadi Jafari

February 2017