

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشکده علوم زمین

گروه آب‌شناسی و زمین‌شناسی زیست‌محیطی

پایان‌نامه کارشناسی ارشد

ژئوشیمی زیست‌محیطی رودخانه زیارت در محدوده شهر گرگان، استان گلستان

زهره ابراهیمی

استاد راهنما :

دکتر گیتی فرقانی

استاد مشاور :

مهندس عبدالرضا کابلی

بهمن ۱۳۹۲

دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده: علوم زمین

گروه: آب شناسی و زمین شناسی زیست محیطی

پایان نامه کارشناسی ارشد خانم زهره ابراهیمی

ژئوشیمی زیست محیطی رودخانه زیارت در محدوده شهر گرگان، استان گلستان

در تاریخ ۹۲/۱۰/۲۱ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد
مورد ارزیابی و با درجه مورد پذیرش قرار گرفت.

امضاء	اساتید مشاور	امضاء	اساتید راهنما
	مهندس عبدالرضا کابلی		دکتر گیتی فرقانی

امضاء	نماینده تحصیلات تکمیلی	امضاء	اساتید داور
	دکتر غلامعباس کاظمی		دکتر غلامحسین کرمی
			دکتر هادی جعفری

سپاسگزاری

سپاس خدای را که سخنوران، دستودن او بماند و شمارندگان، شمدون نعت های او نداند و کوشندگان، حق او را که زاردن توانند و سلام و دورود بر محمد و خاندان پاک او.

سپاس بیکران بر بهدلی و همراهی پدر، مادر و همسر مهربان و دلسوزم. و با سپاس فراوان از زحمات بی دریغانه استاد راهنمای ارجمندم سرکار خانم دکتر فرغانی و استاد مشاور بزرگوارم جناب آقای مهندس کابلی که مراد انجام این پروژه راهنمایی کردند.

بدین وسیده از مسئولین محترم دانشگاه، شرکت آب منطقه ای استان گلستان به ویژه جناب آقای مهندس اسلامی و سرکار خانم خواستار مسئولین محترم آزمایشگاه، مرکز تحقیقات و اداره منابع طبیعی و جهاد کشاورزی استان گلستان که در انجام این پروژه همکاری لازم را مبذول داشته اند تشکر و قدردانی می شود.

و تقدیم به همسرم:

اسطوره زندگی ام،

پناه هستی ام

و امید بودنم

تعهد نامه

اینجانب زهره ابراهیمی دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زمین شناسی زیست محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه ژئوشیمی زیست محیطی رودخانه زیارت در محدوده شهر گرگان، استان گلستان تحت راهنمایی دکتر گیتی فرقانی 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 بدست 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

رودخانه زیارت یکی از سرشاخه‌های حوضه آبرگیر قره‌سو است که بخشی از مسیر آن از داخل شهر گرگان عبور می‌کند. به منظور مطالعه هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی این رودخانه، ۱۱ نمونه آب در خرداد ماه ۱۳۹۲ در طول رودخانه برداشت شد. ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی (pH، هدایت الکتریکی، جامدات حل شده کل)، غلظت یون‌های اصلی و برخی فلزات (شامل آهن، مس، آلومینیم، کروم، سرب و منگنز) و پارامترهای بیولوژیکی (مقدار اکسیژن حل شده، اکسیژن‌خواهی زیستی، اکسیژن‌خواهی شیمیایی و باکتری‌های کلی‌فرم) توسط روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که pH نمونه‌های آب بین ۷/۲۰ تا ۷/۸۸ متغیر است و بالاترین میزان pH در ایستگاه مجاور تخلیه پساب گاوداری‌ها مشاهده می‌شود. هدایت الکتریکی نمونه‌های آب بین ۷۰۱ تا ۱۴۲۲ میکروزیمنس بر سانتی‌متر متغیر است و بالاترین مقدار هدایت الکتریکی مربوط به ایستگاه متأثر از چشمه آبگرم زیارت می‌باشد. غلظت یون‌های اصلی در بیشتر نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده مجاز برای آشامیدن است. بر اساس نتایج حاصل از محاسبه شاخص اشباع کانی‌ها، مقدار نسبت‌های یونی و رسم نمودارهای دوروف و گیبس، شیمی آب رودخانه زیارت بیشتر توسط فرآیند انحلال کنترل می‌شود. ترسیم نمودار پایپر و استیف نشان می‌دهد که تیپ نمونه‌های آب در بالادست رودخانه سولفات کلسیک می‌باشد و تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسان‌زاد در پایین‌دست به کلروره سدیک تغییر می‌یابد. بر اساس نمودار شولر و ویلکاکس تمامی نمونه‌های آب رودخانه زیارت برای مصارف شرب و کشاورزی مناسبند، اما بر اساس شاخص خطر منیزیم بیشتر نمونه‌ها برای کشاورزی نامناسب می‌باشند. بر اساس مقادیر پارامترهای کربنات سدیم باقی‌مانده و درصد سدیم، همه نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده مناسب برای مصارف آبیاری قرار می‌گیرند. غلظت عناصر آهن و آلومینیم در برخی ایستگاه‌ها تحت تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد از استاندارد سازمان بهداشت جهانی برای مصارف شرب فراتر رفته است. محاسبه شاخص فلزی نشان می‌دهد که بیشتر ایستگاه‌ها دارای آلودگی فلزی می‌باشند. بر اساس شاخص‌های HEI، HPI و Cd بیشترین آلودگی فلزی در ایستگاه‌هایی که تحت تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری قرار دارند، مشاهده می‌شود. نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که مقدار اکسیژن حل شده همه نمونه‌ها در حد مجاز است. میزان اکسیژن‌خواهی زیستی و اکسیژن‌خواهی شیمیایی در برخی ایستگاه‌ها از حد مجاز فراتر رفته و بالاترین مقدار آن‌ها در ایستگاه مجاور تخلیه پساب گاوداری‌ها و رواناب‌های کشاورزی مشاهده می‌شود. نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که تمام نمونه‌های آب دارای آلودگی میکروبی بوده و کمترین آلودگی میکروبی در بالادست رودخانه مشاهده می‌شود. بر اساس محاسبه شاخص‌های کیفیت NSFQI و OWQI، نمونه‌های مورد مطالعه به ترتیب در رده کیفی بد و خیلی بد قرار می‌گیرند.

کلمات کلیدی: رودخانه زیارت، هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی، آلودگی فلزی، آلودگی بیولوژیکی، شاخص کیفیت آب

مقاله مستخرج از این پایان نامه

۱- هیدروشیمی و کیفیت آب رودخانه زیارت برای مصارف شرب و کشاورزی در محدوده شهر گرگان، استان گلستان، همایش ملی پژوهش‌های محیط‌زیست ایران، دانشکده شهید مفتاح همدان، آبان ۱۳۹۲.

۲- ارزیابی آلودگی بیولوژیکی آب رودخانه زیارت در محدوده شهر گرگان، استان گلستان، همایش ملی پژوهش‌های محیط‌زیست ایران، دانشکده شهید مفتاح همدان، آبان ۱۳۹۲.

۳- ارزیابی غلظت فلزات سنگین در آب رودخانه زیارت در محدوده شهر گرگان، استان گلستان، همایش ملی پژوهش‌های محیط‌زیست ایران، دانشکده شهید مفتاح همدان، آبان ۱۳۹۲.

فهرست مطالب

فصل اول: کلیات

۱-۱- مقدمه و بیان مسأله	۲
۱-۲- ضرورت انجام تحقیق	۳
۱-۳- اهداف تحقیق	۳
۱-۴- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی منطقه	۴
۱-۵- اقلیم منطقه	۵
۱-۶- زمین‌شناسی حوضه زیارت	۵
الف- شیست‌های گرگان (Gsch)	۷
ب- سازند خوش‌بیلاق (Dkh)	۷
د- سازند مبارک (Cr)	۷
ج- بخش فوقانی سازند مبارک (Cm1)	۷
ه- سازند درود (Pd1)	۸
و- سازند روته (Pr)	۸
ز- زیر واحدهای سازند شمشک (Js1 s, sh)	۸
ح- سازند لار (JI1)	۹
ط- نهشته‌های آبرفتی بستر رودخانه (Qc)	۹
۱-۷- ژئومورفولوژی منطقه	۹
۱-۸- هیدروژئولوژی منطقه	۹

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

۱-۲- مقدمه	۱۲
۱-۱-۲- عوامل طبیعی مؤثر بر ویژگی‌های هیدروشیمیایی رودخانه‌ها	۱۲
۱-۲-۲- عوامل انسان‌زاد مؤثر بر ویژگی‌های هیدروشیمیایی رودخانه‌ها	۱۴
۱-۲-۱-۲- تأثیر تخلیه فاضلاب‌های صنعتی	۱۵
۱-۲-۲-۲- تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری- خانگی	۱۷
۱-۲-۳-۲- تأثیر تخلیه پساب‌های دامداری-کشاورزی	۲۰
۲-۲- مطالعات انجام شده در حوضه زیارت	۲۲

فصل سوم: روش تحقیق

۱-۳- مقدمه	۲۶
۲-۳- روش انجام تحقیق	۲۶
۳-۳- انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری	۲۷
۴-۳- نمونه‌برداری آب	۲۷
۵-۳- آماده‌سازی نمونه‌ها	۲۸
۶-۳- اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی	۲۹
۱-۶-۳- کدورت (Turbidity)	۲۹
۲-۶-۳- اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی	۳۰

۳۰	 ۳-۶-۱-۲-سدیم و پتاسیم
۳۱	 ۳-۶-۲-۲-کلسیم، منیزیم، کلر و بی کربنات
۳۱	 ۳-۶-۳-۲-نیتрат، سولفات و فسفات
۳۲	 ۳-۶-۳-برآورد دقت نتایج
۳۲	 ۳-۷-اندازه گیری غلظت فلزات
۳۳	 ۳-۸-اندازه گیری پارامترهای بیولوژیکی و میکروبی
۳۳	 ۳-۸-۱-اکسیژن خواهی زیستی (BOD)
۳۴	 ۳-۸-۲-اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)
۳۴	 ۳-۸-۳-اکسیژن حل شده (DO)
۳۴	 ۳-۸-۴-باکتری های کلی فرم
۳۵	 ۳-۹-نرم افزارهای استفاده شده
۳۶	 ۳-۱۰-روش های آماری تحلیل داده ها

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه و بررسی عوامل مؤثر بر آن

۳۸	 ۴-۱-مقدمه
۳۸	 ۴-۲-بررسی پارامترهای کیفی
۳۸	 ۴-۲-۱-دما و کدورت
۴۲	 ۴-۲-۲-pH
۴۳	 ۴-۲-۳-هدایت الکتریکی (EC) و جامدات حل شده کل (TDS)
۴۷	 ۴-۲-۴-سختی کل (TH) و قلیائیت
۴۹	 ۴-۳-بررسی تغییرات غلظت یون های اصلی آب
۵۰	 ۴-۳-۱-سدیم (Na^+)
۵۱	 ۴-۳-۲-پتاسیم (K^+)
۵۲	 ۴-۳-۳-کلسیم (Ca^{2+})
۵۳	 ۴-۳-۴-منیزیم (Mg^{2+})
۵۴	 ۴-۳-۵-کلر (Cl^-)
۵۵	 ۴-۳-۶-سولفات (SO_4^{2-})
۵۶	 ۴-۳-۷-بی کربنات (HCO_3^-)
۵۸	 ۴-۳-۸-نیترات (NO_3^-)
۵۹	 ۴-۳-۹-فسفات (PO_4^{3-})
۶۰	 ۴-۳-۱۰-تحلیل آماری داده ها
۶۰	 ۴-۳-۱۰-۱-تحلیل همبستگی
۶۰	 ۴-۳-۱۰-۲-آنالیز خوشه ای
۶۲	 ۴-۴-منشأ یون ها در نمونه های آب و عوامل مؤثر بر غلظت آن ها
۶۳	 ۴-۴-۱-انحلال هالیت
۶۴	 ۴-۴-۲-انحلال کانی های سولفاتی
۶۵	 ۴-۴-۳-انحلال کانی های کربناتی
۶۶	 ۴-۴-۴-انحلال سیلیکات ها

۶۶	۵-۴-۴- تبادل یونی (Ion exchange)
۶۷	۶-۴-۴- شاخص اشباع
۶۹	۷-۴-۴- نمودار دورو (Durow Diagram)
۷۰	۸-۴-۴- نمودار گیبس (Gibbs Diagram)
۷۱	۵-۴-۴- نمودار پایپر (Piper diagram)
۷۴	۶-۴-۴- رده‌بندی کیفی آب رودخانه
۷۴	۱-۶-۴- رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف شرب (نمودار شولر)
۷۵	۲-۶-۴- رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف کشاورزی
۷۶	۱-۲-۶-۴- خطر منیزیم (MH)
۷۶	۲-۲-۶-۴- کربنات سدیم باقیمانده (RSC)
۷۷	۳-۲-۶-۴- درصد سدیم (Na%)
۷۸	۴-۲-۶-۴- نمودار تصحیح شده ویلکاکس
۸۰	۷-۴-۴- غلظت فلزات در نمونه‌های آب
۸۲	۱-۷-۴- کروم
۸۳	۲-۷-۴- سرب
۸۴	۳-۷-۴- مس
۸۵	۴-۷-۴- آلومینیم
۸۶	۵-۷-۴- آهن
۸۸	۶-۷-۴- منگنز
۸۸	۷-۷-۴- گونه‌های عناصر در آب
۹۰	۸-۷-۴- شاخص فلزی (MI)
۹۲	۹-۷-۴- شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI)
۹۳	۱۰-۷-۴- شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)
۹۵	۱۱-۷-۴- درجه آلودگی (Cd)
۹۷	۸-۴-۴- آلودگی بیولوژیکی آب رودخانه
۹۸	۱-۸-۴- اکسیژن خواهی زیستی (BOD)
۹۹	۲-۸-۴- اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)
۹۹	۳-۸-۴- اکسیژن حل شده (DO)
۱۰۱	۴-۸-۴- باکتری‌های کلی‌فرم کل و مدفوعی
۱۰۱	۹-۴-۴- ارزیابی کیفیت آب رودخانه بر اساس شاخص‌های کیفیت آب (WQI)
۱۰۲	۱-۹-۴- NSFQWI
۱۰۵	۲-۹-۴- OWQI

فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۱۰۸	۱-۵- نتیجه‌گیری
۱۰۸	۱-۱-۵- پارامترهای فیزیکوشیمیایی
۱۰۹	۲-۱-۵- غلظت فلزات
۱۱۰	۳-۱-۵- پارامترهای بیولوژیکی

- ۱۱۰ ۴-۱-۵- پهنه‌بندی رودخانه زیارت بر اساس شاخص‌های کیفیت آب (WQI)
- ۱۱۱ ۲-۵- پیشنهادهایی برای مطالعات آتی
- ۱۱۲ منابع

فهرست شکل‌ها

- شکل (۱-۱): برخی منابع آلاینده رودخانه زیارت ۳
- شکل (۲-۱): موقعیت جغرافیایی حوضه آبرگیر قره‌سو در استان گلستان ۴
- شکل (۳-۱): موقعیت جغرافیایی رودخانه زیارت در حوضه آبرگیر قره‌سو ۵
- شکل (۴-۱): نقشه زمین‌شناسی حوضه زیارت ۶
- شکل (۵-۱): نقشه هم‌تراز آب زیر زمینی حوضه زیارت ۱۰
- شکل (۱-۳): موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر روی نقشه زمین‌شناسی ۲۹
- شکل (۱-۴): روند تغییرات دما در طول رودخانه ۴۰
- شکل (۲-۴): نقشه تغییرات دمای رودخانه ۴۰
- شکل (۳-۴): روند تغییرات کدورت در طول رودخانه ۴۱
- شکل (۴-۴): نقشه تغییرات کدورت رودخانه ۴۲
- شکل (۵-۴): روند تغییرات pH در طول رودخانه ۴۳
- شکل (۶-۴): روند تغییرات EC در طول رودخانه ۴۴
- شکل (۷-۴): نقشه تغییرات EC رودخانه ۴۵
- شکل (۸-۴): روند تغییرات TDS در طول رودخانه ۴۶
- شکل (۹-۴): نقشه تغییرات TDS رودخانه ۴۶
- شکل (۱۰-۴): روند تغییرات EC در مقابل TDS ۴۷
- شکل (۱۱-۴): روند تغییرات TH در طول رودخانه ۴۸
- شکل (۱۲-۴): مقایسه تغییرات غلظت یون‌های اصلی در طول رودخانه ۴۹
- شکل (۱۳-۴): نقشه تغییرات غلظت سدیم در نمونه‌های آب ۵۰
- شکل (۱۴-۴): نمودار تغییر غلظت $Na^+ + K^+$ در برابر Cl^- ۵۲
- شکل (۱۵-۴): نقشه تغییرات غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب ۵۲
- شکل (۱۶-۴): نقشه تغییرات غلظت کلسیم در نمونه‌های آب ۵۳
- شکل (۱۷-۴): نقشه تغییرات غلظت منیزیم در نمونه‌های آب ۵۴
- شکل (۱۸-۴): نقشه تغییرات غلظت کلر در نمونه‌های آب ۵۵
- شکل (۱۹-۴): نقشه تغییرات غلظت سولفات در نمونه‌های آب ۵۶
- شکل (۲۰-۴): نقشه تغییرات غلظت بی‌کربنات در نمونه‌های آب ۵۷
- شکل (۲۱-۴): نمودار تغییر غلظت $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ در برابر $SO_4^{2-} + HCO_3^-$ ۵۷
- شکل (۲۲-۴): نقشه تغییرات غلظت نیتрат در نمونه‌های آب ۵۸
- شکل (۲۳-۴): نقشه تغییرات غلظت فسفات در نمونه‌های آب ۵۹
- شکل (۲۴-۴): آنالیز خوشه‌ای غلظت یون‌های اصلی نمونه‌های آب ۶۲
- شکل (۲۵-۴): نمودار تغییرات غلظت کلر در مقابل سدیم ۶۴
- شکل (۲۶-۴): نمودار تغییرات غلظت سولفات در مقابل کلسیم ۶۴
- شکل (۲۷-۴): نمودار تغییرات غلظت بین کلسیم و منیزیم ۶۵
- شکل (۲۸-۴): نمودارهای نشانگر فرآیند تبادل یونی در نمونه‌های آب ۶۷
- شکل (۲۹-۴): تغییرات شاخص اشباع برای کانی‌های مختلف ۶۹
- شکل (۳۰-۴): نمودار دورو ۷۰
- شکل (۳۱-۴): نمودار گیبس ۷۰

۷۱	شکل (۴-۳۲): نمودار پایپر
۷۳	شکل (۴-۳۳): نمودار استیف
۷۴	شکل (۴-۳۴): نمودار شولر
۷۹	شکل (۴-۳۵): نمودار ویلکاکس تصحیح شده
۸۲	شکل (۴-۳۶): نمودار ستونی غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب
۸۳	شکل (۴-۳۷): تغییرات غلظت عنصر کروم در نمونه‌های آب
۸۴	شکل (۴-۳۸): تغییرات غلظت عنصر سرب در نمونه‌های آب
۸۵	شکل (۴-۳۹): تغییرات غلظت عنصر مس در نمونه‌های آب
۸۶	شکل (۴-۴۰): تغییرات غلظت عنصر آلومینیم در نمونه‌های آب
۸۷	شکل (۴-۴۱): تغییرات غلظت عنصر آهن در نمونه‌های آب
۹۱	شکل (۴-۴۲): تغییرات شاخص فلزی در طول رودخانه
۹۲	شکل (۴-۴۳): تغییرات شاخص ارزیابی فلزات سنگین در طول رودخانه
۹۳	شکل (۴-۴۴): پهنه‌بندی رودخانه زیارت بر مبنای شاخص ارزیابی فلزات سنگین
۹۴	شکل (۴-۴۵): تغییرات شاخص آلودگی فلزات سنگین در طول رودخانه
۹۵	شکل (۴-۴۶): پهنه‌بندی رودخانه زیارت بر مبنای شاخص آلودگی فلزات سنگین
۹۶	شکل (۴-۴۷): تغییرات درجه آلودگی در طول رودخانه
۹۶	شکل (۴-۴۸): پهنه‌بندی رودخانه زیارت بر مبنای درجه آلودگی
۹۸	شکل (۴-۴۹): تغییرات میزان BOD در نمونه‌های آب
۹۹	شکل (۴-۵۰): تغییرات میزان COD در نمونه‌های آب
۱۰۰	شکل (۴-۵۱): تغییرات میزان DO در نمونه‌های آب
۱۰۵	شکل (۴-۵۲): شاخص NSFQI
۱۰۶	شکل (۴-۵۳): شاخص OWQI

فهرست جدول‌ها

جدول (۱-۳): موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری.....	۲۸
جدول (۲-۳): روش‌های اندازه‌گیری غلظت یون‌ها در نمونه‌های آب.....	۳۰
جدول (۱-۴): مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در آب رودخانه.....	۳۹
جدول (۲-۴): رده‌بندی کیفی آب بر اساس سختی کل.....	۴۸
جدول (۳-۴): ضرایب همبستگی اسپیرمن یون‌های اصلی در آب رودخانه.....	۶۱
جدول (۴-۴): مقادیر نسبت‌های یونی محاسبه شده در ایستگاه‌های مختلف.....	۶۳
جدول (۵-۴): محاسبه شاخص اشباع کانی‌های مختلف در نمونه‌های آب.....	۶۸
جدول (۶-۴): نمونه‌های متعلق به هر تیپ آب.....	۷۲
جدول (۷-۴): تغییرات تیپ و رخساره آب در نمونه‌های آب رودخانه.....	۷۳
جدول (۸-۴): محدوده‌های مختلف پارامترهای بکار رفته در نمودار شولر.....	۷۵
جدول (۹-۴): محاسبه شاخص‌های تعیین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی.....	۷۵
جدول (۱۰-۴): رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب بر اساس شاخص خطر منیزیم.....	۷۶
جدول (۱۱-۴): رده‌بندی کیفیت آب بر اساس RSC.....	۷۷
جدول (۱۲-۴): رده‌بندی آب آبیاری بر اساس درصد سدیم.....	۷۸
جدول (۱۳-۴): معیارهای رده‌بندی کیفیت آب بر اساس مقادیر EC و SAR.....	۷۹
جدول (۱۴-۴): تعیین رده آب بر اساس مقادیر EC و SAR در ایستگاه‌ها.....	۸۰
جدول (۱۵-۴): غلظت فلزات مورد مطالعه در نمونه‌های آب رودخانه.....	۸۱
جدول (۱۶-۴): گونه‌های فلزات مورد مطالعه در نمونه‌های آب رودخانه.....	۹۰
جدول (۱۷-۴): رده‌بندی کیفی آب بر اساس شاخص ارزیابی فلزات سنگین.....	۹۳
جدول (۱۸-۴): رده‌بندی کیفی آب بر اساس درجه آلودگی فلزات سنگین.....	۹۷
جدول (۱۹-۴): آمار توصیفی پارامترهای BOD، COD و DO نمونه‌های مورد مطالعه.....	۹۷
جدول (۲۰-۴): نتایج ارزیابی باکتریولوژیکی در طول رودخانه.....	۱۰۱
جدول (۲۱-۴): مقادیر پارامترهای استفاده شده در محاسبه شاخص NSFQI.....	۱۰۳
جدول (۲۲-۴): فاکتورهای وزنی شاخص کیفیت آب NSFQI.....	۱۰۴
جدول (۲۳-۴): محاسبه زیرشاخص I _a برای هر پارامتر.....	۱۰۴
جدول (۲۴-۴): رده‌بندی کیفی آب بر اساس شاخص NSFQI.....	۱۰۵
جدول (۲۵-۴): رده‌بندی کیفی آب بر اساس شاخص OWQI.....	۱۰۶

فصل اول

کلیات

۱-۱- مقدمه و بیان مسأله

منابع آب در توسعه اجتماعی و اقتصادی جوامع اهمیت بسیار زیادی دارند. با توجه به این که در بهره‌برداری از منابع آب جهت مصارف مختلف (شرب، صنعت و کشاورزی) تنها کمیت آب مطرح نبوده و کیفیت آب از نظر ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی نیز تعیین‌کننده است، بنابراین انجام مطالعات کیفی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. رودخانه‌ها از مهم‌ترین و مناسب‌ترین منابع تأمین آب هستند و بنابراین ارزیابی و پایش شرایط هیدروژئوشیمیایی رودخانه‌ها و در صورت لزوم رفع آلودگی آن‌ها از مسائل حائز اهمیت در مباحث زیست‌محیطی می‌باشد. کیفیت آب رودخانه‌ها ممکن است تحت تأثیر عوامل طبیعی (برای مثال فیزیوگرافی حوضه، آمیختگی و رقیق‌شدن، رسوب املاح، برهم‌کنش بین آب و توالی‌های سنگی، تبخیر و بارش، جذب، تبادل یونی) و انسانزاد (برای مثال ورود فاضلاب‌های صنعتی، پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری) تغییر نماید (Holzman et al., 2005; Megan, 2005; Frans et al., 2006). به ویژه در مناطقی که رودخانه‌ها از مراکز بزرگ شهری عبور می‌کنند، امکان آلودگی این منابع آبی در اثر ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده و همچنین رواناب‌های شهری وجود دارد. به همین سبب در چند دهه اخیر، رودخانه‌های مناطق شهری کانون مطالعات ژئوشیمیایی زیست‌محیطی متعددی بوده‌اند (Shin et al., 2012).

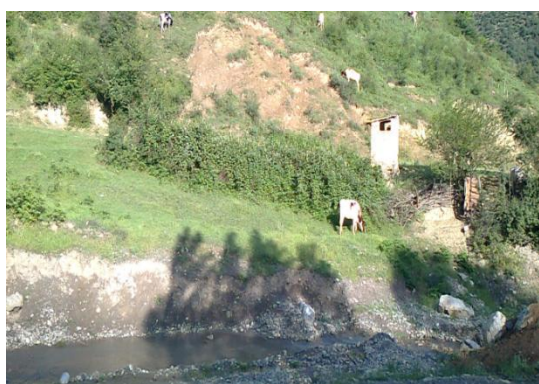
رودخانه زیارت از ارتفاعات سلسله جبال البرز شامل ارتفاعات بالاچال، زرشک کوه، سفیداب و نهارخوران در جنوب گرگان سرچشمه می‌گیرد. این رودخانه تأمین‌کننده ۲۰ درصد آب شرب شهر گرگان می‌باشد. رودخانه زیارت پس از طی مسافت ۲۴ کیلومتر در ارتفاعات کوهستانی، به جنوب شهر گرگان وارد می‌شود و پس از طی مسافت ۸ کیلومتر در محدوده شهر از گرگان خارج می‌گردد و پس از طی مسیر حدود ۱۰ کیلومتر به رودخانه قره‌سو می‌پیوندد. هدف از این مطالعه ارزیابی کیفیت هیدروژئوشیمیایی آب رودخانه زیارت، مقایسه ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آب این رودخانه در بالادست و پایین‌دست و بررسی اثر ورود منابع آلاینده انسانزاد بر کیفیت آب این رودخانه می‌باشد.

۱-۲- ضرورت انجام تحقیق

از آنجا که بخشی از مسیر رودخانه زیارت از منطقه شهری می‌گذرد و در این محدوده انواع فاضلاب‌های تصفیه نشده شهر گرگان وارد رودخانه می‌شوند (شکل ۱-۱)، بنابراین آب رودخانه از سرچشمه تا محل اتصال آن به رودخانه قره‌سو احتمالاً دچار آلودگی شده و ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آن تغییر نموده است، بنابراین ارزیابی تغییرات کیفی آب این رودخانه اهمیت دارد.



ویلاسازی در حریم رودخانه



گاوداری در حریم رودخانه



رواناب‌های شهری وارد شده به آب رودخانه



شکل (۱-۱): برخی منابع آلاینده رودخانه زیارت

۱-۳- اهداف تحقیق

اهداف کلی این تحقیق عبارتند از:

الف) بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آب رودخانه زیارت (غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های

اصلی) و بررسی نقش عوامل طبیعی و انسانزاد در تغییر ویژگی‌های هیدروشیمایی

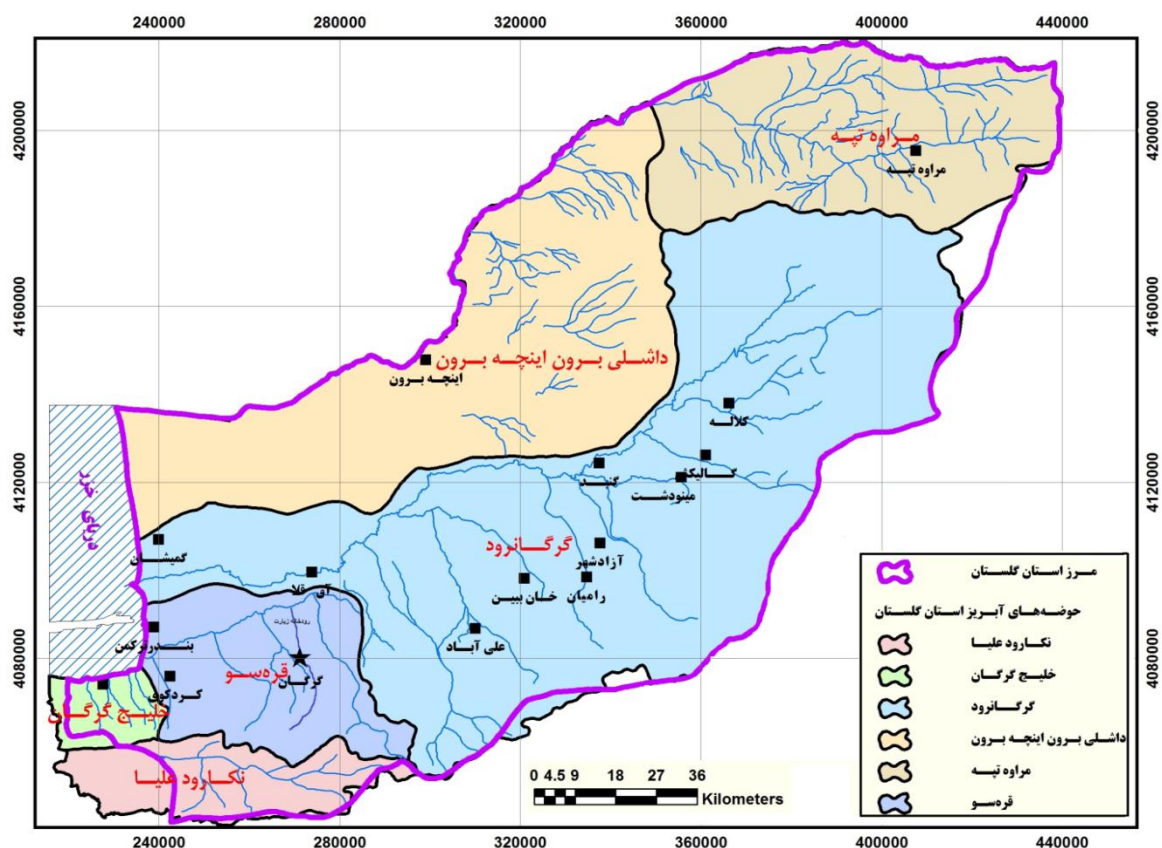
ب) ارزیابی آلودگی فلزی آب رودخانه زیارت و تعیین شدت آلودگی

ج) تعیین منشأ طبیعی و یا انسانزاد فلزات مورد مطالعه و مشخص نمودن آلوده‌ترین مناطق

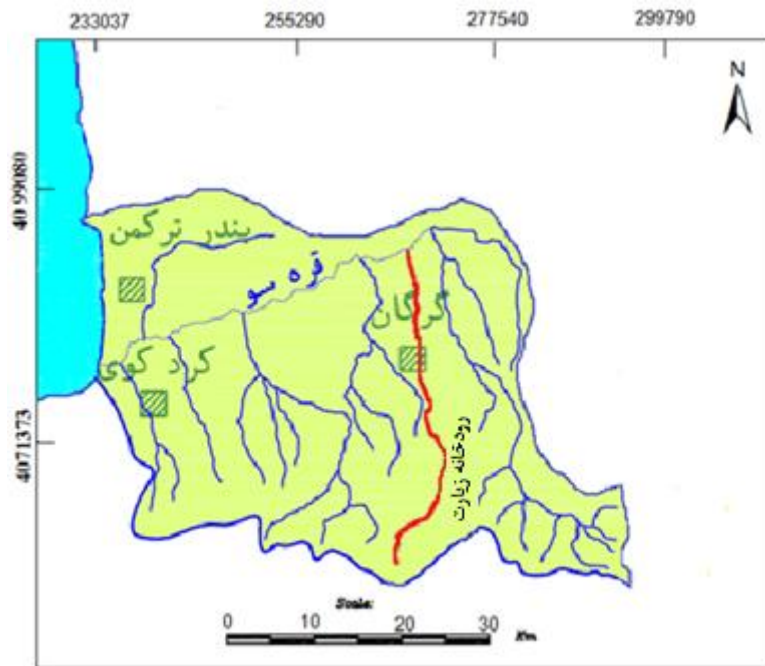
د) ارزیابی آلودگی میکروبی و بیولوژیکی آب رودخانه

۱-۴- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی منطقه

رودخانه زیارت با طول حدود ۴۲ کیلومتر یکی از سرشاخه‌های حوضه آبریز قره‌سو در استان گلستان است (شکل ۱-۲). حوضه رودخانه زیارت با مساحت ۹۷۸۰ هکتار بین مختصات $54^{\circ} 30'$ تا $54^{\circ} 15'$ طول شرقی و $36^{\circ} 30'$ تا 37° عرض شمالی قرار گرفته است (شکل ۱-۳) و دسترسی به آن از طریق بلوار اصلی نهارخوران شهر گرگان امکان‌پذیر می‌باشد.



شکل (۱-۲): موقعیت جغرافیایی حوضه آبریز قره‌سو در استان گلستان (گزارش شرکت آب منطقه‌ای گلستان، ۱۳۸۸)



شکل (۱-۳): موقعیت جغرافیایی رودخانه زیارت در حوضه آبریز قره‌سو (گزارش شرکت آب منطقه‌ای گلستان، ۱۳۸۸)

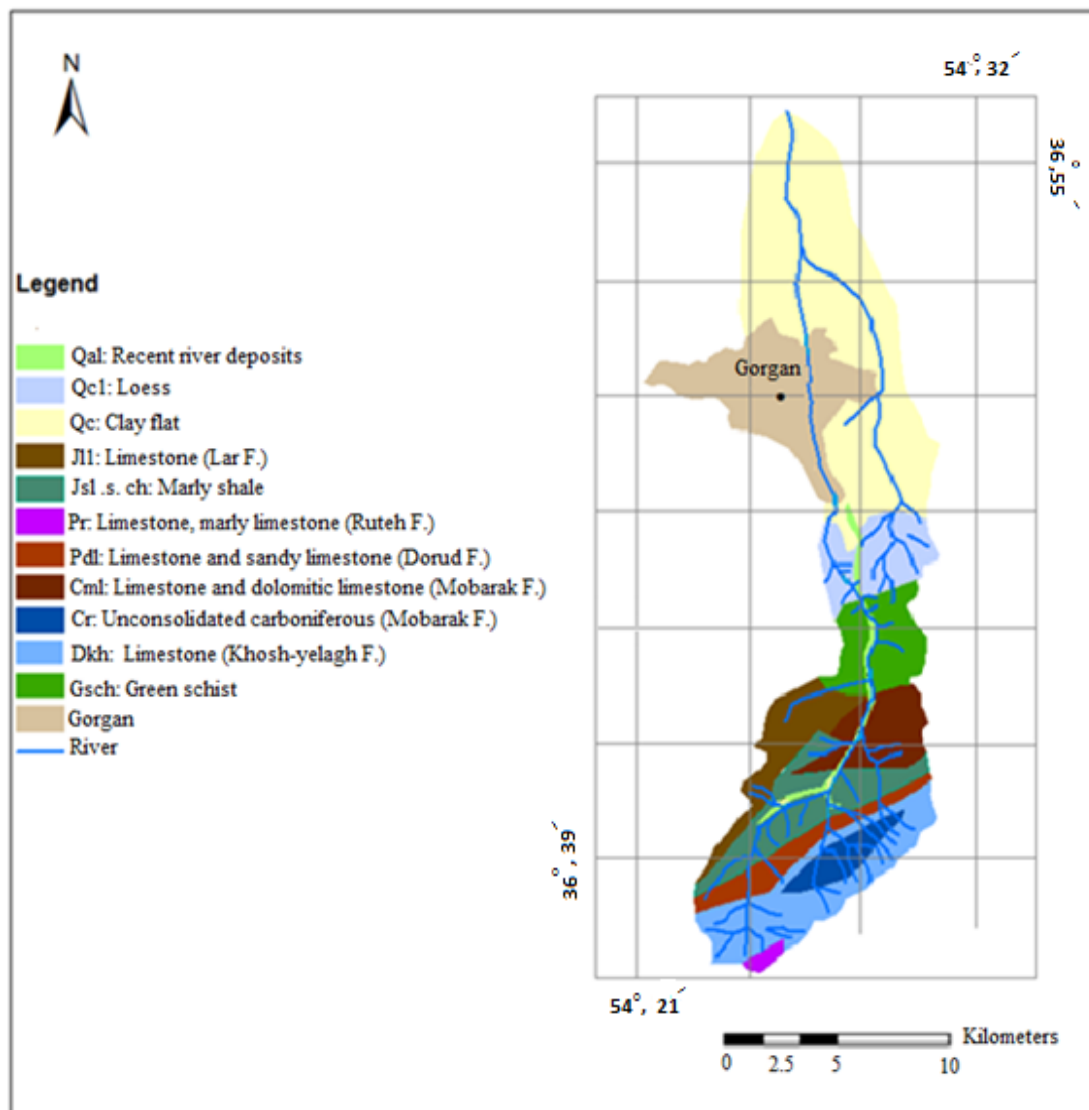
۵-۱- اقلیم منطقه

با توجه به پارامترهایی نظیر بارندگی، درجه حرارت، تبخیر، رطوبت و میزان تابش روزانه آفتاب، حوضه زیارت دارای آب و هوای معتدل تا سرد کوهستانی است (گزارش شرکت منابع طبیعی گلستان، ۱۳۸۹). میانگین درجه حرارت در این حوضه ۱۰/۷۸ درجه سانتی‌گراد است و بیشترین میزان بارندگی در فصل‌های پاییز و زمستان رخ می‌دهد و میانگین آن ۴۵۲ میلی‌متر در سال می‌باشد. بیشینه رطوبت در حوضه در فصل سرد به ۷۸ و در فصل گرم به ۷۱ درصد می‌رسد (گزارش شرکت منابع طبیعی گلستان، ۱۳۸۹).

۶-۱- زمین‌شناسی حوضه زیارت

مطالعات زمین‌شناسی از مبانی مطالعه آب‌های سطحی یک حوضه می‌باشد. شکل (۱-۴) نقشه زمین‌شناسی منطقه را نشان می‌دهد. براساس نقشه زمین‌شناسی منطقه، مهم‌ترین واحدهای رخنمون

یافته در حوضه زیارت عبارتند از شیست‌های گرگان به سن اردوئین، آهک و آهک دولومیتی و شیل خاکستری تیره به سن دونین، آهک‌های ناپیوسته کربونیفر، آهک و آهک دولومیتی ضخیم تا توده‌ای خاکستری به سن کربونیفر زیرین، سنگ آهک انکولیتی به سن پرمین زیرین، آهک متوسط لایه تا توده‌ای با میان لایه مارن به سن پرمین فوقانی، ماسه‌سنگ خاکستری و شیل به سن ژوراسیک زیرین، لس‌های کواترنر و کفه‌های رسی کواترنر. در ادامه به بررسی این واحدها پرداخته می‌شود (برگرفته از گزارش جهاد کشاورزی گلستان، ۱۳۸۹).



شکل (۱-۴): نقشه زمین‌شناسی حوضه زیارت (برگرفته از نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ گرگان، ۱۳۶۹)

الف - شیست های گرگان (Gsch)

این مجموعه گسترش فراوانی در منطقه دارد و از لحاظ سنگ‌شناسی، شامل مجموعه‌های دگرگون شده در حد رخساره شیست سبز است. مرز زیرین و بالایی آن پیوسته و یا به صورت گسلی می‌باشد و این واحد در اثر فعالیت گسل رادکان بر روی واحدهای سنگی کربونیفر (مجموعه مبارک) قرار گرفته است.

ب - سازند خوش‌ییلاق (Dkh)

این سازند از لحاظ سنگ‌شناسی شامل مجموعه آهک‌های نازک تا متوسط لایه با میان لایه‌هایی از شیل‌های سیاه رنگ، مارن و رگه‌های نازک زغال، آهک ماسه‌ای و آهک دولومیتی متوسط تا ضخیم لایه همراه با دیاباز اسپیلیتی است. روند گسترش این سازند در حوضه زیارت شمال شرقی - جنوب غربی است و مرز زیرین آن پوشیده و یا به صورت گسلی می‌باشد.

ج - سازند مبارک (Cr)

سازند مبارک از لحاظ سنگ‌شناسی از مجموعه‌ای تفکیک نشده شامل شیل سیاه و آهک زرد رنگ، آهک نازک تا متوسط لایه به همراه شیل آهکی و مارن در برخی نقاط، آهک ضخیم لایه تا توده‌ای خاکستری رنگ و آهک دولومیتی تشکیل شده است. این واحدها با ناپیوستگی هم‌شیب بر روی سازند خوش‌ییلاق قرار دارند.

د - بخش فوقانی سازند مبارک (Cm1)

این بخش از مجموعه مبارک از لحاظ سنگ‌شناسی شامل آهک و آهک دولومیتی ضخیم تا توده‌ای با سطح فرسایشی خاکستری می‌باشد. مرز زیرین آن به صورت پوشیده و یا گسلی و مرز بالایی آن در

حوضه در اثر فعالیت گسل رادکان به مجموعه گرگان ختم می‌گردد ولی به صورت عمومی در نقشه زمین‌شناسی گرگان به طور پیوسته و هم‌شیب به سازند قزل‌قلعه (شیل و مارن با میان لایه‌هایی از آهک دولومیتی به سن کربونیفر میانی) تبدیل می‌شود.

ه- سازند درود (Pd1)

این سازند به صورت نواری شکل و با روند شمال شرقی- جنوب غربی در حوضه زیارت گسترش یافته است و شامل سنگ‌های کربناتی به رنگ خاکستری تیره تا روشن با لایه‌بندی متوسط تا توده‌ای می‌باشد که در برخی نقاط به دولومیت تبدیل می‌شوند. مورفولوژی کوهستانی و به وجود آمدن شیب‌های تند و آبراهه‌های هفتی شکل از مشخصه‌های عمومی این سازند می‌باشد. در نقشه زمین‌شناسی گرگان مرز زیرین این سازند به صورت هم‌شیب به رسوبات کربونیفر (قزل قلعه) و مرز فوقانی آن به صورت هم‌شیب و تدریجی، به سازند روته تبدیل می‌گردد.

و- سازند روته (Pr)

این سازند در جنوبی‌ترین بخش ارتفاعات حوضه با روندی در جهت شمال شرقی - جنوب غربی رخنمون دارد و دارای گسترش چندانی نمی‌باشد. از لحاظ سنگ‌شناسی شامل سنگ آهک‌های متوسط لایه، ضخیم لایه تا توده‌ای به رنگ خاکستری با میان لایه‌هایی از مارن کرمی رنگ می‌باشد. در نقشه زمین‌شناسی گرگان این سازند به صورت پیوسته و هم‌شیب بر روی سازند درود قرار گرفته است و مرز فوقانی آن با سازند الیکا به صورت هم‌شیب و ناپیوسته می‌باشد.

ز- زیر واحدهای سازند شمشک (Js1 s, sh)

این زیر واحدها رخنمون وسیعی در مسیر اصلی رودخانه زیارت دارند و از نظر سنگ‌شناسی شامل ماسه سنگ‌های ضخیم لایه با سطح فرسایشی قهوه‌ای تیره و شیل‌های سیلتی می‌باشند. افق‌های

شیلی و آثار گیاهی فراوان نشانگر رخساره‌های مردابی و باتلاقی در این سازند است. در نقشه زمین‌شناسی گرگان حد زیرین سازند شمشک گسلی بوده و با ناپیوستگی هم‌شیب و یا کمی زاویه‌دار بر روی سازند الیکا قرار گرفته است.

ح - سازند لار (JI1)

سازند لار از لحاظ سنگ‌شناسی شامل آهک ماسه‌ای متوسط تا ضخیم لایه با سطح فرسایش حنایی تا نخودی رنگ و سنگ آهک‌های مارنی متوسط تا ضخیم لایه با سطح فرسایش خاکستری و سطح تازه صورتی تا آجری می‌باشد. مرز زیرین آن بر روی سازند شمشک و مرز بالایی آن با ناپیوستگی هم‌شیب تا کمی زاویه‌دار در زیر رسوبات کرتاسه بالایی قرار گرفته است.

ط - نهشته‌های آبرفتی بستر رودخانه (Qc)

نهشته‌های آبرفتی در بستر رودخانه اصلی مشاهده می‌گردد. واحدهای آبرفتی از فرسایش واحدهای سنگی ارتفاعات جنوبی حوضه سرچشمه گرفته‌اند.

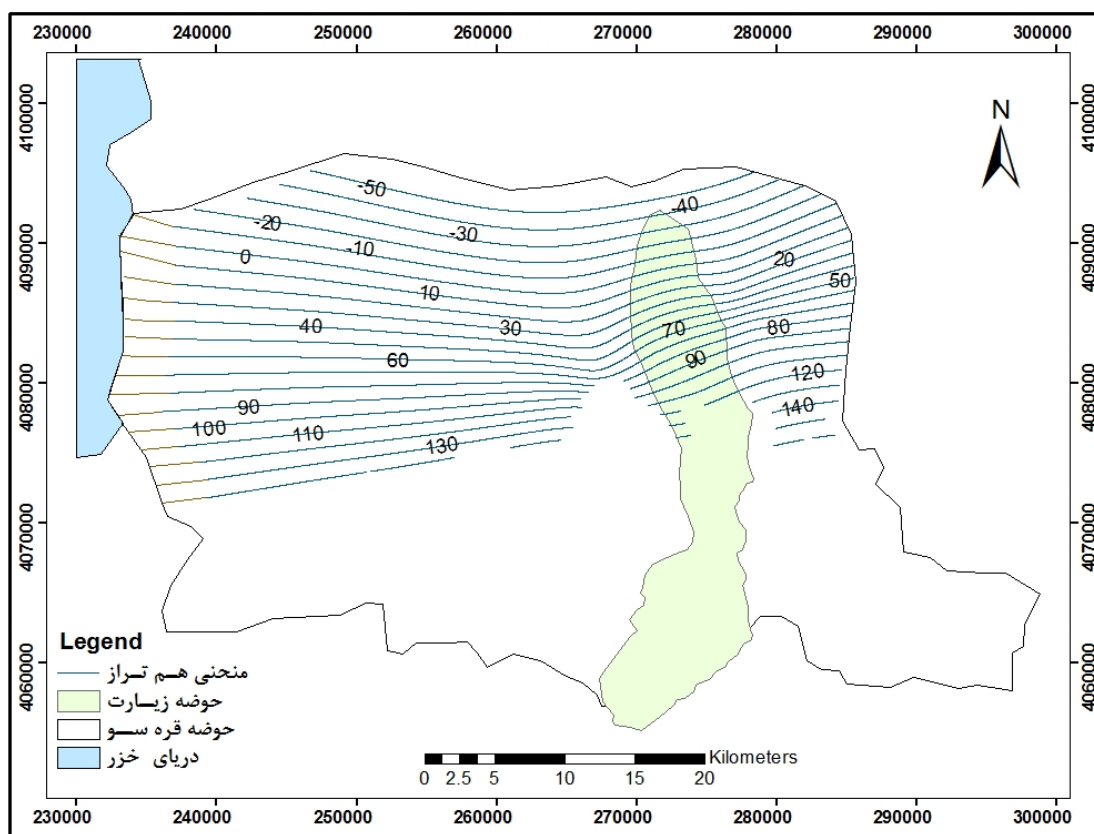
۷-۱ - ژئومورفولوژی منطقه

حوضه زیارت یک واحد مورفولوژیکی کوهستانی می‌باشد. این حوضه کوهستانی، شامل رشته کوه‌های سرکوه، تالو، مرزنگ، تالدر و گردکوه است. توپوگرافی کوهستانی و جنس واحدهای سنگ‌شناسی (واحدهای آهکی) و فرسایش شدید ناشی از شرایط اقلیمی مرطوب سبب تشکیل ارتفاعات بلند و شیب‌های تند در این واحد مورفولوژیکی شده است.

۸-۱ - هیدروژئولوژی منطقه

در محدوده حوضه زیارت روند منحنی‌های تراز آب زیرزمینی تقریباً شرقی - غربی بوده و رقوم آن‌ها از

جنوب به شمال کاهش می‌یابد (شکل ۵-۱). کاهش رقم منحنی‌های تراز آب زیرزمینی از جنوب به شمال، نشان‌دهنده جهت جریان آب زیرزمینی است. منحنی‌های تراز آب زیرزمینی در حوضه زیارت نسبت به محور رودخانه تحدبی ندارند که این امر به علت تعداد کم پیزومترها در حوضه می‌باشد و ارتباط بین آبخوان و آب رودخانه مشخص نمی‌شود.



شکل (۵-۱): نقشه هم‌تراز آب زیر زمینی حوضه زیارت

فصل دوم

مروری بر مطالعات پیشین

۲-۱- مقدمه

رودخانه‌ها از مهم‌ترین منابع آب شیرین می‌باشند و حدود 2000 Km^3 آب را در سراسر جهان در خود جای داده‌اند (Oki and Kanae, 2006). اکثر تمدن‌های بشری به علت نیاز انسان به آب در کنار رودخانه‌ها شکل گرفته‌اند، بنابراین رودخانه‌ها از زیر سیستم‌های محیط شهری محسوب می‌شوند.

بر طبق پیش‌بینی سازمان ملل متحد رشد جمعیت در مناطق شهری در سراسر جهان تا سال ۲۰۵۰ دو برابر خواهد شد. این امر با اثرات زیست‌محیطی منفی همراه است که از جمله آن‌ها می‌توان به تغییرات شیمیایی، هیدرولوژیکی و فیزیکی رودخانه‌ها اشاره کرد (poleto et al., 2009). علاوه بر این، کیفیت آب رودخانه‌ها تحت تأثیر ویژگی‌های طبیعی شامل فیزیوگرافی حوضه آبریز (مساحت، محیط، شکل، ارتفاع، شیب و تراکم زهکشی حوضه)، ترکیب خاک، نوع سنگ بستر و میزان بارش قرار می‌گیرد.

به منظور کاهش آلودگی و مدیریت منابع آب رودخانه‌ای، شناخت عملکرد عوامل طبیعی و انسان‌زاد و نیز بررسی پارامترهای اصلی تأثیرگذار بر کیفیت آب ضروری است. در ادامه به بررسی مطالعات صورت گرفته درباره عوامل طبیعی و انسان‌زاد مؤثر بر کیفیت آب رودخانه‌ها پرداخته می‌شود.

۲-۱-۱- عوامل طبیعی مؤثر بر ویژگی‌های هیدروشیمیایی رودخانه‌ها

سینگ و همکاران (Singh et al., 2005) در مطالعه‌ای غلظت فلزات سنگین را در آب و رسوبات بستر رودخانه گمتی (Gomti) هند ارزیابی کردند. این پژوهشگران نشان دادند که در آب رودخانه گمتی، تنها غلظت آهن و کروم از مقادیر مجاز آب‌های سطحی بیشتر می‌باشد و با افزایش سرعت جریان و رخداد پدیده رقیق‌شدگی، غلظت فلزات کاهش می‌یابد.

بشیر و همکاران (Bashir et al., 2007) هیدروژئوشیمی رودخانه وایندر (Winder) و شاخه‌های فرعی

آن را در پاکستان بررسی کردند. این پژوهشگران با اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی و تعیین غلظت یون‌های اصلی، کیفیت آب برای مصارف آبیاری را مورد بررسی قرار دادند. نتایج این پژوهش نشان داد که ترکیب آب رودخانه وایندر توسط شدت هوازدهی رخنمون‌های سنگی آذرین و رسوبی، شرایط آب و هوایی، الگوهای زهکشی، pH و تحرک عناصر کنترل می‌شود.

کومارنایک و همکاران (Kumar Naik et al., 2009) هیدروشیمی حوضه آبریز رودخانه کنیا (Koyna) در هند را مورد بررسی قرار داده‌اند. نتایج بدست آمده نشانگر غلظت بالای آهن به دلیل حضور توالی‌های لاتریتی و بسترهای رسی قرمز رنگ در حوضه است.

ساندرای و همکاران (Sundaray et al., 2009) کیفیت آب رودخانه ماهانادیا (Mahanadia) هند را مورد بررسی قرار دادند. نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که در نمونه‌های دهانه رودخانه غلظت سدیم و کلر بالا است و شاخص منیزیم بیش از ۵۰ درصد می‌باشد و منشأ این یون‌ها از آب دریا است.

رانی و همکاران (Rani et al., 2011) تغییرات زمانی کیفیت آب در تعدادی از رودخانه‌های مهم در دشت‌های گانگتیک (Gangetic) هند را ارزیابی کردند. نتایج نشان داد که پارامترهای کدورت، pH، فسفات، درجه حرارت، قلیائیت کل و غلظت سولفات، فسفات و سدیم عوامل اصلی تغییر در کیفیت فصلی آب است. نتایج این تحقیق نشان داد که تغییر در کیفیت آب رودخانه‌های مورد مطالعه به طور عمده تحت تأثیر ویژگی‌های حوضه و فصل‌ها می‌باشد.

آندرا و همکاران (Andrea et al., 2012) در مطالعه‌ای هیدروژئوشیمی رودخانه شهری سوکیو (Suquia) در شهر کوردبای (Cordoba) آرژانتین را بررسی کردند. نتایج این پژوهش نشان داد که عناصر وانادیم، سلنیم، اورانیم، مولیبدن و آرسنیک از غلظت‌های بالایی برخوردارند که این امر منعکس‌کننده هوازدهی رسوبات رودخانه‌ای لسی (fluvio-loessic) پوشاننده سنگ‌های گرانیتی و دگرگونی منطقه می‌باشد.

رسولی و کیانی (Rasouli and kiani, 2012) هیدروشیمی و کیفیت حوضه کر- سیوند استان فارس در ایران را مورد بررسی قرار دادند. نتایج این مطالعه نشان داد که تیپ غالب نمونه‌های آب بی‌کربناته کلسیک است و شیمی ۸۴ درصد از نمونه‌های آب رودخانه تحت تأثیر هوازدهی سنگ‌های تشکیل دهنده آن قرار دارد. این مطالعه نشان می‌دهد که در یک سوم نمونه‌های آب مورد مطالعه، شاخص منیزیم بیش از ۵۰ درصد است و منشأ منیزیم، هوازدهی کانی‌های غالب در سنگ‌های منطقه (کلسیت، دولومیت، آراگونیت) و یا سیلیکات‌هایی مانند پلاژیوکلاز (آنورتیت)، آمفیبول و میکا می‌باشد.

با توجه به موارد فوق می‌توان چنین استنباط کرد که کیفیت آب رودخانه‌ها تحت تأثیر عوامل طبیعی (شامل زمین‌شناسی، سرعت جریان آب، شرایط آب و هوایی، مدت زمان تماس بین آب و سنگ و الگوهای زهکشی) قرار می‌گیرد. از بین این عوامل، سنگ‌شناسی یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر در تیپ و کیفیت آب است. به عنوان نمونه در مناطقی که سنگ بستر حاوی کلسیت، دولومیت، آراگونیت و یا کانی‌های سیلیکاتی پلاژیوکلاز، آمفیبول و میکا باشد، نسبت منیزیم در آب رودخانه افزایش می‌یابد و یا هوازدهی رسوبات پوشاننده سنگ‌های گرانیته و دگرگونی می‌تواند به افزایش غلظت عناصر بالقوه سمی سلیسیم، اورانیوم، مولیبدن، آرسنیک و وانادیم در آب رودخانه منجر شود.

۲-۱-۲ عوامل انسانزاد مؤثر بر ویژگی‌های هیدروشیمیایی رودخانه‌ها

منابع آلودگی انسانزاد مؤثر بر کیفیت رودخانه‌ها را می‌توان به دو دسته منابع نقطه‌ای (مانند تخلیه فاضلاب‌های شهری- خانگی و صنعتی) و غیر نقطه‌ای (مانند ورود پساب‌های کشاورزی) تقسیم کرد. فاضلاب‌های صنعتی و خانگی از مهم‌ترین منابع آلودگی انسانزاد رودخانه‌های شهری می‌باشند. تخلیه پساب‌های کشاورزی- دامداری روستاهای حاشیه شهرها نیز می‌تواند باعث آلودگی آب این رودخانه‌ها شود.

۲-۱-۲- تأثیر تخلیه فاضلاب‌های صنعتی بر کیفیت رودخانه‌ها

ترکیب شیمیایی فاضلاب‌های صنایع مختلف بسیار متنوع است. فاضلاب‌های صنعتی حاوی آلاینده‌های مختلف مانند روغن‌ها، فلزات سنگین، ترکیبات آلی فرار و آلاینده‌های غیر معمول (مانند آمونیاک) می‌باشند (گزارش مهندسی فاضلاب شرکت آب منطقه‌ای گلستان، ۱۳۸۶). بسیاری از این آلاینده‌ها مانند فلزات سنگین (به ویژه سرب، جیوه و کادمیم) سمی‌اند و باعث مسمومیت آبزیان می‌شوند. فلزات سنگین یکی از آلاینده‌های اصلی آب رودخانه‌ها در مناطق شهری می‌باشند که پتانسیل ایجاد مسمومیت برای جانداران را دارند و با غنی‌شدن در زنجیره غذایی می‌توانند وارد بدن انسان شده و ایجاد مسمومیت کنند. این فلزات به دلیل سمیت، ماندگاری بالا، دسترس‌پذیری و ایجاد اثرات منفی بر سلامت بوم‌سامانه‌ها، از مهم‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی هستند، بنابراین ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در منابع آب سطحی در مناطق شهری اهمیت بسیاری دارد (Dragun et al., 2009). به طور کلی سمناکی، زیست دسترس‌پذیری و انحلال‌پذیری فلزات سنگین ارتباط مستقیمی با گونه‌های شیمیایی آن‌ها دارد (Alonso et al., 2004). بنابراین تعیین گونه‌های مختلف فلزات بخصوص یون‌های آزاد و کمپلکس‌های ناپایدار بسیار ضروری است (Okonkwo et al., 2005).

آلونسو و همکاران (Alonso et al., 2004) گونه‌های فلزات سنگین مس، سرب، روی و کادمیم را در آب رودخانه گوادیما (Guadimar) مشخص کردند. نتایج نشان داد کادمیم و روی به صورت فاز دسترس‌پذیر و سرب و مس به صورت فازهای دسترس‌ناپذیر حضور دارند. علاوه بر این مشخص شد فلزات دسترس‌پذیر از فعالیت‌های معدنی بخش شمالی حوضه و فلزات دسترس‌ناپذیر از منابع آلودگی شهری، صنعتی و کشاورزی بخش جنوبی منطقه مورد مطالعه منشأ گرفته‌اند.

سینگ و همکاران (Singh et al., 2005) در مطالعه‌ای بر روی رودخانه گمتی (Gomti) برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی مانند اکسیژن‌خواهی زیستی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)

و اکسیژن حل شده (DO) را مورد بررسی قرار دادند. نتایج به دست آمده نشان داد که تخلیه فاضلاب‌های صنعتی در برخی ایستگاه‌ها، به افزایش مقدار BOD و COD و کاهش DO منجر شده است.

میلووانوویک (Milovanovic, 2007) در مطالعه‌ای کیفیت آب رودخانه آکسز/واردر (Axios/Varder) در اروپا را بررسی کرد. نتایج این مطالعه نشان داد که منشأ آلودگی فلزات سنگین در رودخانه، کارخانه‌های کودسازی و کوره‌های ذوب می‌باشد. غلظت بالای کروم در نمونه‌های آب نیز ناشی از تخلیه فاضلاب‌های کارخانه چرم‌سازی به رودخانه است.

هوانگ و همکاران (Huang et al., 2008) غلظت فلزات سنگین را در آب تعدادی از رودخانه‌های دشت تیبتان (Tibetan) در چین اندازه‌گیری کردند. نتایج این مطالعه نشان داد غلظت آهن، آلومینیم، سرب و نیکل در برخی ایستگاه‌ها بالا است که ناشی از فعالیت‌های معدنکاری در این مناطق می‌باشد.

کرباسی و همکاران (Karbassi et al., 2008) در مطالعه‌ای آلودگی فلزی رودخانه شور در ایران را مورد بررسی قرار دادند. نتایج این مطالعه نشان داد که فلزات کادمیم و روی باعث ایجاد خطر در محیط آبی این رودخانه می‌شوند که این امر ناشی از معدنکاری در معدن مس سرچشمه است.

رسولی و کیانی (Rasouli and Kiani, 2012) هیدروشیمی حوضه کر-سیوند استان فارس را مورد بررسی قرار دادند. این مطالعه نشان داد که در بخش بالادست رودخانه مقدار هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم کم است، سپس در بخش میانی به علت ورود فاضلاب‌های صنعتی (فاضلاب مجتمع پتروشیمی فارس، کارخانه فرآوری گوشت، کارخانه چرم‌سازی و سایر صنایع) و در بخش پایین دست در نتیجه کاهش جریان رودخانه و افزایش جریان‌های بازگشتی کشاورزی مقدار این پارامترها افزایش می‌یابد.

سعدانی پور و علوی نسب (۱۳۸۹) در مطالعه‌ای تأثیر فاضلاب کارخانه صابون‌سازی خرمشهر بر کیفیت آب رودخانه کارون و رهکرد را مورد بررسی قرار دادند. به این منظور پارامترهای BOD, COD, DO, TSS, TDS, EC, و غلظت فسفات، بی‌کربنات، سولفات و کلر در ۵۰ و ۵۰۰ متری پایین‌دست محل تخلیه پساب کارخانه اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد در ۵۰ متری پایین‌دست محل تخلیه پساب کارخانه تمامی پارامترها به جز DO در آب رودخانه از مقادیر بالایی برخوردارند. کاهش DO آب رودخانه به علت حضور مواد آلی و شیمیایی در پساب خروجی کارخانه است. در ۵۰۰ متری پایین‌دست رودخانه از شدت آلودگی رودخانه کاسته شده و این امر به خودپالایی رودخانه نسبت داده شده است.

رضوی دینانی و همکاران (۱۳۹۰) پارامترهای فیزیکوشیمیایی دبی، EC و pH رودخانه زاینده‌رود را در قبل، داخل و بعد از شهر اندازه‌گیری کردند. نتایج نشان داد که با فاصله گرفتن از شهر، دبی و pH کاهش و EC افزایش می‌یابد. تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی به علت افزایش آلودگی و افت کیفیت آب به دلیل ورود زهاب‌های کشاورزی، آلاینده‌های شهری و صنعتی مانند صنعت فولاد، ذوب آهن اصفهان و تصفیه‌خانه جنوب این شهر است.

با توجه به موارد مطالعه فوق نتیجه می‌شود که ترکیب شیمیایی آلاینده‌های صنعتی وارد شده به رودخانه‌ها نسبت به نوع صنایع، متفاوت است. از مهم‌ترین این آلاینده‌ها فلزات سنگین می‌باشند. فاضلاب‌های صنعتی در افزایش مقدار COD, BOD, EC, TDS, TSS و کاهش DO آب مؤثرند.

۲-۲-۱-۲- تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری - خانگی بر کیفیت رودخانه‌ها

فاضلاب‌های خانگی حاوی ۹۹/۹ درصد آب خالص و ۰/۱ درصد مواد آلاینده می‌باشند (گزارش مهندسی فاضلاب شرکت آب منطقه‌ای گلستان، ۱۳۸۶). به طور کلی آلاینده‌های موجود در فاضلاب شهری می‌توانند بیولوژیکی (ناشی از دفع پساب‌های بیمارستانی و مراکز بهداشتی) و

شیمیایی (ناشی از مصرف شوینده‌های خانگی) باشند. بنابراین فاضلاب‌های خانگی حاوی عوامل بیماری‌زا و مواد شیمیایی (مانند آمونیاک و اوره) هستند و ورود فاضلاب‌های خانگی به رودخانه‌ها می‌تواند باعث افزایش تمرکز این آلاینده‌ها و همچنین تغییراتی در میزان BOD، جامدات معلق، مواد مغذی و عوامل بیماری‌زا شود.

اوکنکو و همکاران (Okonkwo et al., 2005) غلظت و گونه‌های فلزات سنگین مس، کادمیم، سرب و روی را در تعدادی از رودخانه‌های جنوب آفریقا تعیین کردند. نتایج نشان داد که در فصل تر، غلظت فلزات به علت ورود رواناب‌های شهری به رودخانه بالاتر از فصل خشک است. مطالعه گونه‌سازی عناصر نیز مشخص کرد که مس و روی به صورت کمپلکس با مواد کلوئیدی حضور دارند و بنابراین دسترس‌پذیر نیستند. سرب بیشتر به صورت هیدروکسید حضور دارد و کادمیم نیز به طور مساوی بین فازهای پایدار و ناپایدار توزیع شده است، در نتیجه سرب و کادمیم دسترس‌پذیرتر از مس و روی هستند.

اویانگ و همکاران (Ouyang et al., 2006) تأثیر شهرنشینی بر کیفیت آب رودخانه پرال (Pearl) در چین را بررسی کردند. به این منظور پارامترهای فیزیکوشیمیایی pH، نیترات، نیتريت، آمونیم، اکسیژن محلول، کربن آلی کل، فسفر کل، کدورت و رنگ را در نمونه‌های آب اندازه‌گیری نمودند. بررسی‌های آماری نشان داد که انحراف معیار تمامی پارامترها به جز pH و نیترات در نمونه‌های روستایی پایین است و این امر نشانگر عدم تأثیر تخلیه فاضلاب‌های روستایی بر کیفیت آب رودخانه می‌باشد. از سوی دیگر، انحراف معیار تمامی پارامترها به جز pH، نیتريت و نیترات در نمونه‌های شهری بالا است که نشان‌دهنده تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری بر کیفیت آب رودخانه است. به طور کلی مقایسه نتایج آنالیز نمونه‌های شهری و روستایی نشان داد کیفیت آب در نمونه‌های شهری به علت تخلیه فاضلاب‌های شهری بسیار بدتر از نمونه‌های روستایی است.

کیکوجی و همکاران (Kikuchi et al., 2009) آلودگی فلزات سنگین را در آب رودخانه هانوی

(Hanoi) ویتنام ارزیابی کردند. نتایج نشان داد غلظت منگنز در چند ایستگاه به دلیل تخلیه فاضلاب‌های شهری به آب رودخانه بالا است.

کرفالی و جووردی (Korfali and Jurdi, 2011) گونه‌های فلزات آهن، کروم، نیکل، روی، مس، سرب و کادمیم در آب و رسوب رودخانه کرون (Qaraaoun) در لبنان را مطالعه کردند. نتایج این مطالعه نشان داد که درصد بالایی از سرب و نیکل به شکل کربناته و درصد کمی از آن‌ها به شکل یون آزاد هیدراته حضور دارند. این امر ناشی از تخلیه فاضلاب‌های شهری به رودخانه است. کادمیم عمدتاً به شکل یون آزاد هیدراته و سپس به شکل کربناته حضور دارد.

آندرا و همکاران (Andrea et al., 2012) هیدروشیمی رودخانه شهری سوکیو (Suquia) در آرژانتین را مطالعه کردند. در این مطالعه از تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) و مدل نرم‌افزاری QUAL-2K استفاده شد. نتایج بدست آمده نشانگر تأثیر کارخانه تصفیه فاضلاب شهر کوردبا (Cordoba) بر کیفیت آب رودخانه می‌باشد. این نتایج بیانگر آن است که غلظت مواد مغذی و پارامترهای مرتبط با آن مثل BOD, DO, TOC تحت تأثیر فعالیت‌های انسان می‌باشد. غلظت SO_4^{2-} نیز روند افزایشی از خود نشان داده است که این امر ناشی از آلودگی این رودخانه در اثر تخلیه پساب‌ها و فاضلاب‌های خانگی است.

پاپ و همکاران (Pape et al., 2012) رفتار عناصر جزئی در رودخانه شهری ارگ (Orge) در حوضه سین (Seine) فرانسه را بررسی کردند. بخش بالادست رودخانه بیشتر مناطق جنگلی و زمین‌های کشاورزی است و در پایین‌دست رودخانه تراکم بالایی از جمعیت شهری وجود دارد. نتایج این پژوهش نشان داد که غلظت عناصر جزئی سرب، روی، مس، آنتیموان در هر دو بخش محلول و معلق به علت شهرنشینی در حوضه رودخانه آشکارا افزایش یافته است. این غنی‌شدگی باعث افزایش غلظت برخی عناصر جزئی مانند روی در آب شده که به افزایش زیست‌دسترس‌پذیری و سمناکی آن کمک می‌کند.

در مطالعه تیموری (۱۳۹۱) بر روی آب رودخانه گرگانرود غلظت عناصر بالقوه سمی نیکل، سرب، کادمیم، کروم و آرسنیک در مقایسه با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی بسیار بالاتر است. این امر به علت تأثیر تخلیه فاضلاب‌ها بر افزایش غلظت عناصر در آب می‌باشد.

با توجه به موارد فوق نتیجه می‌شود ورود فاضلاب‌های خانگی و شهری به آب رودخانه در افزایش غلظت سولفات، مواد مغذی و نیز افزایش مقادیر TOC و BOD و کاهش DO آب مؤثر است. علاوه بر این فاضلاب‌های خانگی می‌توانند باعث ورود برخی عناصر جزئی به آب رودخانه شوند.

۲-۱-۲- تأثیر تخلیه پساب‌های دامداری-کشاورزی بر کیفیت رودخانه‌ها

عبور رودخانه‌ها از حومه شهرها و مناطق روستایی حاشیه شهرها می‌تواند باعث تغییر ویژگی‌های کیفی رودخانه‌ها در اثر تخلیه پساب‌های کشاورزی و دامداری شود. رواناب‌های کشاورزی و سموم دفع آفات نباتی و کودهای شیمیایی برای توسعه کشاورزی ضروری‌اند اما با ورود ناخواسته به آب رودخانه باعث آلودگی آن می‌شوند. ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده و رواناب‌های غنی از مواد مغذی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند تغییرات زیادی در کیفیت آب و سلامت موجودات زنده رودخانه ایجاد کند (Pinto et al. 2012). ورود پساب‌های کشاورزی به آب رودخانه علاوه بر افزایش غلظت مواد مغذی (نیتروژن و فسفر)، باعث ورود بسیاری از سموم کشاورزی به آب رودخانه‌ها می‌شود.

اویانگ و همکاران (Ouyang et al., 2006) کیفیت آب رودخانه پرال (Pearl) چین را ارزیابی کردند. این مطالعه نشان داد غلظت نیتريت و نیترات در نمونه‌های محدوده روستایی به علت تخلیه رواناب‌های کشاورزی از نمونه‌های محدوده شهری بالاتر است.

چنگ و همکاران (Cheng et al., 2007) توزیع بار آلودگی غیر نقطه‌ای در رودخانه هایح (Heihe) را در محیط GIS شبیه‌سازی کردند. نتایج نشان داد که نیتروژن آلاینده اصلی رودخانه بوده که این امر ناشی از تخلیه فاضلاب گاوداری‌های اطراف حوضه و استفاده از کودهای دامی در منطقه می‌باشد.

هو و همکاران (Huo et al., 2009) تأثیر تخلیه فاضلاب گاوداری‌ها و پرورشگاه‌های مرغ و خروس را بر میزان آلاینده‌های نیتروژن و فسفر در رودخانه‌های ایالت شان‌دنگ (Shandong) مورد بررسی قرار دادند. روند افزایشی سریع COD آب رودخانه‌ها به ورود پساب‌های گاوداری‌ها و پرورشگاه‌های مرغ نسبت داده شده است.

کومار و همکاران (Kumar et al., 2009) هیدروژئوشیمی حوضه رودخانه منیموکدا (Manimuktha) در هند را بررسی کردند. نتایج مشخص کرد غلظت بیش از حد مجاز کلر ناشی از آب برگشتی کشاورزی می‌باشد.

ژائو و سوئی (Zhao and Cui, 2009) با استفاده از آنالیزهای آماری چند متغیره (تحلیل خوشه‌ای و تحلیل عامل) به بررسی کیفیت آب‌های سطحی رودخانه لوون (Luan) چین پرداختند. نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که پارامترهای کدورت و رنگ در ارتباط با فعالیت‌های انسانی، پارامترهای قلیائیت و سختی در ارتباط با ویژگی‌های طبیعی آب‌های سطحی و پارامترهای کلر و نترات، در ارتباط با فعالیت‌های کشاورزی می‌باشند. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که حداکثر آلودگی کلر و نترات مربوط به فصل تابستان و پاییز است که زمان اصلی فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد.

موزلی و فلمینگ (Mosley and Fleming, 2010) در مطالعه‌ای آلودگی رودخانه مورای (Murray) در جنوب استرالیا را مورد بررسی قرار دادند. به این منظور غلظت نیتروژن، مواد حل شده، کربن آلی، فسفات، و مقادیر باکتری اشریشیاکلای (E.coli) و پارامتر کدورت در نمونه‌های آب رودخانه و زهاب‌های کشاورزی منطقه اندازه‌گیری شد. نتایج بدست آمده نشان داد که تمامی پارامترها در پساب‌های کشاورزی نسبت به آب رودخانه از مقادیر بالاتری برخوردارند. همچنین میزان پارامترهای مورد بررسی به جز TDS، در فصل آبیاری در پساب‌های کشاورزی بسیار بالا است که این امر ناشی از شستشوی مواد آلی خاک، کودها و مواد مدفوعی گاوهای شیرده است. TDS در فصل غیر آبیاری به

دلیل رقیق نشدن ورودی‌های آب زیرزمینی شور، از غلظت بالاتری برخوردار است. این مطالعه نشان می‌دهد که غلظت نیتروژن *E.coli* و فسفات در پایین‌دست رودخانه مواری به علت ورود زهاب‌های کشاورزی افزایش می‌یابد.

صباحی و همکاران (۱۳۸۹) تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب رودخانه سیکان در ایلام را بررسی کردند. به این منظور غلظت سولفات، نیترات و آمونیاک، پارامترهای COD و DO در نمونه‌های آب رودخانه اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که غلظت سولفات، نیترات و آمونیاک بسیار بالاست که به دلیل ورود پساب‌های کشاورزی به رودخانه می‌باشد.

از موارد مطالعه شده چنین نتیجه می‌شود که ورود پساب‌های کشاورزی - دامداری به رودخانه در افزایش غلظت کلر، نیترات، آمونیاک، فسفات، کربن آلی و پارامترهای COD، TDS و کدورت آب رودخانه مؤثر است. ورود پساب‌های کشاورزی و دامداری همچنین می‌تواند باعث افزایش بار آلودگی میکروبی رودخانه‌ها شود.

۲-۲- مطالعات انجام شده در حوضه رودخانه زیارت

شاه‌پسندزاده و همکاران (۱۳۸۳) تغییرات کدورت آب رودخانه زیارت را بررسی کردند. وجود کانی‌های رسی ایلیت و اسمکتیت به همراه درصد بالای Al_2O_3 مؤید بالا بودن مواد کلوئیدی و میزان کدورت آب رودخانه زیارت است. نتایج نشان داد تغییرات شدید در کدورت آب رودخانه به علت سیلابی بودن آن می‌باشد.

شهبابی و مرعشی (۱۳۸۶) در مطالعه‌ای آمار ۳۰ ساله کیفیت آب رودخانه زیارت را بررسی کردند. نتایج مشخص کرد که آب رودخانه از کیفیت بسیار بالایی برای آبیاری برخوردار است و برای کشت تمام گیاهان زراعی مناسب می‌باشد. نکته قابل توجه در این بررسی روند افزایشی pH در آب رودخانه و سیر صعودی آن از حداقل ۶/۵ به حداکثر ۸/۳ تحت تأثیر رشد جمعیت، فعالیت‌های صنعتی و

کشاورزی می‌باشد.

نیک‌قوجق و یارمحمدی (۱۳۸۷) روند تغییرات احتمالی اقلیمی حوضه رودخانه زیارت را مطالعه کردند. در این پژوهش داده‌های بارندگی، دمای هوا و دبی رودخانه در ایستگاه‌های هواشناسی و هیدرومتری نهارخوران در طول دوره آماری ۱۳۸۴-۱۳۶۹ با دوره اقلیمی ۱۵ سال تحلیل شد و نتایج با داده‌های دوره ۱۳۶۹-۱۳۵۴ مقایسه گردید. نتایج نشان داد در طول سال‌های مورد مطالعه به ازای گذشت هر ده سال حدود ۱/۹ درجه سانتی‌گراد به میانگین دمای هوا افزوده شده است. افزایش میانگین دمای محدوده مورد مطالعه در فصل زمستان می‌تواند به شدت یافتن ذوب برف در این فصل و در نهایت تشدید خشکی در فصل بهار و تابستان منجر شود. تحلیل آمار بارش و دبی نیز وابستگی مستقیم دبی متوسط سالانه رودخانه زیارت را به مقدار بارش کل سالانه نشان می‌دهد. ملکی‌نژاد و آرخی (۱۳۹۰) به منظور بررسی تغییرات کیفیت شیمیایی آب رودخانه زیارت از داده‌های کیفیت آب سال‌های ۱۳۵۳ تا ۱۳۸۵ استفاده کردند. رسم نمودارهای ویلکاکس و شولر نشان می‌دهد که آب رودخانه زیارت برای مصارف شرب و کشاورزی مناسب است. این مطالعه نشان می‌دهد که غلظت املاح شیمیایی موجود در آب رودخانه زیارت در طی این سال‌ها در بیشتر موارد روند افزایشی داشته است که به علت افزایش جمعیت و ورود آلاینده‌های انسانی به رودخانه می‌باشد.

فصل سوم

روش تحقیق

۳-۱- مقدمه

پس از مطالعه گزارش‌های موجود و بازدید میدانی از منطقه، نمونه‌برداری در ۲۵ خرداد ماه ۱۳۹۲ صورت گرفت. ایستگاه‌های نمونه‌برداری با توجه به موقعیت منابع احتمالی آلاینده انتخاب شدند. پارامترهای pH، EC، TDS، DO و دما در محل اندازه‌گیری شد. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها، غلظت یون‌های اصلی، برخی فلزات و پارامترهای میکروبی و بیولوژیکی اندازه‌گیری شد. در این فصل به بیان چگونگی انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری، آماده‌سازی نمونه‌ها، روش‌های اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی و چگونگی تحلیل داده‌ها پرداخته می‌شود.

۳-۲- روش انجام تحقیق

(۱) مطالعات پایه شامل بررسی کتابخانه‌ای و مروری بر مطالعات مشابه انجام شده در ایران و

جهان

(۲) بررسی وضعیت زمین‌شناسی و خصوصیات هیدروژئولوژیکی منطقه

(۳) بازدید میدانی، تعیین موقعیت مکانی منابع ورود آلاینده‌ها و انتخاب بهترین و مناسب‌ترین

مکان‌های نمونه‌برداری

(۴) نمونه‌برداری از آب بر مبنای روش‌های استاندارد و اندازه‌گیری برخی پارامترهای

فیزیکوشیمیایی آب مانند pH، هدایت الکتریکی (EC)، جامدات حل شده کل (TDS)،

اکسیژن حل شده (DO) و دما در زمان بازدید

(۵) اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی و برخی فلزات در نمونه‌های آب با استفاده از روش‌های

استاندارد

(۶) بررسی سطح آلودگی بیولوژیکی و میکروبی نمونه‌های آب

(۷) تجزیه و تحلیل داده‌ها

۳-۳- انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری

پس از بازدید میدانی از منطقه، موقعیت مکانی منابع آلاینده مختلف در مسیر رودخانه زیارت تعیین و از ۱۱ ایستگاه نمونه‌برداری شد. موقعیت هر ایستگاه توسط دستگاه GPS ثبت گردید. در جدول (۱-۳) موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر حسب UTM ارائه شده است. شکل (۱-۳) نیز موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری را بر روی نقشه زمین‌شناسی نشان می‌دهد.

۳-۴- نمونه‌برداری از آب و اندازه‌گیری پارامترهای صحرایی

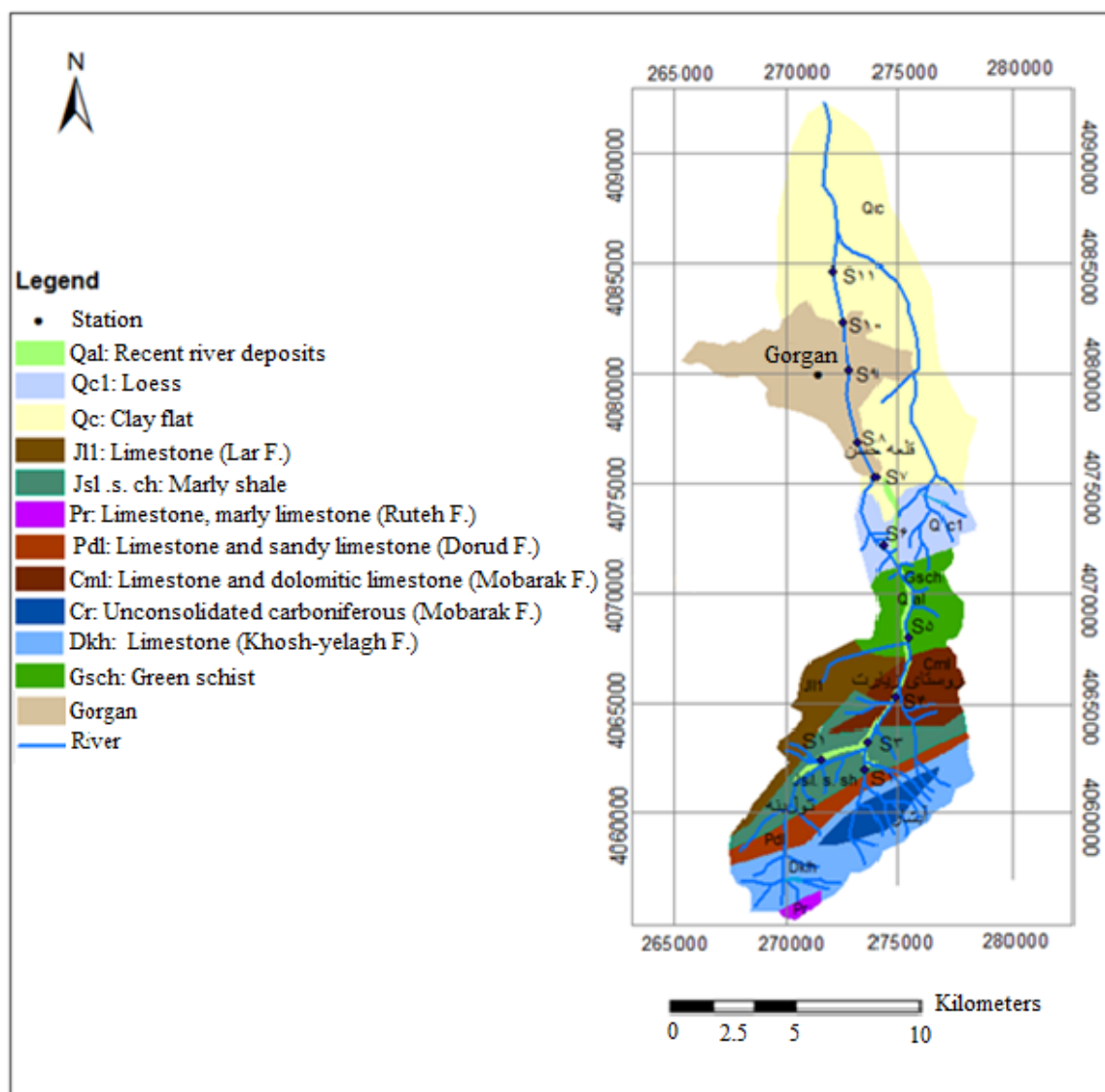
از آنجا که نمونه‌های برداشت شده باید معرف شرایط عمومی آب رودخانه باشند، نمونه‌برداری از قسمت میانی مقطع جریان انجام شد. در هر ایستگاه ۳ نمونه به منظور آنالیزهای فیزیکوشیمیایی، اندازه‌گیری غلظت فلزات و پارامترهای بیولوژیکی برداشت شد. برای نمونه‌برداری از بطری‌های پلی‌اتیلن با حجم‌های ۱۵۰۰ میلی‌لیتری (برای اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی) و ۱۰۰۰ میلی‌لیتری (برای اندازه‌گیری غلظت فلزات) و بطری‌های مخصوص آنالیز میکروبی استفاده شد. ظروف نمونه‌برداری فلزات در ابتدا با استفاده از اسید نیتریک رقیق و سپس با آب مقطر شسته شد. به منظور کاهش خطا برخی پارامترهای آب شامل pH، EC، TDS و دما در محل اندازه‌گیری گردید. pH نمونه‌های آب توسط دستگاه pH متر مدل SUNTEX با دقت ۰/۰۱ اندازه‌گیری شد. EC و TDS مقدار کل نمک‌های حل شده در آب را که خود نشان دهنده بار آلودگی غیر آلی آب است، مشخص می‌کنند (Garg et al., 2009). EC و TDS نمونه‌های آب توسط EC متر مدل HACH با دقت ۰/۰۱ اندازه‌گیری شد. دستگاه‌های pH متر و EC متر از قبل توسط محلول‌های بافر کالیبره شدند.

جدول (۳-۱): موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری

ایستگاه	محل نمونه‌برداری	Y	X
S _۱	آبشار زیارت	۴۰۶۲۰۰۸	۲۷۳۴۸۶
S _۲	تول‌بنه	۴۰۶۲۴۴۹	۲۷۱۴۵۴
S _۳	آبگیر زیارت (قبل از روستای زیارت)	۴۰۶۳۲۴۳	۲۷۳۵۸۴
S _۴	داخل روستای زیارت (بعد از چشمه آبگرم)	۴۰۶۵۲۶۱	۲۷۴۸۲۰
S _۵	سرخ چشمه (انتهای روستای زیارت)	۴۰۶۷۹۶۴	۲۷۵۴۱۵
S _۶	نهارخوران	۴۰۷۲۱۷۱	۲۷۴۲۴۳
S _۷	پل سید مسعود (ابتدای شهر)	۴۰۷۵۲۸۹	۲۷۳۹۱۵
S _۸	قلعه حسن	۴۰۷۶۸۸۵	۲۷۳۱۱۳
S _۹	پل استاندارد (مرکز شهر)	۴۰۸۰۱۴۷	۲۷۲۷۱۲
S _{۱۰}	دانشگاه آزاد (انتهای گرگان)	۴۰۸۲۳۵۳	۲۷۲۴۹۰
S _{۱۱}	قبل از روستای کماسی (انتهای رودخانه)	۴۰۸۴۶۵۰	۲۷۲۰۰۶

۳-۵- آماده‌سازی نمونه‌های آب

نمونه‌های برداشت شده تا هنگام انتقال به آزمایشگاه در دمای C ۴° نگهداری شدند. نمونه‌ها در کمتر از ۴ ساعت به آزمایشگاه شرکت آب منطقه‌ای استان گلستان منتقل شده و ظرف ۴۸ ساعت آماده‌سازی و توسط روش‌های استاندارد آنالیز شدند. نمونه‌های برداشت شده برای اندازه‌گیری پارامترهای بیولوژیکی بلافاصله پس از انتقال به آزمایشگاه در یخچال قرار گرفتند. نمونه‌های برداشت شده برای اندازه‌گیری غلظت فلزات به منظور جلوگیری از تغییر در غلظت آنها، با صافی ۰/۴۵ میکرون فیلتر شدند و سپس pH آنها توسط اسید نیتریک ۱۰ درصد به کمتر از ۳ رسید.



شکل (۳-۱): موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر روی نقشه زمین‌شناسی حوضه زیارت

۳-۶- اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی

۳-۶-۱- کدورت (Turbidity)

کدورت مشخصه ظاهری است که میزان شفافیت آب را مشخص می‌کند و باعث پراکندگی یا جذب نور می‌شود. کدورت نمونه‌های آب به شکل، اندازه و مقدار اجزاء معلق آب بستگی دارد

(Adamu et al., 2013). سطح بالای کدورت می‌تواند به دلیل حضور مواد معلق آلی یا غیر آلی در آب باشد که به رشد ریز جانداران کمک می‌کند (Calijuri et al. 2012). کدورت از طریق قرار دادن نمونه درون دستگاه کدورت‌سنج (Turbidimeter) بر اساس واحد کدورت نفلومتری^۱ (NTU) قرائت می‌شود.

۳-۶-۲- اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی

غلظت یون‌های سدیم، پتاسیم، منیزیم، کلسیم، کلر، سولفات، بی‌کربنات، نترات و فسفات توسط روش‌های استاندارد ذکر شده در جدول (۲-۳) اندازه‌گیری شد. در ادامه به نحوه اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی پرداخته می‌شود.

جدول (۲-۳): روش‌های اندازه‌گیری غلظت یون‌ها در نمونه‌های آب

یون	روش اندازه‌گیری
K^+	نورسنج شعله‌ای
Na^+	نورسنج شعله‌ای
Mg^{2+}	تیتراسیون با EDTA
Ca^{2+}	تیتراسیون با EDTA
Cl^-	تیتراسیون با نترات نقره
HCO_3^-	تیتراسیون با اسید سولفوریک
SO_4^{2-}	طیف‌سنج نوری
NO_3^-	طیف‌سنج نوری
PO_4^{3-}	طیف‌سنج نوری

۳-۶-۲-۱- اندازه‌گیری غلظت سدیم و پتاسیم

غلظت سدیم و پتاسیم توسط دستگاه نورسنج شعله‌ای اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری غلظت سدیم در برخی نمونه‌ها با توجه به مقادیر بالای EC و سختی و همچنین حداکثر توان اندازه‌گیری غلظت سدیم توسط دستگاه، رقیق‌سازی صورت گرفت. آنگاه نمونه شاهد در دستگاه قرار گرفت و سپس

1- Nephelometric Turbidity Unit

غلظت عنصر مورد نظر در نمونه اصلی قرائت شد.

۳-۶-۲-۲- اندازه‌گیری غلظت کلسیم، منیزیم، کلر و بی‌کربنات

برای تعیین غلظت یون کلسیم به ۲۵ میلی‌لیتر نمونه آب، ۲ میلی‌لیتر هیدروکسید سدیم (NaOH) ۴ نرمال و ۰/۵ گرم پودر موروکسید ($C_8H_8N_6O_6$) افزوده شد. سپس این محلول را با EDTA ۰/۰۲۵ نرمال تیترو کرده تا هنگامی که رنگ صورتی محلول به بنفش تغییر یابد.

برای تعیین غلظت منیزیم ابتدا سختی را محاسبه کرده و سپس از طریق کم کردن حجم EDTA مصرف شده برای سختی و کلسیم، مقدار منیزیم محاسبه می‌شود. سختی آب ناشی از غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم بر حسب میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم می‌باشد (Hounslow, 1995). برای تعیین سختی به ۲۵ میلی‌لیتر نمونه آب ۲ میلی‌لیتر محلول بافر (تامپون) و چند قطره اریوکروم بلک‌تی افزوده شد و سپس این محلول با EDTA ۰/۰۲۵ نرمال تیترو شد تا هنگامی که رنگ بنفش محلول به آبی تیره تغییر یابد.

برای تعیین غلظت کلر به ۲۵ میلی‌لیتر نمونه آب چند قطره کرومات پتاسیم افزوده شد و سپس نمونه به وسیله نیترات نقره تیترو شد تا هنگامی که رنگ محلول از زرد به قرمز تغییر یابد. در تعیین غلظت بی‌کربنات نیز به ۲۵ میلی‌لیتر نمونه آب چند قطره متیل اورانژ افزوده گردید و سپس نمونه به وسیله اسید سولفوریک ۴۰ نرمال تیترو شد تا رنگ محلول از زرد به قرمز تغییر یابد.

۳-۶-۲-۳- اندازه‌گیری غلظت نیترات، سولفات و فسفات

غلظت نیترات، سولفات و فسفات با استفاده از دستگاه طیف‌سنج نوری تعیین شد. اساس کار این دستگاه به گونه‌ای است که برای هر نمونه، نیاز به یک نمونه شاهد (آب مقطر) است. سپس به نمونه مورد نظر معرف مربوط به پارامتر مورد اندازه‌گیری اضافه شد. آنگاه نمونه شاهد در دستگاه قرار گرفت

و سپس مقدار پارامتر مورد نظر در نمونه اصلی قرائت شد. برای اندازه‌گیری نیترات ابتدا باید توسط افزودن چند قطره اسید pH را به حدود ۷ رساند و پس از افزودن معرف نیترات (حاوی ۲ میلی‌لیتر محلول سدیم سالیسیلات، ۲ میلی‌لیتر اسید سولفوریک و ۱۵ میلی‌لیتر محلول سدیم پتاسیم تارتارات - سدیم هیدروکسید)، چند دقیقه صبر کرد تا رنگ نمونه زرد شود. برای اندازه‌گیری سولفات از معرف حاوی ۱۰ میلی‌لیتر محلول اسیدی نمک طعام، ۱۰ میلی‌لیتر گلیسرین و ۰/۲ گرم باریم کلرید استفاده شد. برخی نمونه‌ها با توجه به مقدار بالای EC و حداکثر توان اندازه‌گیری غلظت سولفات توسط دستگاه، احتیاج به رقیق‌سازی دارند. برای اندازه‌گیری غلظت فسفات نیز پس از افزودن معرف فسفات (حاوی ۰/۵ میلی‌لیتر اسید سولفوریک، ۵ میلی‌لیتر آمونیم مولیبدات و ۲ میلی‌لیتر آمینونفتول سولفونیک اسید) باید نیم ساعت صبر کرد تا رنگ نمونه بنفش شود.

۳-۶-۳- برآورد دقت نتایج

با توجه به اینکه آب محلولی خنثی است بنابراین مجموع غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها (بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر) در آن برابر است، از این رو درصد خطای اندازه‌گیری آنیون‌ها و کاتیون‌ها برای هر نمونه آب از طریق رابطه (۱-۳) محاسبه می‌شود (Ravikumar and Somashekar, 2011):

$$(1-3) \quad \text{درصد خطا} = \left| \frac{\text{مجموع آنیون‌ها} - \text{مجموع کاتیون‌ها}}{\text{مجموع آنیون‌ها} + \text{مجموع کاتیون‌ها}} \right| \times 100$$

با توجه به نتایج به دست آمده، درصد خطای اندازه‌گیری آنیون‌ها و کاتیون‌ها در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۰/۱۱ تا ۰/۶۲ متغیر است.

۳-۷- اندازه‌گیری غلظت فلزات

غلظت کروم (Cr)، سرب (Pb)، مس (Cu)، آلومینیم (Al)، آهن (Fe) و منگنز (Mn) در آزمایشگاه

شرکت آب منطقه‌ای گلستان توسط دستگاه طیف‌سنجی جذب اتمی (AAS) اندازه‌گیری شد. در این روش محتوی ملکولی نمونه توسط شعله یا کوره‌های گرافیکی به محتوی اتمی تبدیل می‌شود. در تعیین غلظت عناصر، تهیه محلول‌های استاندارد عنصر مورد نظر به منظور رسم منحنی کالیبراسیون ضروری است. منحنی کالیبراسیون حداقل با استفاده از ۳ استاندارد ترسیم می‌شود که میزان جذب در مقابل غلظت را نشان می‌دهد. با ترسیم منحنی کالیبراسیون برای نمونه‌های استاندارد، غلظت نمونه‌های مجهول با اندازه‌گیری جذب آن‌ها و استفاده از نمودار کالیبراسیون قابل محاسبه است. حد آشکارسازی دستگاه طیف‌سنجی جذب اتمی برای کروم ۰/۵، سرب ۲/۵، مس ۱ میکروگرم بر لیتر و برای آلومینیم ۰/۳، آهن ۰/۰۵ و منگنز ۰/۰۱۵ میلی‌گرم بر لیتر است.

۳-۸- اندازه‌گیری پارامترهای بیولوژیکی و میکروبی

در این پژوهش پارامترهای بیولوژیکی و میکروبی شامل اکسیژن‌خواهی زیستی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)، اکسیژن حل شده (DO)، باکتری‌های کلی‌فرمی کل و مدفوعی تعیین گردید.

۳-۸-۱- اکسیژن‌خواهی زیستی (BOD_5^{20})

مقدار BOD_5^{20} یک نمونه آب به اکسیژن مورد نیاز برای واپاشی مواد آلاینده تجزیه‌پذیر توسط میکروارگانیسم‌های اکسید کننده اشاره می‌کند. بنابراین هرچه میزان BOD_5^{20} بیشتر باشد آب آلوده‌تر خواهد بود (Girija et al., 2007). عدد ۵ مشخصه تعداد روز و عدد ۲۰ نمایانگر دما بر حسب درجه سانتی‌گراد بوده است. اندازه‌گیری این پارامتر با روش مانومتری (تغییر فشار اکسیژن در طی ۵ روز در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد) صورت می‌گیرد. برای اندازه‌گیری پارامتر BOD، ابتدا ۴۲۵ سی‌سی آب داخل بطری کهربایی رنگ حاوی مگنت ریخته شد و سپس ماده مغذی و معرف به آن افزوده شد.

آنگاه درب بطری به گونه‌ای مسدود شد که هوا وارد آن نشود و بطری به مدت ۵ روز در دستگاه BOD متر قرار داده شد.

۳-۸-۲- اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)

در حقیقت BOD مقدار اکسیژن مصرف شده توسط باکتری‌ها در طول تجزیه مواد آلی تحت شرایط هوازی است، در حالی که COD تخمینی از مقدار کل اکسیژن مورد نیاز برای اکسایش مواد آلی به دی‌اکسید کربن و آب تحت شرایط به شدت اکسیدان است (Mandal et al. 2010). پارامتر COD مکمل پارامتر BOD است و یکی دیگر از شاخص‌های درجه آلودگی آب می‌باشد (Girija et al., 2007). برای اندازه‌گیری این پارامتر از هر نمونه ۲ میلی‌لیتر درون بطری‌های مخصوص اندازه‌گیری COD ریخته شد و بطری را تکان داده تا داغ شود. سپس بطری‌ها به مدت ۲ ساعت در دمای ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد درون آون قرار گرفت. از ۲ میلی‌لیتر آب مقطر به عنوان نمونه شاهد استفاده شد. پس از خنک شدن نمونه‌ها، نمونه شاهد در دستگاه طیف‌سنج نوری قرار گرفت و مقدار COD نمونه مورد نظر قرائت گردید.

۳-۸-۳- اکسیژن حل شده (DO)

میزان اکسیژن حل شده در آب به درجه حرارت، شوری، فشار بارومتریک و جامدات حل شده بستگی دارد. علاوه بر این، شرایط آب و هوایی و فرآیندهای شیمیایی، بیولوژیکی و میکروبی نیز در تغییر DO آب مؤثرند (Yang et al., 2007). میزان DO آب می‌تواند به دلیل اکسایش مواد آلی کاهش یابد (Onojake et al., 2011). این پارامتر توسط دستگاه DO متر و در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد.

۳-۸-۴- باکتری‌های کلی‌فرم

منظور از باکتری‌های کلی‌فرم، میکروارگانیسم‌های بدون اسپور، هوازی و بی‌هوازی اختیاری

(قابل رشد در شرایط هوازی و بی‌هوازی) است که وارد روده بزرگ انسان و حیوانات خونگرم شده و می‌توانند در شرایط هوازی در دمای 35 ± 0.5 و 37 ± 0.5 درجه سلسیوس در محیط مایع لاکتوز رشد کرده و در مدت ۴۸ ساعت با تخمیر قند لاکتوز تولید اسید و گاز کنند (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۶). این گروه از باکتری‌ها به دلیل طیف گسترده گونه‌ها، متنوع بودن نرخ بقا و اثرات بهداشتی گوناگون، اهمیت بسیار زیادی دارند (Sharma et al., 2013). حضور باکتری‌های کلی‌فرم در آب معیاری برای تعیین قابلیت شرب آن از نظر آلودگی بیولوژیکی است. از سوی دیگر به علت این که آلودگی‌های میکروبی نسبت به آلودگی‌های شیمیایی اثرات فوری‌تری بر سلامت دارند، بررسی این آلاینده‌ها اهمیت ویژه‌ای دارد (Garg et al., 2009).

در آزمایش باکتریولوژیکی آب از روش آزمایش ۹ MPN لوله‌ای استفاده شد. این آزمون در ۳ مرحله شامل مرحله احتمالی، تأییدی و تکمیلی صورت می‌پذیرد. در مرحله احتمالی که روشی دقیق برای اندازه‌گیری کلی‌فرم‌ها می‌باشد از محیط کشت لاکتوز استفاده می‌شود. مرحله تأییدی، تأیید مرحله احتمال است که مشخص می‌شود باکتری‌ها کلی‌فرم هستند یا نه و تأیید می‌کند که اشریشیاکلائی نباشند. سپس اگر تعداد کلی‌فرم‌ها از حد مجاز کمتر بود از مرحله تکمیلی استفاده می‌شود. در تمامی این مراحل وجود کدورت و گاز درون لوله‌ها نشانه آلودگی میکروبی است.

۳-۹- نرم‌افزارهای استفاده شده

در این پژوهش از نرم‌افزار Arc GIS 10 برای تهیه نقشه زمین‌شناسی حوضه، از نرم‌افزار Work Ware AqQA برای ترسیم نمودارهای پایپر، استیف و دورو، از نرم‌افزار Phreeqc Interactive 2.17 برای تعیین شاخص اشباع یون‌های محلول در آب و تعیین گونه‌های فلزات، از نرم‌افزار Chemistry برای ترسیم نمودار ویلکاکس و شولر، از نرم‌افزار Water quality index برای محاسبه شاخص‌های کیفیت آب، از نرم‌افزار SPSS19 برای تحلیل آماری

داده‌ها و از نرم‌افزار Excel 2010 برای ترسیم نمودارهای پراکندگی استفاده شد.

۳-۱۰- روش‌های آماری تحلیل داده‌ها

برای تجزیه و تحلیل مجموعه داده‌های بدست آمده، از روش‌های آماری چند متغیره مانند آنالیز خوشه‌ای سلسله مراتبی (HACA) و ضرایب همبستگی استفاده شد.

فصل چهارم

ارزیابی کیفیت آب رودخانه زیارت
و بررسی عوامل مؤثر بر ویژگی‌های
کیفی

۴-۱- مقدمه

بررسی شرایط کیفی آب، از ضروریات مطالعات منابع آب می‌باشد. تحلیل کیفیت شیمیایی آب رودخانه‌ها به منظور پیش‌بینی تغییرات آن در آینده مؤثر است. در این راستا بررسی و تجزیه و تحلیل غلظت یون‌های اصلی، فلزات و پارامترهای بیولوژیکی از اهمیت زیادی برخوردار بوده که در این فصل به آن پرداخته شده است.

۴-۲- بررسی پارامترهای کیفی

در این بخش پارامترهای کیفی آب رودخانه زیارت مورد تجزیه و تحلیل قرار می‌گیرد. در جدول (۴-۱) پارامترهای کیفی آب رودخانه زیارت ارائه شده است.

۴-۲-۱- دما و کدورت

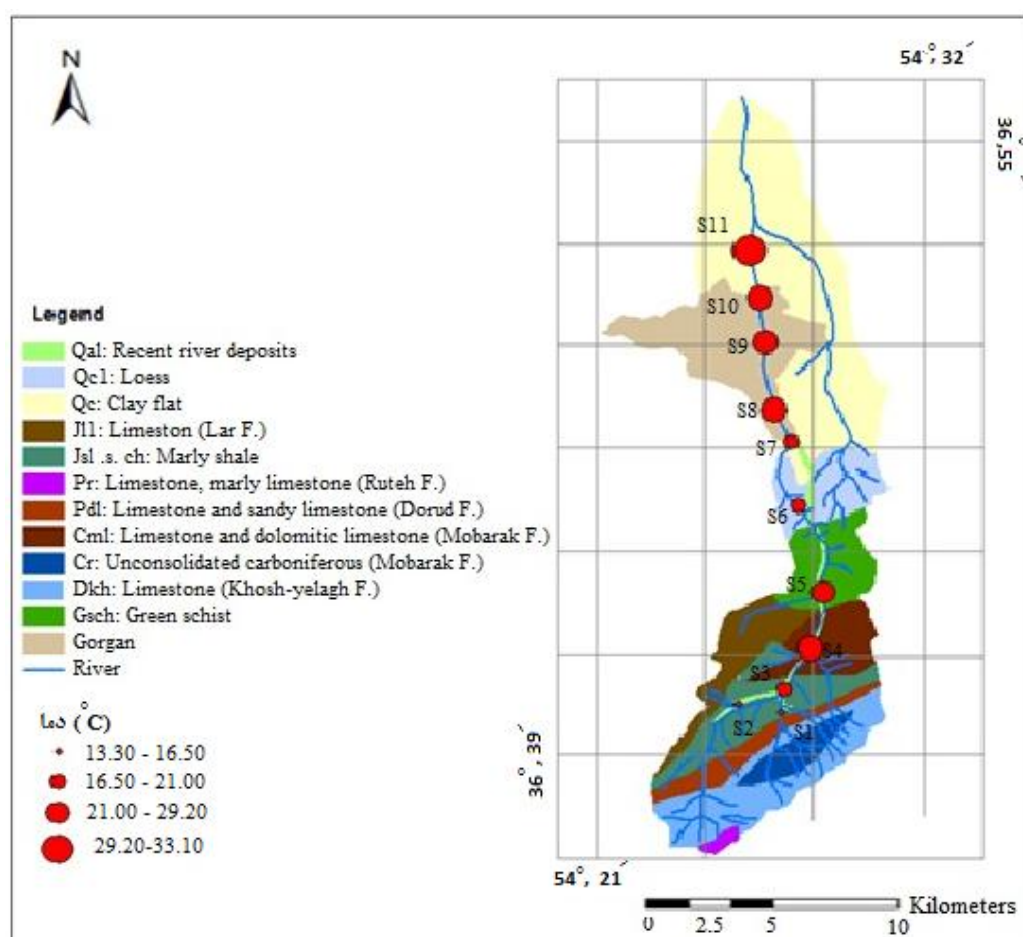
دمای آب تحت تأثیر دمای محیط تغییر می‌کند و به خودی خود پارامتر با اهمیتی نیست اما می‌تواند بر میزان pH, DO, COD, BOD و پارامترهای میکروبی آب تأثیرگذار باشد (Sharma et al., 2013). با توجه به نمودار تغییرات دما (شکل ۴-۱)، دمای نمونه‌های آب مورد مطالعه از ۱۳/۳ تا ۳۳/۱ (میانگین ۲۳/۳) درجه سانتی‌گراد متغیر بوده و میزان آن در طی مسیر رودخانه افزایش یافته است. کمترین مقدار دما در ایستگاه S_۱ (بالادست رودخانه) و بالاترین آن در ایستگاه S_{۱۱} (پایین‌دست رودخانه) مشاهده می‌شود. در ایستگاه S_۱ (آبشار زیارت) به علت ارتفاع بالای ایستگاه کمترین دما مشاهده می‌شود و سپس به تدریج با کاهش ارتفاع تا ایستگاه S_۴ (آبگرم زیارت) دمای آب افزایش یافته است. در ایستگاه S_۴ دمای آب تحت تأثیر ورود چشمه آبگرم زیارت به رودخانه افزایش یافته است. در ایستگاه S_۵ و S_۶ (قبل از ورود به گرگان) به دلیل تبادل حرارتی آب با محیط و اختلاط آن با آب‌های سرشاخه‌های دیگر دمای آب کاهش یافته است. از ایستگاه S_۶ به بعد با کاهش ارتفاع دمای آب افزایش یافته است. شکل (۴-۲) نقشه تغییرات دمای رودخانه زیارت را نشان می‌دهد.

جدول (۴-۱): مقادیر پارامترهای کیفی اندازه گیری شده در آب رودخانه زیارت

ایستگاه	دما (°C)	کدورت (NTU)	pH	EC (μs/cm)	TDS (mg/l)	TH (mg/l CaCO3)	Na ⁺ (meq/l)	K ⁺ (meq/l)	Ca ²⁺ (meq/l)	Mg ²⁺ (meq/l)	Cl ⁻ (meq/l)	SO ₄ ²⁻ (meq/l)	HCO ₃ ⁻ (meq/l)	NO ₃ ⁻ (meq/l)	PO ₄ ³⁻ (meq/l)	Error (%)
S _۱	۱۳/۳	۸۱	۷/۲۴	۹۹۴	۶۲۸	۵۰۰/۳۹	۰/۳۱	۰/۰۴	۷/۵۰	۲/۵۰	۰/۳۰	۸/۰۰	۲/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۸	۰/۳۴
S _۲	۱۶/۵	۵۱۰	۷/۴۴	۷۰۱	۴۴۳	۲۷۰/۲۰	۱/۷۱	۰/۰۶	۲/۱۰	۳/۳۰	۱/۵۰	۲/۴۶	۳/۱۰	۰/۰۱	۰/۱۵	۰/۳۴
S _۳	۱۸/۱	۲۹۰	۷/۴۳	۷۵۶	۴۷۸	۲۶۰/۲۰	۲/۹۹	۰/۰۵	۲/۲۰	۳/۰۰	۱/۲۰	۳/۸۳	۳/۰۰	۰/۰۸	۰/۱۵	۰/۱۳
S _۴	۲۷/۱	۶۰	۷/۲۰	۱۴۲۲	۸۹۸	۳۲۰/۲۴	۸/۴۸	۰/۴۴	۴/۲۰	۲/۲۰	۹/۱۱	۲/۹۱	۳/۰۰	۰/۰۹	۰/۲۹	۰/۲۹
S _۵	۲۵/۶	۲۳۰	۷/۸۸	۱۲۰۷	۷۶۹	۲۸۵/۲۲	۵/۵۶	۰/۴۱	۳/۱۰	۲/۶۰	۵/۲۰	۳/۰۲	۳/۳۰	۰/۰۳	۰/۲۴	۰/۴۹
S _۶	۲۰/۲	۲۴	۷/۵۹	۹۶۴	۶۰۸	۲۶۰/۱۹	۴/۲۴	۰/۲۶	۲/۰۰	۳/۲۰	۳/۵۱	۲/۷۵	۳/۱۰	۰/۱۴	۰/۲۶	۰/۲۶
S _۷	۲۱	۴۶	۷/۵۶	۸۹۷	۵۷۳	۲۵۰/۱۹	۳/۵۴	۰/۲۸	۱/۵۰	۳/۵۰	۳/۴۰	۲/۳۳	۲/۸۰	۰/۰۹	۰/۲۷	۰/۴۲
S _۸	۲۵/۶	۱۲	۷/۷۳	۸۵۳	۵۳۸	۲۷۰/۲۰	۳/۲۶	۰/۲۴	۲/۱۰	۳/۳۰	۳/۲۰	۲/۵۰	۳/۰۰	۰/۰۵	۰/۲۰	۰/۲۸
S _۹	۲۶/۳	۵۲۹	۷/۳۳	۹۷۴	۶۱۴	۲۹۵/۲۲	۴/۲۴	۰/۲۸	۲/۱۰	۳/۸۰	۳/۵۱	۳/۰۰	۳/۸۰	۰/۰۴	۰/۲۱	۰/۶۲
S _{۱۰}	۲۹/۲	۱۵	۷/۶۱	۱۰۲۴	۶۵۷	۲۷۵/۲۴	۴/۶۰	۰/۲۶	۲/۴۰	۳/۱۰	۴/۲۰	۲/۵۰	۳/۱۰	۰/۳۵	۰/۱۷	۰/۲۲
S _{۱۱}	۳۳/۱	۳	۷/۴۲	۹۹۰	۶۲۵	۲۷۰/۲۰	۴/۳۲	۰/۲۶	۲/۱۰	۳/۳۰	۳/۵۱	۳/۰۲	۳/۲۰	۰/۰۷	۰/۱۷	۰/۱۱

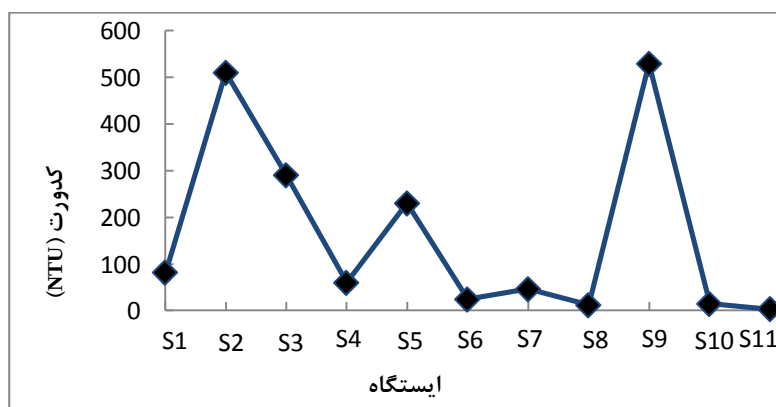


شکل (۴-۱): روند تغییرات دما در طول رودخانه زیارت

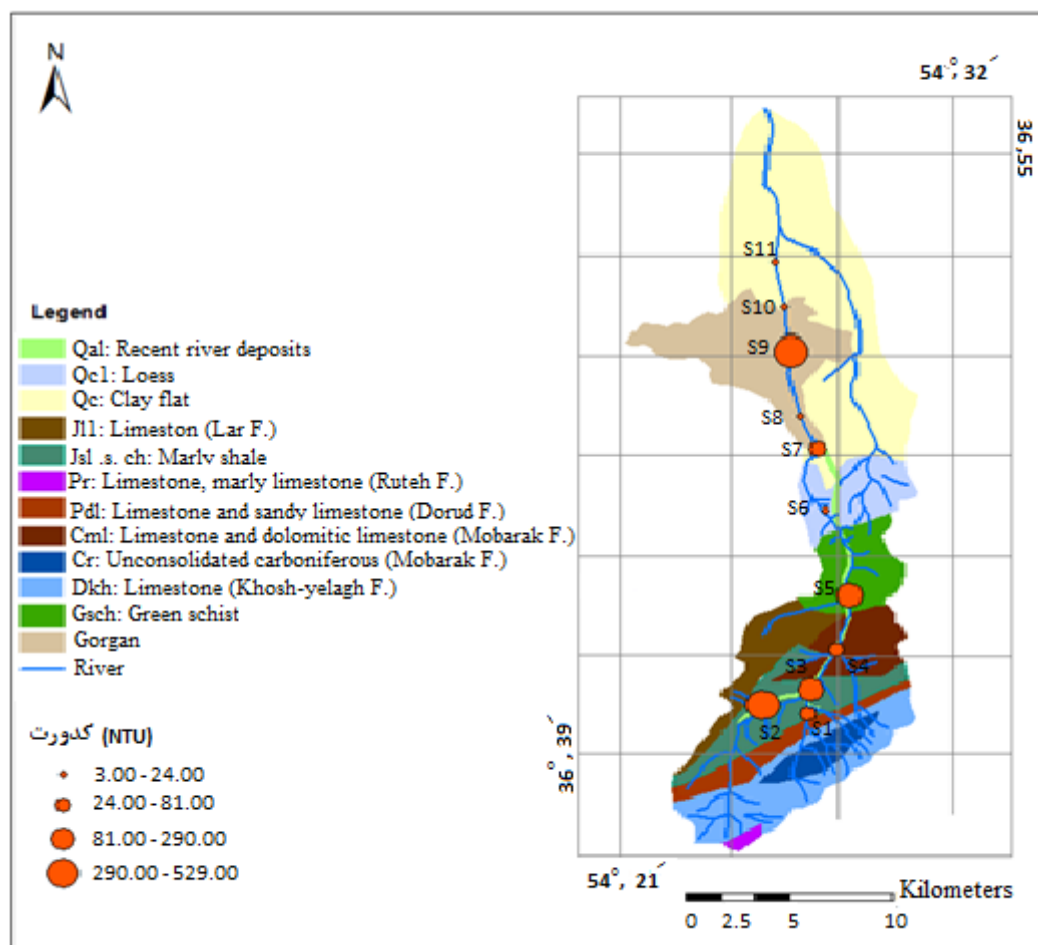


شکل (۴-۲): نقشه تغییرات دمای رودخانه زیارت

کدورت پارامتری است که تحت تأثیر محل نمونه‌برداری، سطح آلودگی و نوع آلاینده‌ها قرار می‌گیرد (Ouyang et al., 2006). مقدار کدورت نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳ تا ۵۲۹ (میانگین ۱۶۳/۶۳) NTU متغیر است (شکل ۴-۳). کمترین مقدار کدورت در ایستگاه S_{11} (قبل از روستای کماسی) مشاهده می‌شود و میزان آن در دو ایستگاه S_7 (تول‌بنه) و S_9 (پل استاندارد) نسبت به سایر ایستگاه‌ها بالاتر است. در ایستگاه S_1 (آبشار زیارت) میزان کدورت پایین است. در ایستگاه S_7 (تول‌بنه) به علت مرتفع بودن محل و ورود پساب‌های کشاورزی، بار معلق حمل شده توسط رودخانه زیاد و میزان کدورت بالا است. پس از اختلاط این دو شاخه در محل آبگیر زیارت (ایستگاه S_3)، میزان کدورت کاهش می‌یابد. در ایستگاه بعد (آبگرم زیارت) به دلیل اضافه شدن شاخه‌های فرعی میزان کدورت کاهش می‌یابد. در ادامه مسیر (سرخ چشمه) به علت مسافتی که آب طی می‌کند بار معلق حمل شده توسط رودخانه افزایش یافته و میزان کدورت بالا می‌رود. سپس در ایستگاه S_6 و S_7 و S_8 (ابتدای شهر) به علت کاهش ارتفاع محل و رسوب مواد معلق، میزان کدورت کاهش می‌یابد. در مرکز شهر (ایستگاه S_9) به دلیل ورود فاضلاب‌های شهری به رودخانه، میزان کدورت افزایش می‌یابد و در ادامه به دلیل کاهش سرعت جریان آب ناشی از شیب کم رودخانه، مقدار کدورت مجدداً کاهش می‌یابد. شکل (۴-۴) نقشه تغییرات کدورت رودخانه زیارت را نشان می‌دهد.



شکل (۴-۳): روند تغییرات کدورت در طول رودخانه زیارت

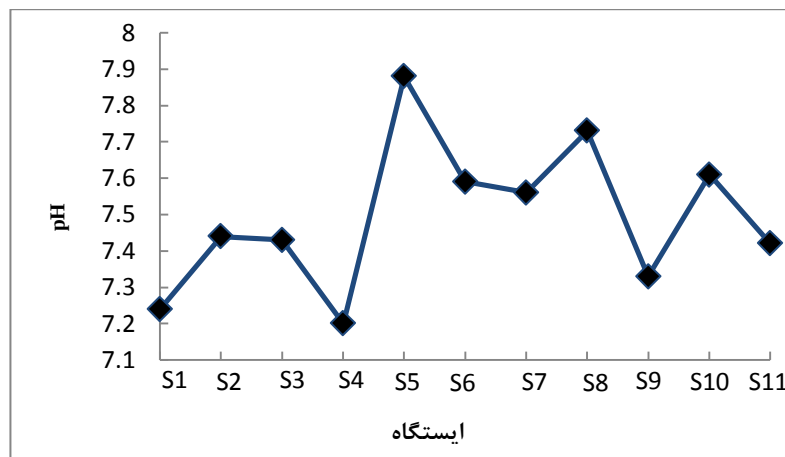


شکل (۴-۴): نقشه تغییرات کدورت رودخانه زیارت

۴-۲-۲- pH

با توجه به شکل (۴-۵)، میزان pH نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۷/۲۰ تا ۷/۸۸ (میانگین ۷/۴۹) متغیر است. براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، مقدار pH مطلوب برای مصارف شرب بین ۸/۵ - ۶/۵ است. آب آبیاری با pH خارج از محدوده نرمال (۶/۵-۸/۵) می‌تواند باعث عدم تعادل مواد مغذی و یا ایجاد سمیت یونی گردد (Sundaray et al., 2009). بر اساس مقدار pH، تمامی نمونه‌ها در رده بدون مشکل برای مصارف شرب و کشاورزی قرار دارند. کمترین مقدار pH در ایستگاه S_۴ (آبگرم زیارت) مشاهده می‌شود. pH پایین اغلب در نتیجه غلظت بالای دی‌اکسیدکربن

یا تجزیه مواد آلی موجود در فاضلاب یا رسوب کربنات کلسیم در آب رودخانه است (Girija et al., 2007). بالاترین میزان pH در سرخ چشمه (ایستگاه S_۵) مشاهده می‌شود.



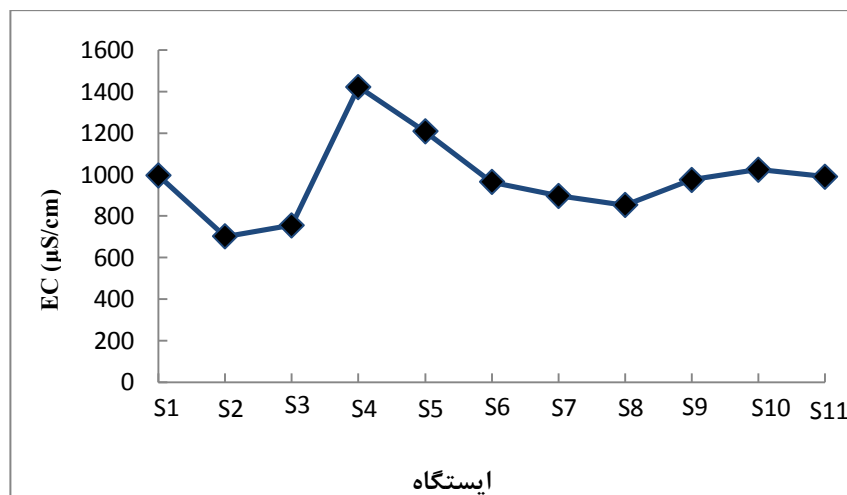
شکل (۴-۵): روند تغییرات pH در طول رودخانه زیارت

۴-۲-۳- هدایت الکتریکی (EC) و جامدات حل شده کل (TDS)

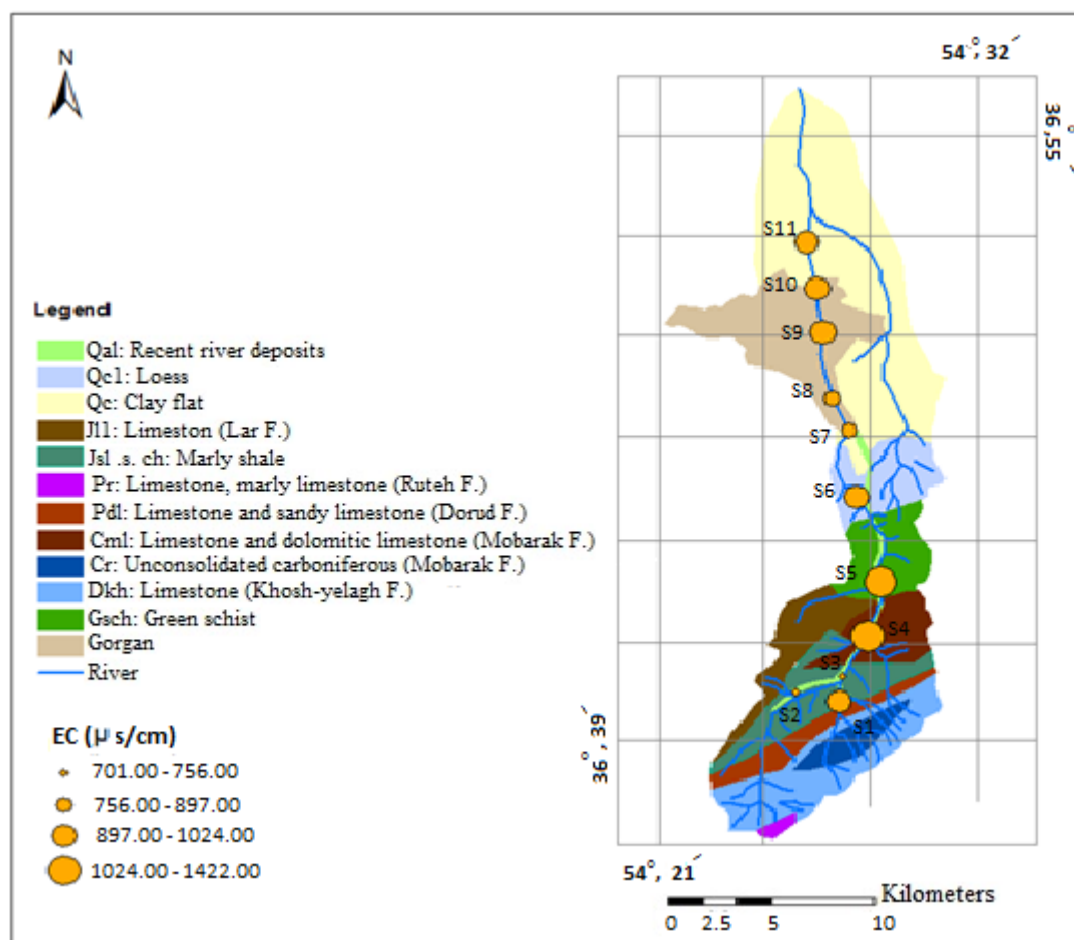
با توجه به شکل (۴-۶) میزان EC نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۷۰۱ تا ۱۴۲۲ (میانگین ۹۸۰) میکروزیمنس بر سانتی‌متر متغیر است. مقدار EC در طول رودخانه تغییرات زیادی نشان می‌دهد. این امر می‌تواند ناشی از رخداد فرآیندهای تبادل یونی، تبادل یونی معکوس، تبخیر، هوازدگی، برهم‌کنش بین آب و سنگ، فرآیندهای اکسایش و کاهش سولفات و منابع آلودگی انسان‌زاد مانند تخلیه فاضلاب‌های شهری باشد (Li et al., 2009).

EC آب در ایستگاه آبشار زیارت (ایستگاه S_۱) ۹۹۴ میکروزیمنس بر سانتی‌متر می‌باشد. اتصال شاخه تول‌بنه (ایستگاه S_۲) با EC کمتر (۷۰۱ میکروزیمنس بر سانتی‌متر)، باعث رقیق‌شدگی و کاهش EC نمونه S_۲ (محل اتصال آبشار و تول‌بنه) نسبت به نمونه S_۱ شده است. بالاترین مقدار EC در ایستگاه S_۴ (آبگرم زیارت) مشاهده می‌شود که به دلیل تأثیر چشمه آبگرم زیارت در بالادست آن

(با EC ۱۹۰۷ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) است. بالا رفتن دما در این ایستگاه تحت تأثیر چشمه آبگرم باعث افزایش قدرت انحلال‌پذیری کانی‌ها شده و به افزایش مقدار EC کمک می‌کند. سپس EC آب به دلیل اضافه شدن شاخه‌های فرعی به رودخانه کاهش می‌یابد. EC نمونه‌های آب در ایستگاه‌های S_4 ، S_{11} و S_{10} به دلیل ورود فاضلاب‌های شهری به آب رودخانه (به ترتیب با مقادیر ۱۰۲۰، ۱۱۰۰ و ۹۵۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) و کاهش اندازه دانه رسوبات بستر (وجود بسترهای رسی) کمی افزایش می‌یابد (شکل ۴-۷).

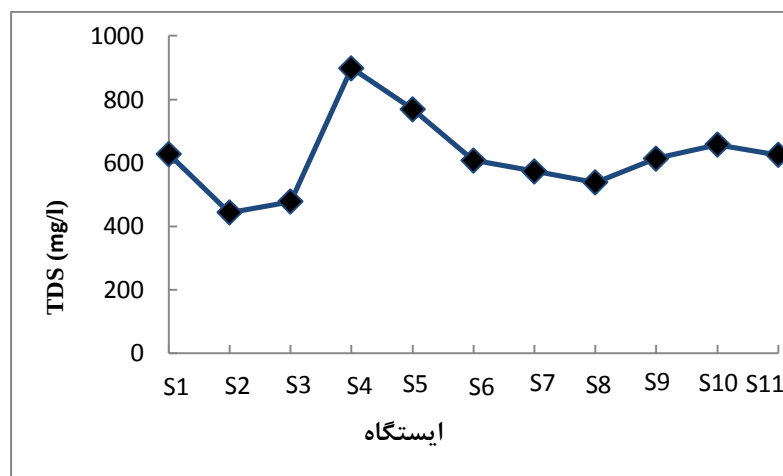


شکل (۴-۶): روند تغییرات EC در طول رودخانه زیارت

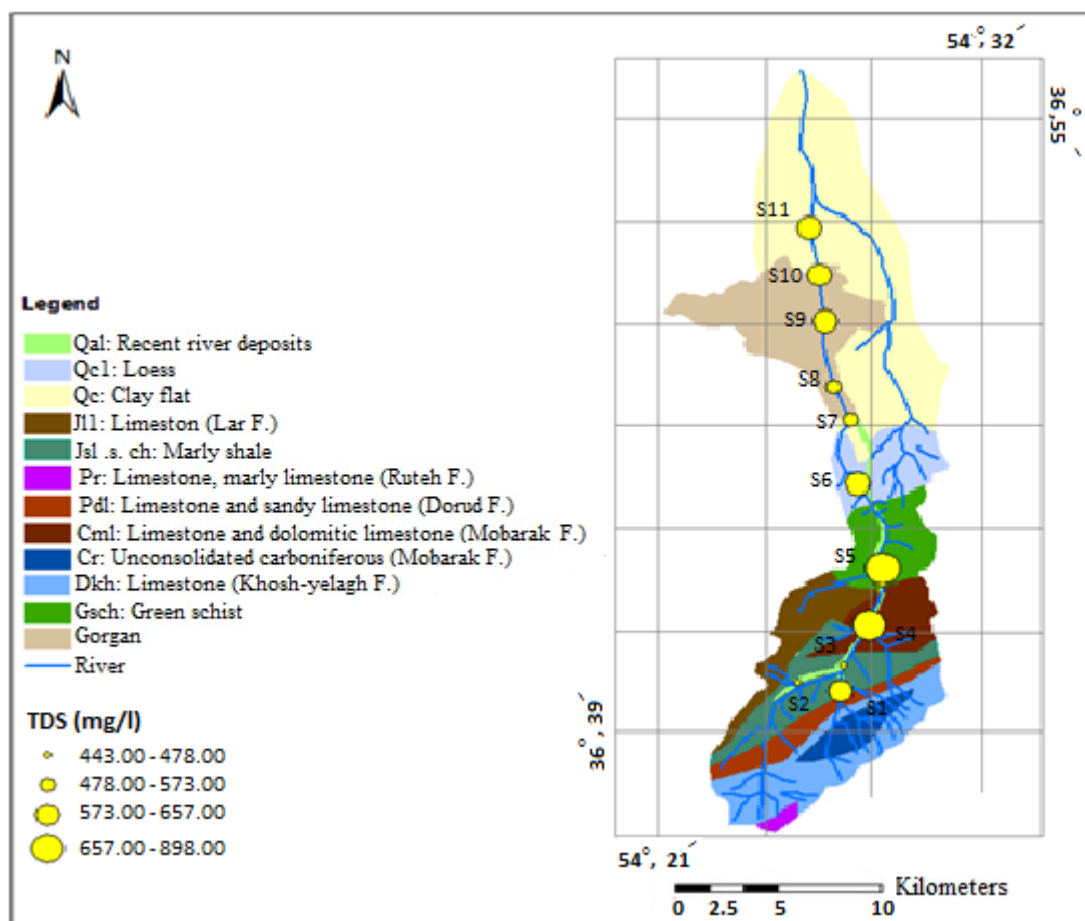


شکل (۴-۷): نقشه تغییرات EC رودخانه زیارت

مجموع یون‌های محلول در آب که قابلیت عبور از فیلتر ۰/۴۵ میکرون را دارند جامدات حل شده کل (TDS) را تشکیل می‌دهند (Jin et al., 2012). با توجه به شکل (۴-۸) میزان کل جامدات محل شده بین ۴۴۳ تا ۸۹۸ (میانگین ۶۲۱) میلی گرم بر لیتر متغیر است. سازمان بهداشت جهانی حداکثر مقدار مطلوب و مجاز TDS را برای آب‌های آشامیدنی به ترتیب ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر پیشنهاد می‌کند. در نتیجه نمونه‌های مورد مطالعه از نظر مقدار TDS در محدوده مجاز برای شرب قرار دارند. بالاترین مقدار TDS در ایستگاه S_۴ (آبگرم زیارت) که تحت تأثیر چشمه آبگرم زیارت قرار دارد، مشاهده می‌شود. شکل (۴-۹) نقشه تغییرات TDS رودخانه زیارت را نشان می‌دهد.

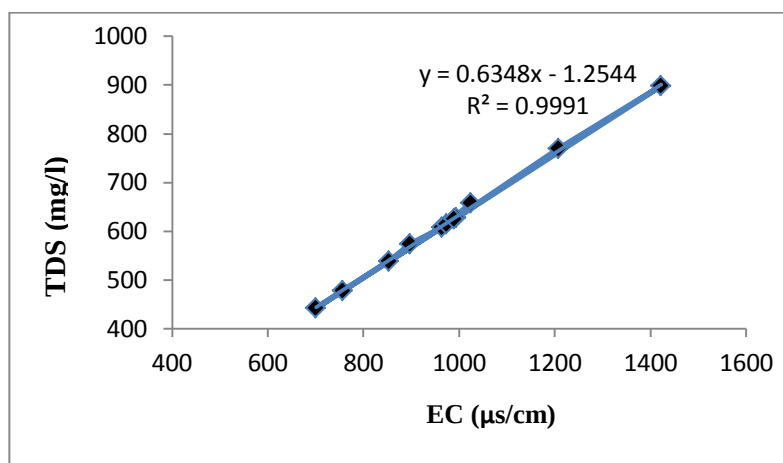


شکل (۴-۸): روند تغییرات TDS در طول رودخانه زیارت



شکل (۴-۹): نقشه تغییرات TDS رودخانه زیارت

هدایت الکتریکی با کل جامدات محلول در آب رابطه مستقیم دارد (شکل ۴-۱۰).



شکل (۱۰-۴): روند تغییرات EC در مقابل TDS

براساس شکل فوق رابطه بین EC و TDS به صورت زیر است (رابطه ۱-۴):

$$TDS = 0.63 \text{ EC} - 1.25 \quad (1-4)$$

۴-۲-۴ - سختی کل (TH) و قلیائیت

سختی آب عبارت است از مجموع غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم که بر حسب میلی گرم بر لیتر کربنات کلسیم بیان می‌شود. سختی آب می‌تواند موقت (ناشی از کربنات کلسیم و منیزیم) یا دائمی (ناشی از کلسیم و منیزیم همراه با سولفات و کلر) باشد. سختی کل توسط رابطه (۲-۴) محاسبه می‌شود (Garg et al., 2009):

$$TH = 2.497 \text{ Ca}^{2+} + 4.115 \text{ Mg}^{2+} \quad (2-4)$$

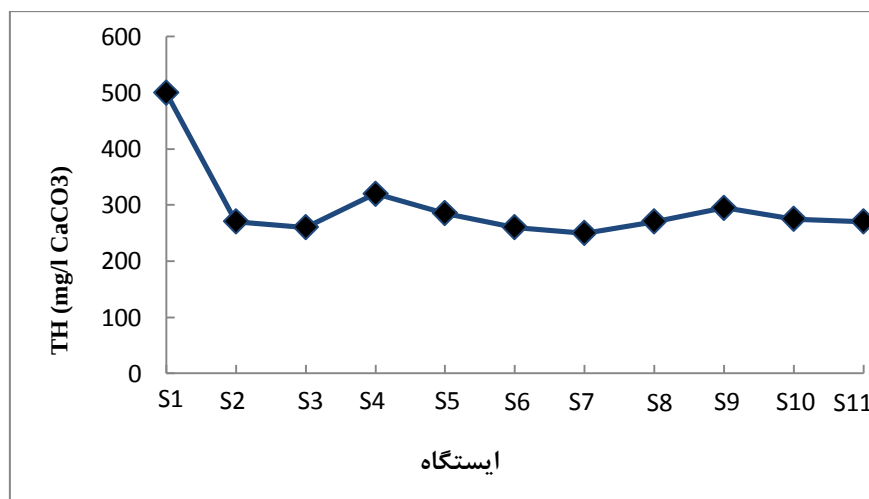
آب‌ها از نظر سختی به چهار رده تقسیم می‌شوند (جدول ۲-۴). محاسبه سختی کل برای نمونه‌های رودخانه زیارت (شکل ۱۱-۴) نشان می‌دهد نمونه S_1 (به علت نهشته‌های سولفات کلسیم) و S_4

(تحت تأثیر چشمه آبگرم زیارت) در رده آب‌های خیلی سخت و بقیه نمونه‌ها در رده آب‌های سخت قرار می‌گیرند و بنابراین تمام نمونه‌ها از نظر میزان سختی، برای مصارف شرب نامناسب هستند.

قلیائیت کل از مجموع قلیائیت هیدروکسید، کربنات و بی‌کربنات بر حسب میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم محاسبه می‌شود. قلیائیت نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۱۰۰/۰۶ تا ۱۹۰/۱۱ (میانگین ۱۵۱/۹۱) میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم متغیر است. با توجه به این که همه نمونه‌های آب دارای سختی کل بالاتری نسبت به قلیائیت کل هستند، آب رودخانه دارای سختی غیر کربناته می‌باشد (Ravikumar and Somashekar, 2011).

جدول (۴-۲): رده‌بندی کیفی آب‌ها براساس سختی کل (Todd, 2005)

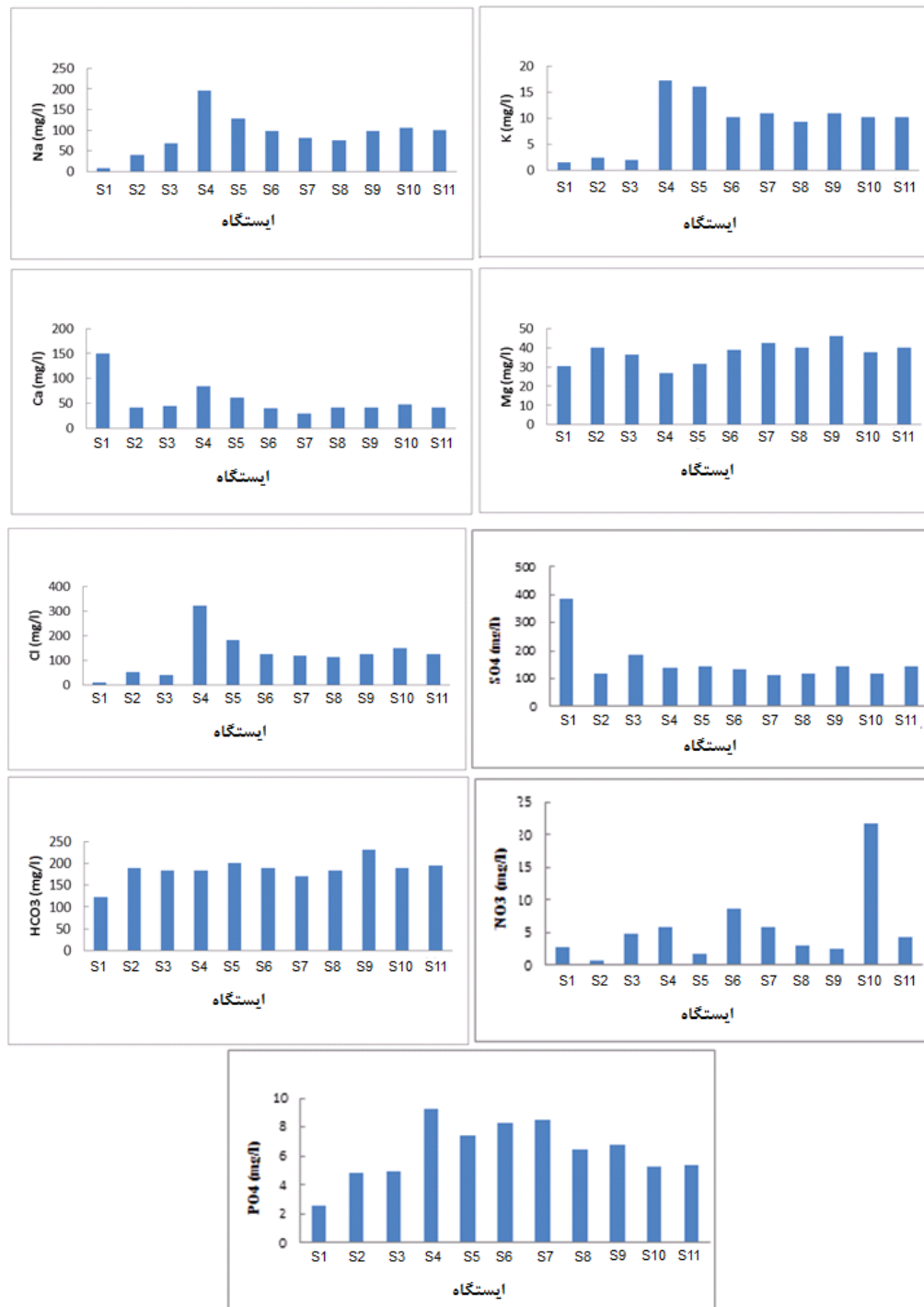
کیفیت آب	سختی کل (میلی‌گرم بر لیتر)	نمونه‌های رودخانه زیارت
نرم	کمتر از ۷۵	-
نسبتاً سخت	بین ۷۵ تا ۱۵۰	-
سخت	بین ۱۵۰ تا ۳۰۰	سایر نمونه‌ها
خیلی سخت	بیشتر از ۳۰۰	S _۴ ، S _۱



شکل (۴-۱۱): روند تغییرات TH در طول رودخانه زیارت

۳-۴- بررسی تغییرات غلظت یون‌های اصلی آب

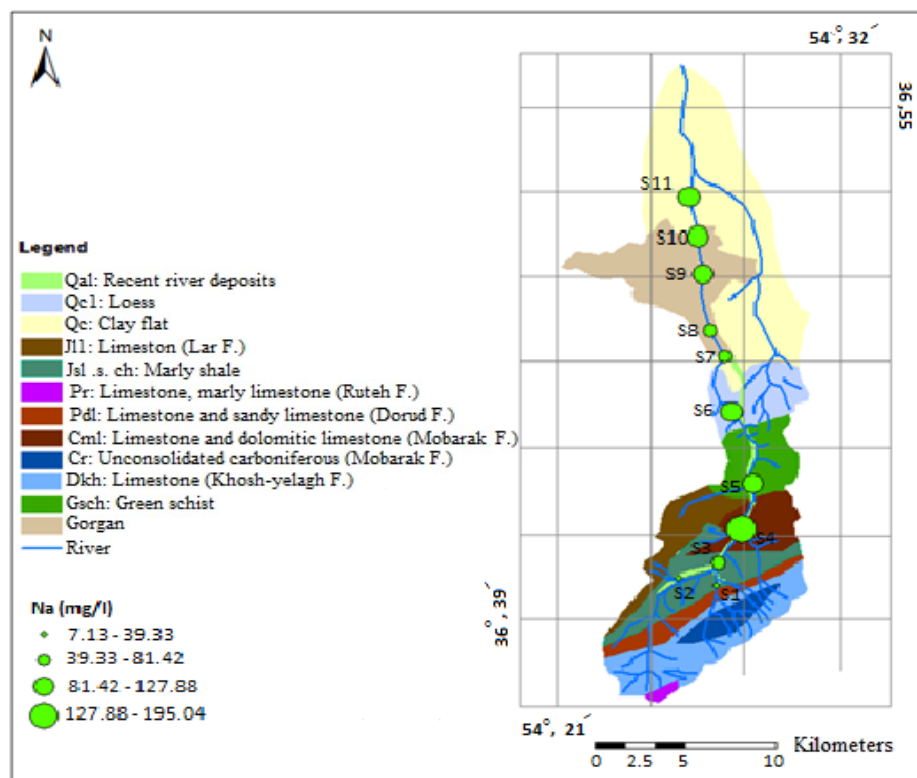
شکل (۴-۱۲) تغییرات غلظت یون‌های اصلی را در طول رودخانه زیارت نشان می‌دهد.



شکل (۴-۱۲): تغییرات غلظت یون‌های اصلی در طول رودخانه زیارت

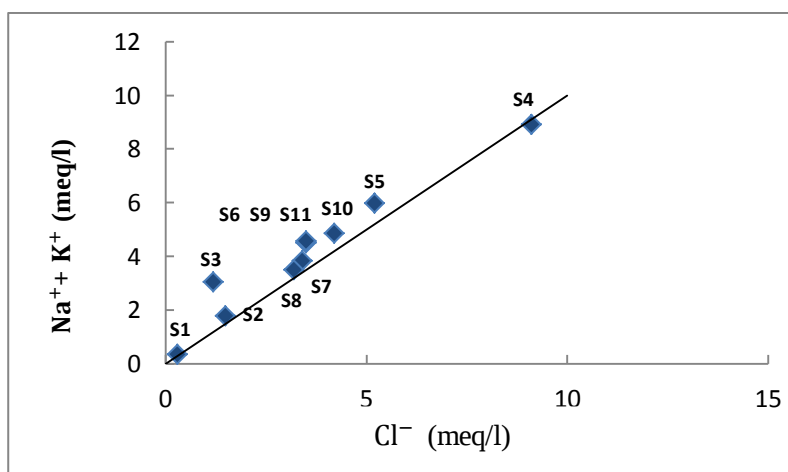
۴-۳-۱- سدیم (Na^+)

غلظت سدیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۷/۱۳ تا ۱۹۵/۰۴ (میانگین ۹۰/۴۳) میلی گرم بر لیتر متغیر است (شکل ۴-۱۳). سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر غلظت مجاز سدیم را ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر پیشنهاد کرده است. بر این اساس تمام نمونه‌ها از نظر غلظت سدیم در محدوده مجاز قرار دارند. منشأ احتمالی سدیم می‌تواند انحلال هالیت، هواز دگی کانی‌های سدیم‌دار و یا تخلیه فاضلاب به آب باشد (Ramesh and Elango, 2012). غلظت سدیم از ایستگاه S_1 (آبشار زیارت) تا S_4 (آبگرم زیارت) افزایش یافته است که می‌تواند تحت تأثیر انحلال کانی‌ها باشد. بیشترین غلظت سدیم در ایستگاه S_4 (آبگرم زیارت) مشاهده می‌شود. از ایستگاه S_4 تا S_8 (قلعه حسن) تحت تأثیر اضافه شدن شاخه‌های فرعی و اختلاط آب‌ها غلظت سدیم روند کاهشی نشان می‌دهد. از ایستگاه S_4 (پل استاندارد) به بعد به علت ورود رواناب‌های شهری و پساب‌های کشاورزی به آب رودخانه، غلظت سدیم کمی افزایش یافته است.



شکل (۴-۱۳): نقشه تغییرات غلظت سدیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

در نمودار غلظت $Na^+ + K^+$ در برابر Cl^- (شکل ۴-۱۴) با افزایش غلظت سدیم و پتاسیم، غلظت کلر نیز افزایش می‌یابد که این مطلب مؤید ضرایب همبستگی بالای سدیم و کلر ($r=0.98$) و همچنین پتاسیم و کلر ($r=0.88$) است (جدول ۴-۳). همه نمونه‌ها به جز نمونه S_1 و S_4 بالای خط تعادل هستند که نشان‌دهنده این است که عناصر قلیایی علاوه بر کلر به وسیله آنیون‌های دیگری موازنه می‌شوند. در این نمونه‌ها احتمال می‌رود منشأ سدیم علاوه بر انحلال هالیت، انحلال کانی‌های سدیم‌دار مانند آل‌بیت باشد. نمونه S_1 و S_4 روی خط تعادل قرار دارد و در نمونه S_1 به دلیل پایین بودن غلظت پتاسیم، منشأ مشترک یون‌های سدیم و کلر از انحلال هالیت است.

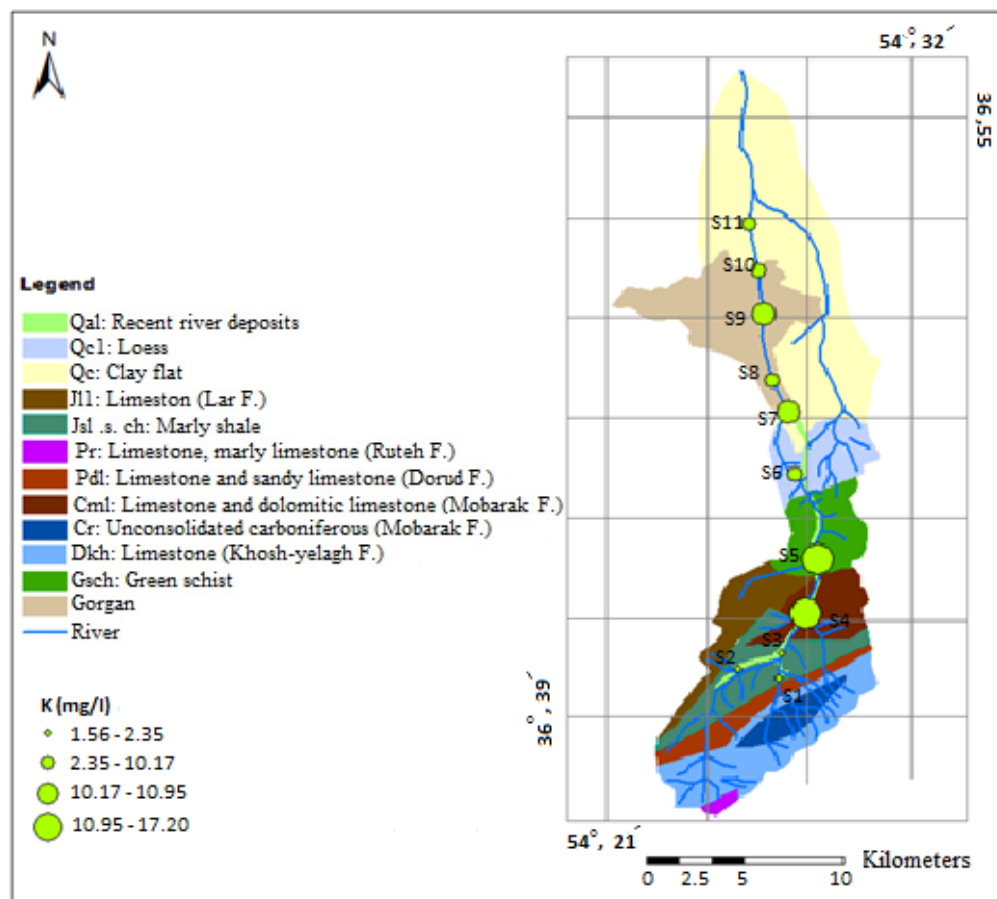


شکل (۴-۱۴): نمودار تغییر غلظت $Na^+ + K^+$ در برابر Cl^-

۴-۳-۲ - پتاسیم (K^+)

با توجه به شکل (۴-۱۵) غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۱/۵۶ تا ۱۷/۲۰ (میانگین ۹/۱۷) میلی گرم بر لیتر متغیر است. پتاسیم یکی از اجزاء اصلی کانی‌های سیلیکاته و محصولات دگرسانی آن‌ها است (Kumar Sajil and James, 2013). سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا حد مجاز پتاسیم آب آشامیدنی را ۱۲ میلی گرم بر لیتر در نظر گرفته است. بر این اساس همه نمونه‌ها به جز نمونه S_4 (آبگرم زیارت) از نظر غلظت پتاسیم در محدوده مجاز می‌باشند. سطح پایین

پتاسیم در آب‌های طبیعی در نتیجه تمایل آن به تثبیت به وسیله کانی‌های رسی و همچنین مقاومت این کانی‌ها نسبت به هوازدهی است (Rasouli and Kiani., 2012).

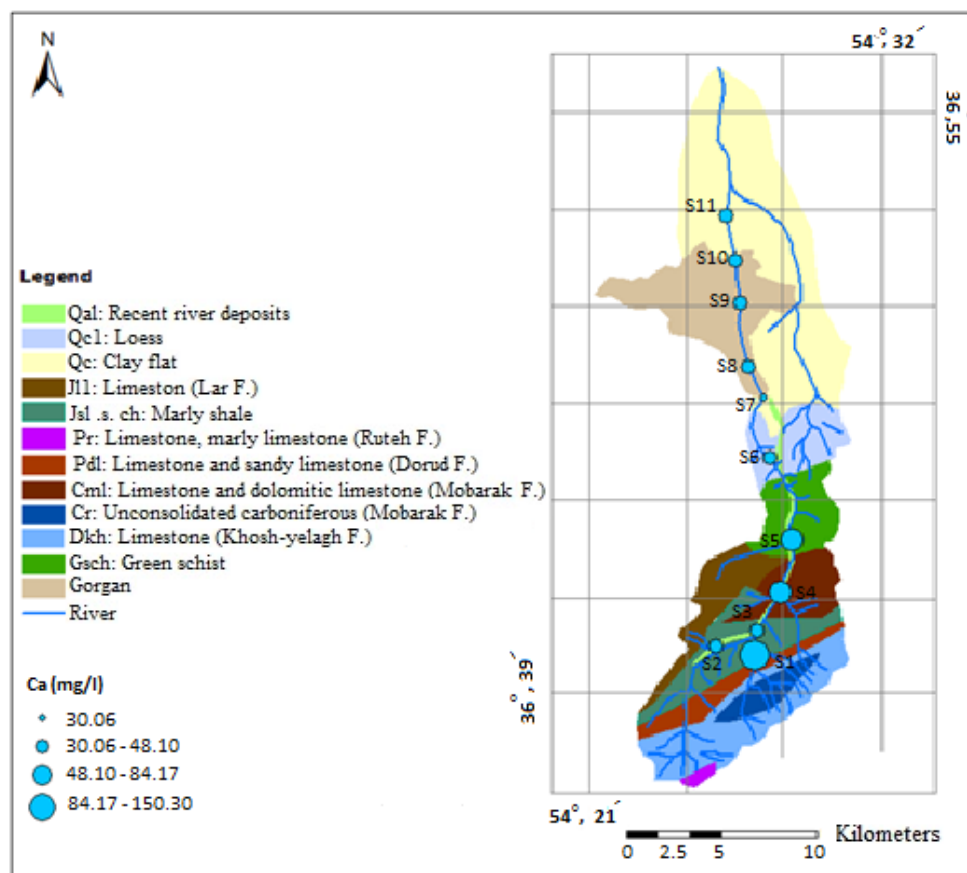


شکل (۴-۱۵): نقشه تغییرات غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۳-۳- کلسیم (Ca^{2+})

با توجه به شکل (۴-۱۶) غلظت کلسیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۳۰/۰۶ تا ۱۵۰/۳ (میانگین ۵۷/۰۲) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. منشأ کلسیم می‌تواند ناشی از انحلال کربنات کلسیم، ژئوپس، سیلیکات‌ها یا فرآیند تبادل یونی و منابع انسانزاد باشد (Kumar singh et al., 2013). موسسه استاندارد ایران حد مجاز کلسیم در آب شرب را ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته است، در نتیجه در تمام نمونه‌ها غلظت کلسیم در محدوده مجاز قرار

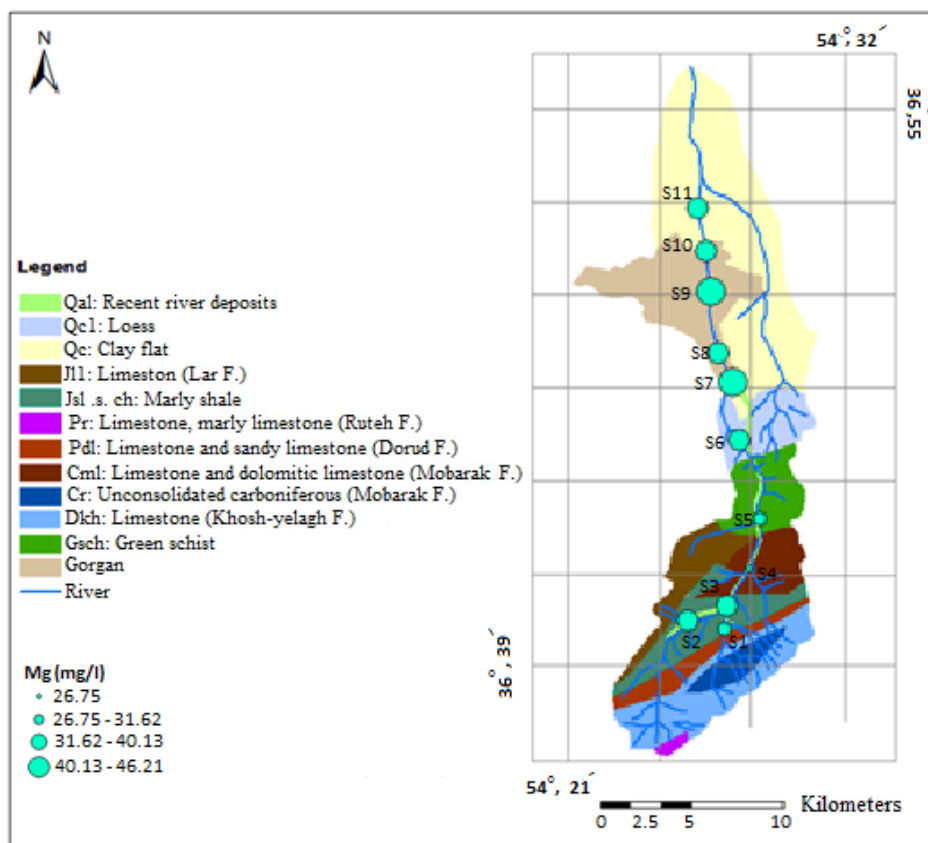
دارد. بالاترین غلظت کلسیم تحت تأثیر انحلال سنگ آهک‌های ژپس‌دار، در ایستگاه S_۱ (آبشار زیارت) مشاهده می‌شود.



شکل (۴-۱۶): نقشه تغییرات غلظت کلسیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۳-۴- منیزیم (Mg^{2+})

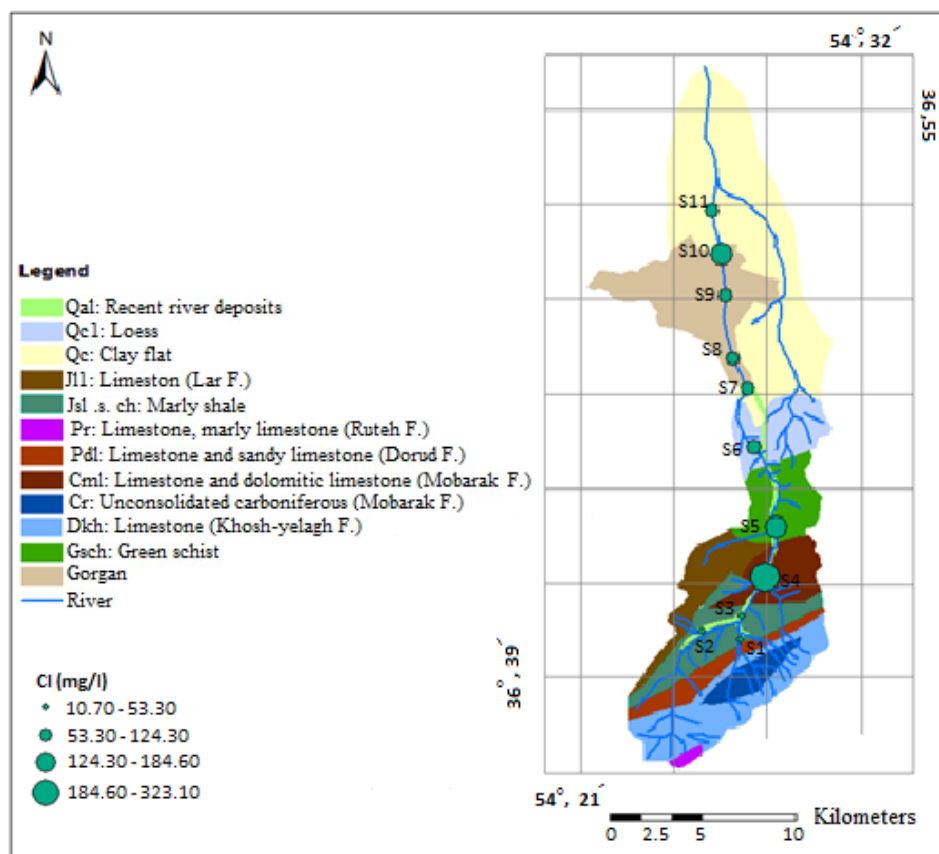
با توجه به شکل (۴-۱۷) غلظت منیزیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۲۶/۷۵ تا ۴۶/۲۱ (میانگین ۳۷/۳۶) میلی گرم بر لیتر متغیر است. موسسه استاندارد ایران حد مجاز منیزیم در آب شرب را ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر در نظر گرفته است، در نتیجه در تمام نمونه‌ها غلظت منیزیم در محدوده مجاز قرار دارد. بیشترین غلظت منیزیم تحت تأثیر ورود فاضلاب‌های شهری در ایستگاه S_۹ (مرکز شهر) مشاهده می‌شود.



شکل (۴-۱۷): نقشه تغییرات غلظت منیزیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۳-۵- کلر (Cl^-)

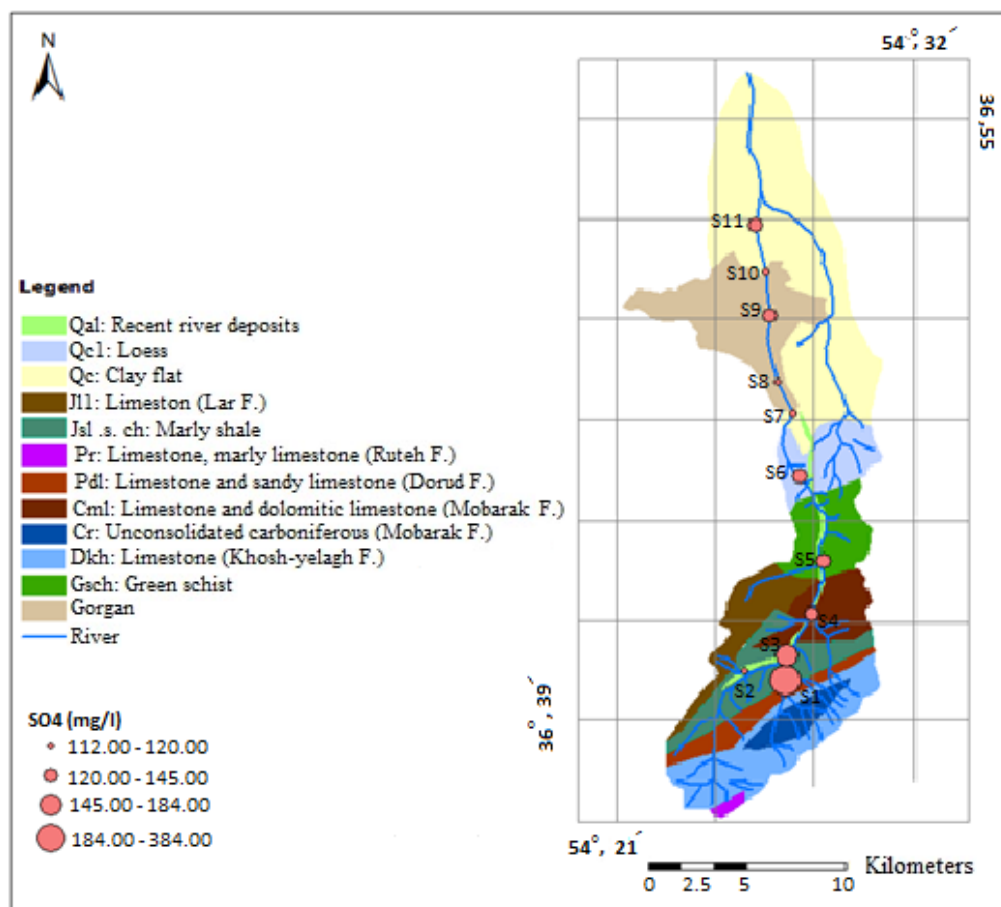
با توجه به شکل (۴-۱۸) غلظت کلر در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۱۰/۷ تا ۳۲۳/۱ (میانگین ۱۲۴/۶) میلی گرم بر لیتر متغیر است. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر غلظت مجاز کلر را ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر مشخص کرده است. بر این اساس به جز نمونه S_4 (چشمه آبگرم) تمام نمونه‌ها از نظر غلظت کلر در محدوده مجاز می‌باشند. بالاترین غلظت کلر در ایستگاه S_4 مشاهده می‌شود که به دلیل تأثیر چشمه آبگرم زیارت می‌باشد. نکته حائز اهمیت این است که روند تغییرات غلظت یون کلر و سدیم مشابه است که دلیل احتمالی آن منشأ یکسان آن‌ها (انحلال هالیت) می‌باشد.



شکل (۴-۱۸): نقشه تغییرات غلظت کلر در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۳-۶- سولفات (SO_4^{2-})

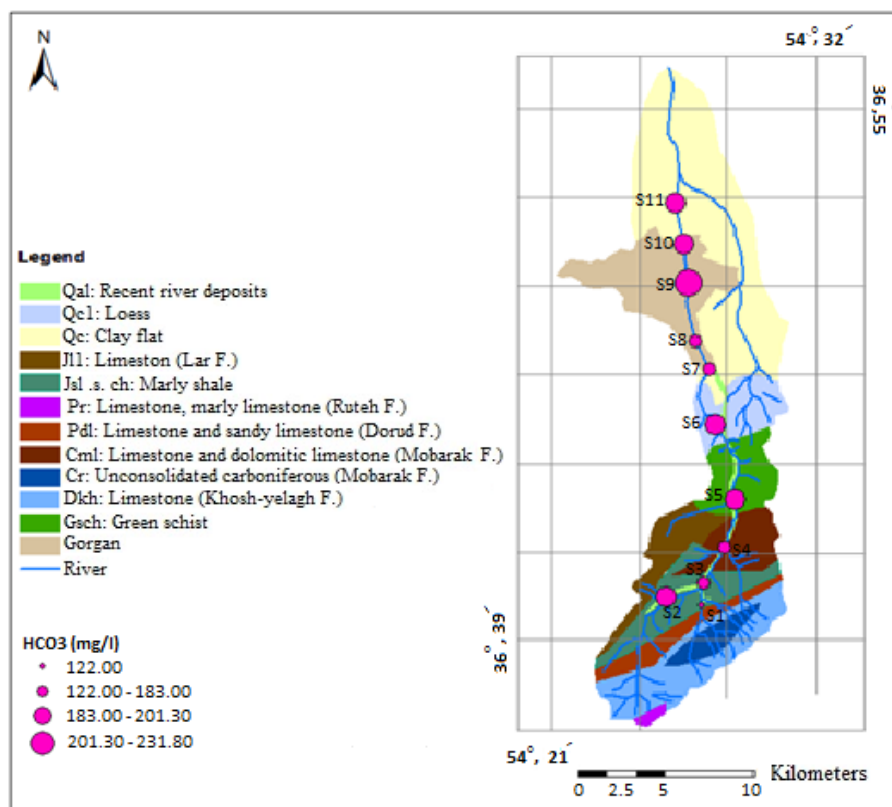
با توجه به شکل (۴-۱۹) غلظت سولفات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۱۱۲ تا ۳۸۴ (میانگین ۱۵۸/۵۴) میلی گرم بر لیتر متغیر است. با توجه به استاندارد سازمان جهانی بهداشت (WHO, 2011)، حداکثر غلظت مجاز سولفات در آب آشامیدنی ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر است. بر این اساس تمامی نمونه‌ها به جز نمونه S_1 (آبشار زیارت) از نظر غلظت سولفات در محدوده مجاز برای شرب قرار دارند. بالاتر بودن غلظت سولفات در ایستگاه S_1 نسبت به سایر ایستگاه‌ها به دلیل انحلال سنگ آهک‌های ژئوسپار می‌باشد. به طور کلی روند مشابه تغییرات غلظت یون‌های کلسیم و سولفات نشان‌دهنده منشأ یکسان این یون‌ها (احتمالاً انحلال ژئوسپس) است.



شکل (۴-۱۹): نقشه تغییرات غلظت سولفات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

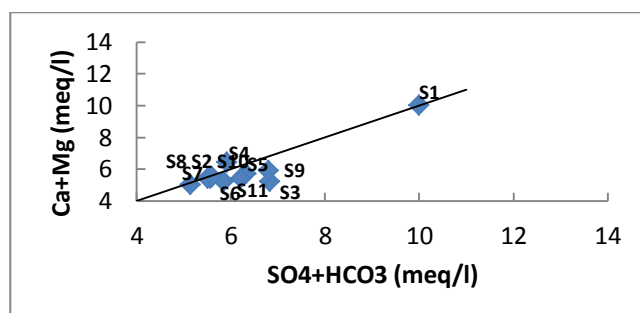
۴-۳-۷- بی‌کربنات (HCO_3^-)

با توجه به شکل (۴-۲۰) غلظت بی‌کربنات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۱۲۲ تا ۲۳۱/۸ (میانگین ۱۸۵/۲۱) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. منشأ بی‌کربنات می‌تواند انحلال کانی‌های کربناته، هوازدگی سیلیکات‌ها یا آمیختگی با آب باران حاوی دی‌اکسیدکربن و منابع انسانزاد مثل تخلیه فاضلاب‌های صنعتی و خانگی باشد (Subrahmanyam and Yadaiah, 2000). حضور کربنات و بی‌کربنات در آب می‌تواند باعث رسوب برخی فلزات سمی مانند سرب، آرسنیک و کادمیم شود (Altun et al., 2009). سازمان بهداشت جهانی برای این آنیون استاندارد ا ارائه نکرده است. بالاترین غلظت بی‌کربنات در ایستگاه شماره S_۹ (مرکز شهر) مشاهده می‌شود که احتمالاً به دلیل ورود رواناب‌های شهری به آب رودخانه می‌باشد.



شکل (۴-۲۰): نقشه تغییرات غلظت بی کربنات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

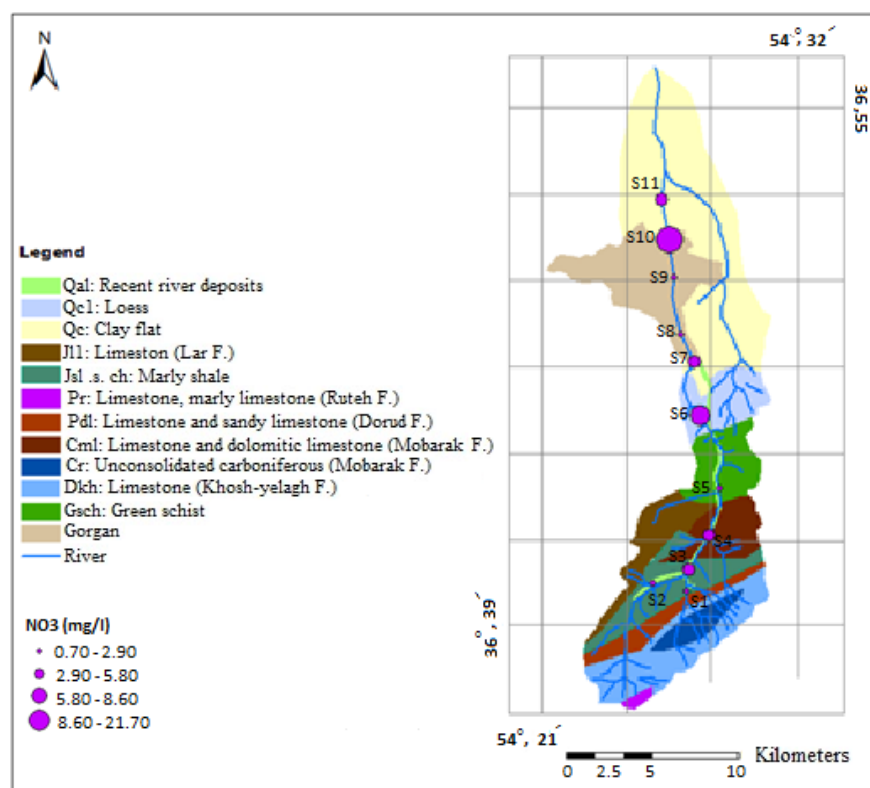
در نمودار غلظت $Ca^{2+}+Mg^{2+}$ در برابر $SO_4^{2-}+HCO_3^-$ (شکل ۴-۲۱) اکثر نمونه‌ها زیر خط تعادل هستند که نشان می‌دهد سولفات و بی کربنات علاوه بر کلسیم و منیزیم کاتیون‌های دیگری را نیز موازنه می‌کنند. نمونه S_۴ بالای خط تعادل قرار دارد که نشان می‌دهد غلظت کلسیم و منیزیم در این نمونه‌ها بیش از بی کربنات و سولفات است و کلسیم و منیزیم با آنیون‌های دیگری نیز موازنه می‌شوند.



شکل (۴-۲۱): نمودار تغییر غلظت $Ca^{2+}+Mg^{2+}$ در برابر $SO_4^{2-}+HCO_3^-$

۴-۳-۸- نیترات (NO_3^-)

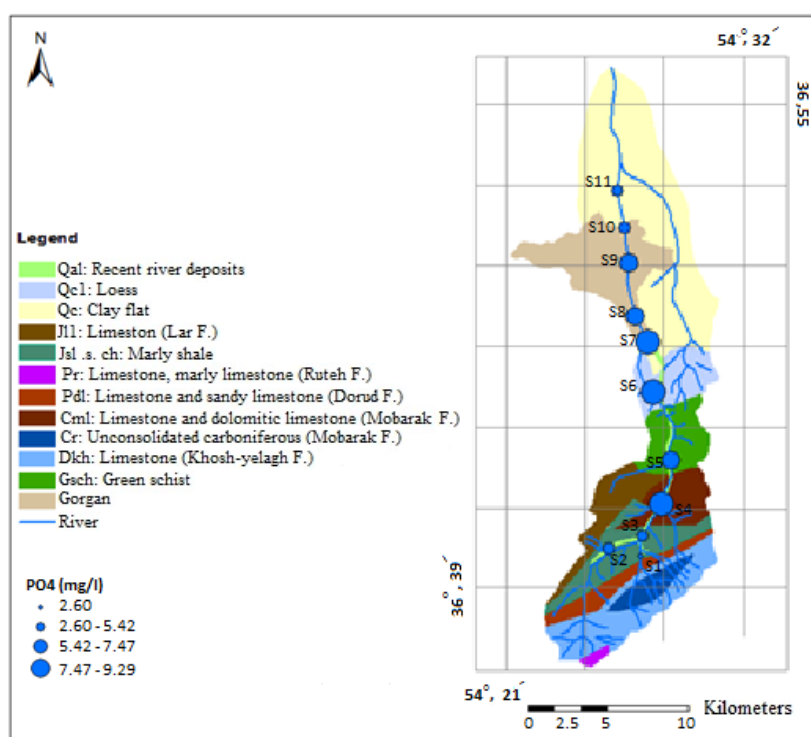
با توجه به شکل (۴-۲۲) غلظت نیترات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۰/۷ تا ۲۱/۷ (میانگین ۵/۵۸) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) غلظت استاندارد نیترات در آب آشامیدنی را ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر پیشنهاد کرده است. همچنین نیترات بیش از ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر (نمونه S_1) به عنوان شاخص آلودگی انسانزاد در نظر گرفته می‌شود (Hounslow, 1995). بنابراین براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی تمام نمونه‌های آب رودخانه زیارت از نظر غلظت نیترات در محدوده مجاز برای شرب قرار دارند. منشأ نیترات می‌تواند بارندگی و یا آبشویی کودها باشد. به علت بالا بودن مقدار اکسیژن حل شده در ایستگاه S_1 نیتريت و آمونیم به نیترات تبدیل شده (نیتريفيكاسيون) و غلظت نیترات در ایستگاه S_1 (انتهای گرگان) به بالاترین مقدار (۲۱/۷ میلی‌گرم بر لیتر) رسیده است.



شکل (۴-۲۲): نقشه تغییرات غلظت نیترات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۳-۹- فسفات (PO_4^{3-})

با توجه به شکل (۴-۲۳) غلظت فسفات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۲/۶ تا ۹/۲۹ (میانگین ۶/۳۵) میلی گرم بر لیتر متغیر است. به طور کلی غلظت فسفات در نمونه‌های آب به دلیل جذب سریع این آنیون پایین است (Herrera and Espinosa, 2008). فسفات می‌تواند ناشی از ورود کودهای شیمیایی کشاورزی یا فاضلاب‌های خانگی حاوی مواد شوینده باشد که باعث آلودگی آب و اغلب باعث رشد جلبک‌ها می‌شود (Khairwal et al. 2003). علاوه بر این آبشویی سنگ بستر غنی از فسفات و فاضلاب‌های صنعتی نیز می‌تواند از منابع احتمالی فسفات باشد. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2006) غلظت ۲ میلی گرم بر لیتر فسفات را برای زندگی آبزیان و مصارف شرب مناسب می‌داند. بر این اساس در همه نمونه‌های آب رودخانه زیارت غلظت فسفات بالا است. بالاترین غلظت فسفات در ایستگاه S_7 مشاهده می‌شود که دلیل آن استفاده مردم روستای زیارت از مواد شوینده در آب چشمه است.



شکل (۴-۲۳): نقشه تغییرات غلظت فسفات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۳-۱۰- تحلیل آماری داده‌ها

۴-۳-۱۰-۱- تحلیل همبستگی

برای تحلیل آماری داده‌ها از ضرایب همبستگی اسپیرمن (جدول ۴-۳) استفاده شد.

همبستگی قوی بین عناصر به طور کلی مشخص می‌کند این عناصر منابع ورودی مشابه یا رفتار ژئوشیمیایی مشابهی دارند (More et al., 2011). ضرایب همبستگی اسپیرمن نشان‌دهنده عدم همبستگی قوی بین pH و غلظت یون‌های اصلی است، در نتیجه pH کنترل‌کننده اصلی غلظت یون‌ها نیست. EC و TDS نمونه‌های آب همبستگی بالایی با غلظت سدیم، کلسیم و کلر نشان می‌دهد، در نتیجه یون‌های سدیم، کلسیم و کلر در بالا رفتن EC و TDS نسبت به سایر یون‌ها مؤثرتر هستند و انحلال از مهمترین فرآیندهای مؤثر در ترکیب شیمیایی آب رودخانه می‌باشد. همبستگی بالای سدیم با کلر نشان‌دهنده منشأ یکسان آن‌ها از انحلال هالیت است. همبستگی سولفات و کلسیم نیز منشأ مشترک آن‌ها از انحلال ژپس را بیان می‌کند.

۴-۳-۱۰-۲- آنالیز خوشه‌ای

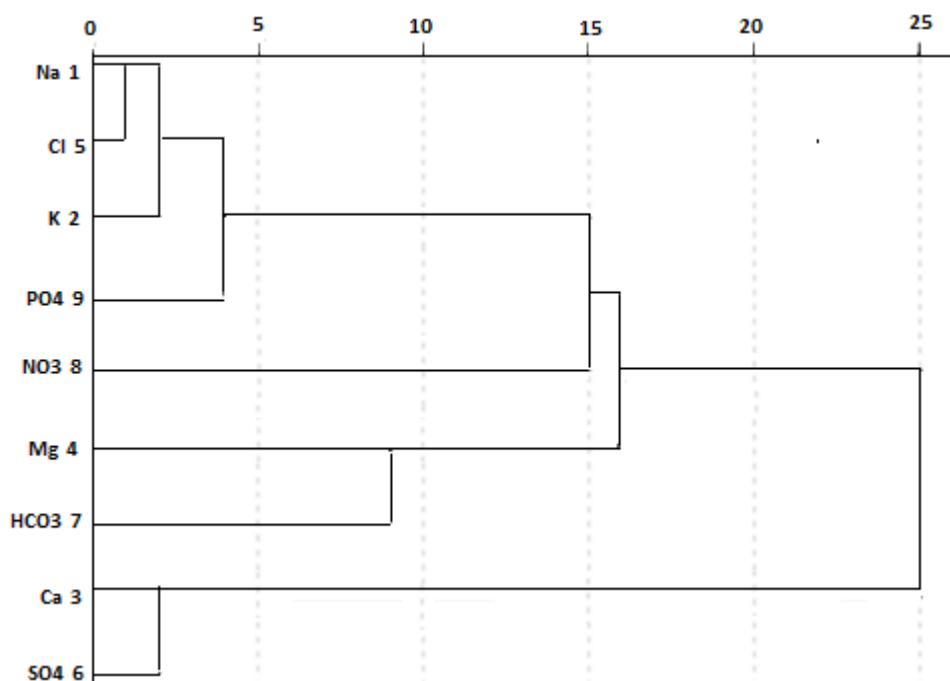
آنالیز خوشه‌ای یکی از روش‌های آماری چند متغیره است که با اندازه‌گیری مشابهت متغیرها آن‌ها را به خوشه‌های مجزا تبدیل می‌کند. با توجه به نمودار خوشه‌ای غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های آب رودخانه زیارت (شکل ۴-۲۴) سدیم و کلر در یک خوشه قرار گرفته‌اند که نشان می‌دهد این یون‌ها از انحلال هالیت منشأ گرفته‌اند. در سطحی بالاتر پتاسیم و فسفات با این عناصر ارتباط دارند و به علت جذب سریع در محیط از غلظت پایینی در آب برخوردارند. منیزیم و بی‌کربنات در یک خوشه قرار گرفته‌اند که می‌تواند ناشی از انحلال دولومیت در آب رودخانه باشد. کلسیم و سولفات در یک خوشه قرار گرفته که حاکی از منشأ یکسان این دو یون (انحلال ژپس) است. نیتрат به علت رفتار ژئوشیمیایی متفاوت با سایر عناصر در یک خوشه جدا قرار گرفته است.

جدول (۳-۴): ضرایب همبستگی اسپیرمن یون‌های اصلی در آب رودخانه زیارت

	pH	EC	TDS	TH	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
pH	۱/۰۰												
EC	-۰/۱۶	۱/۰۰											
TDS	-۰/۱۶	۱/۰۰**	۱/۰۰										
TH	-۰/۴۴	۰/۶۷	۰/۶۷	۱/۰۰									
K ⁺	۰/۰۵	۰/۵۷	۰/۵۷	۰/۱۳	۱/۰۰								
Na ⁺	۰/۱۲	۰/۷۴**	۰/۷۴**	۰/۲۱	۰/۸۵**	۱/۰۰							
Mg ²⁺	۰/۱۶	-۰/۵۶	-۰/۵۶	-۰/۴۸	۰/۰۳	-۰/۲۱	۱/۰۰						
Ca ²⁺	-۰/۲۹	۰/۶۳*	۰/۶۳*	۰/۸۱	-۰/۰۵	۰/۱۷	-۰/۸۴**	۱/۰۰					
PO ₄ ³⁻	۰/۱۰	۰/۳۳	۰/۳۳	-۰/۱۶	۰/۸۶**	۰/۶۶*	۰/۰۷	-۰/۲۹	۱/۰۰				
NO ₃ ⁻	۰/۰۴	۰/۲۰	۰/۲۰	-۰/۳۴	۰/۱۶	۰/۳۵	-۰/۱۵	-۰/۱۴	۰/۳۶	۱/۰۰			
HCO ₃ ⁻	۰/۲۲	۰/۱۶	۰/۱۶	۰/۱۰	۰/۳۹	۰/۴۹	۰/۳۱	-۰/۱۴	۰/۱۱	-۰/۲۹	۱/۰۰		
SO ₄ ²⁻	-۰/۴۰	۰/۳۴	۰/۳۴	۰/۴۷	-۰/۲۲	-۰/۰۳	-۰/۵۱	۰/۶۰*	-۰/۳۲	-۰/۲۳	۰/۰۶	۱/۰۰	
Cl ⁻	۰/۱۴	۰/۷۲*	۰/۷۲*	۰/۲۴	۰/۸۸**	۰/۹۸**	-۰/۱۷	۰/۱۳	۰/۶۸*	۰/۳۰	-۰/۵۲	-۰/۱۲	۱/۰۰

**درجه اطمینان ۹۹ درصد

*درجه اطمینان ۹۵ درصد



شکل (۴-۲۴): آنالیز خوشه‌ای غلظت یون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۴- منشأ یون‌ها در نمونه‌های آب رودخانه زیارت و عوامل مؤثر بر

غلظت آن‌ها

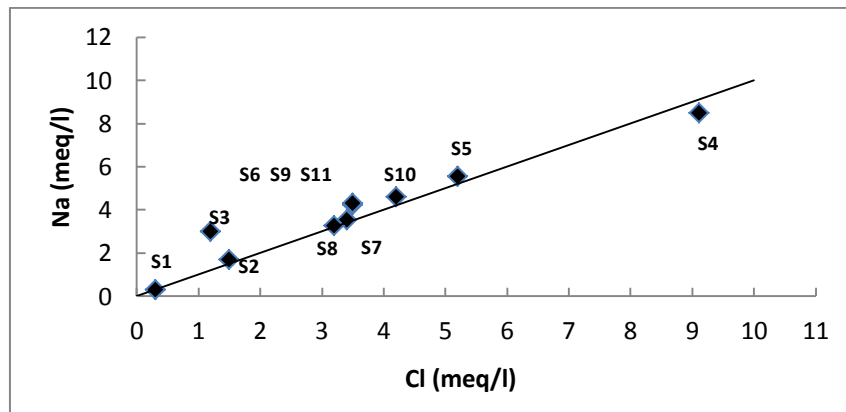
برای تعیین منشأ یون‌ها در نمونه‌های آب رودخانه زیارت از نسبت‌های یونی، نمودارهای پراکندگی، شاخص اشباع، نمودارهای دورو و گیبس استفاده شد. از نسبت‌های یونی برای تعیین منشأ یون‌ها و تشخیص فرایندهای مؤثر بر کیفیت آب استفاده می‌شود. علاوه بر این، این نسبت‌ها در تشخیص آلودگی آب‌ها و مخلوط شدن آن‌ها از منابع مختلف مفید می‌باشند (Abdalla et al., 2012). بنابراین در این مطالعه با محاسبه نسبت‌های یونی منشأ احتمالی املاح در آب مشخص شده است (جدول ۴-۴).

جدول (۴-۴): مقادیر نسبت‌های یونی محاسبه شده در ایستگاه‌های مختلف (برحسب میلی اکی والان بر لیتر)

ایستگاه	$\frac{Na^+ + K^+ - Cl^-}{Na^+ + K^+ - Cl^- + Ca^{2+}}$	$\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$	$\frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$	$\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}}$
S _۱	۰	۰/۵۰	۰/۲۵	۲/۹۹
S _۲	۱/۰۴	۰/۵۳	۰/۶۱	۰/۶۳
S _۳	۱/۰۷	۰/۷۱	۰/۵۷	۰/۷۳
S _۴	-۰/۲۴	۰/۴۸	۰/۳۴	۱/۹۰
S _۵	۰/۱۲	۰/۵۱	۰/۴۵	۱/۱۹
S _۶	۰/۳۶	۰/۵۴	۰/۶۱	۰/۶۲
S _۷	۰/۳۲	۰/۵۰	۰/۷۰	۰/۴۲
S _۸	۰/۴۰	۰/۵۰	۰/۶۱	۰/۶۳
S _۹	۰/۴۹	۰/۵۴	۰/۶۴	۰/۵۵
S _{۱۰}	۰/۱۹	۰/۵۲	۰/۵۶	۰/۷۷
S _{۱۱}	۰/۴۰	۰/۵۵	۰/۶۱	۰/۶۳

۴-۴-۱- انحلال هالیت

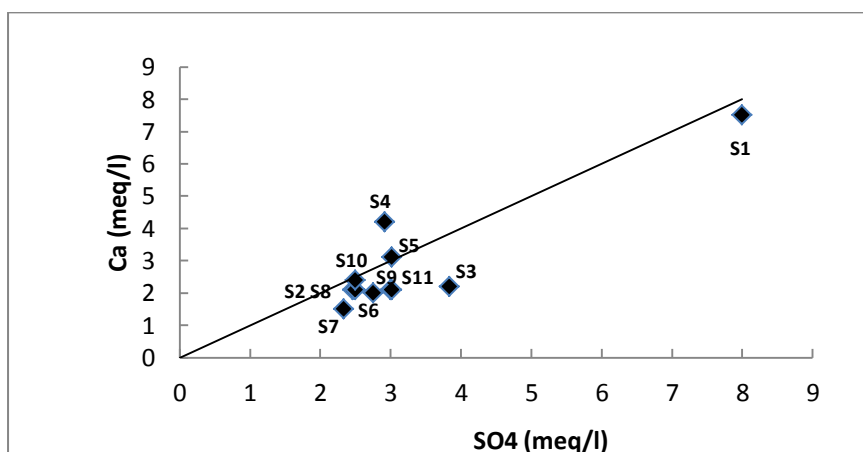
افزایش هماهنگ غلظت سدیم و کلر می‌تواند نشانگر منشأ یکسان آن‌ها (انحلال نمک‌های کلر و یا تغلیظ ناشی از فرآیند تبخیر) باشد (Jalali, 2010). تبعیت یون‌های سدیم و کلر از خط تعادل ۱:۱ نشانگر انحلال هالیت در آب است (شکل ۴-۲۵). در نمونه‌هایی که بالای خط تعادل قرار گرفته‌اند و به عبارتی در آن‌ها غلظت سدیم بیش از کلر است، احتمال رخداد فرآیندهایی چون انحلال سیلیکات‌ها و یا تبادل یونی وجود دارد (Khumar sahil and James, 2013). با توجه به محاسبه نسبت یونی $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$ در نمونه‌های آب رودخانه زیارت، مقادیر بدست آمده بسیار به هم نزدیک بوده و احتمالاً منشأ سدیم و کلر در تمام نمونه‌ها انحلال هالیت است.



شکل (۴-۲۵): نمودار تغییرات غلظت کلر در مقابل غلظت سدیم

۴-۴-۲- انحلال کانی‌های سولفاتی

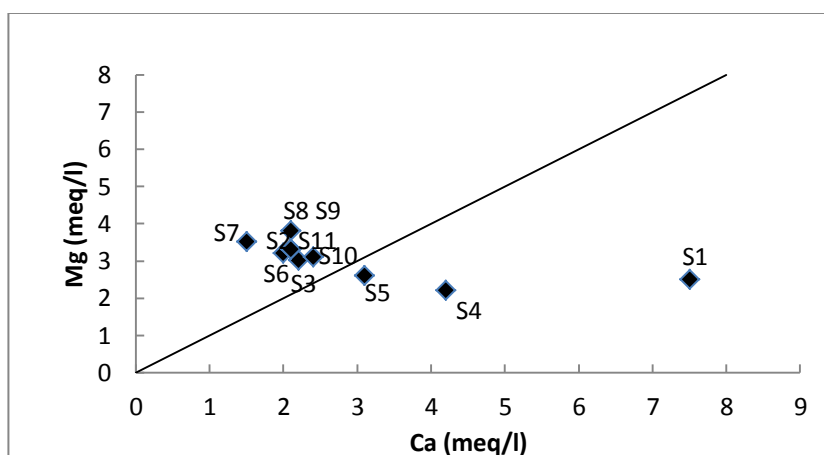
در نمودار تغییرات غلظت سولفات در مقابل کلسیم (شکل ۴-۲۶) نیز قرار گرفتن نمونه‌ها روی خط تعادل ۱:۱ نشانگر انحلال کانی ژیپس است. با توجه به شکل (۴-۲۶) در نمونه‌های S_4 و S_8 انحلال ژیپس رخ داده است، با این حال اکثر نمونه‌ها زیر خط تعادل قرار گرفته‌اند. غلظت کمتر کلسیم نسبت به سولفات در نمونه‌های آب را می‌توان به فرآیند رسوب یا تبادل یونی کلسیم نسبت داد (Hounslow, 1995).



شکل (۴-۲۶): نمودار تغییرات غلظت سولفات در مقابل غلظت کلسیم

۴-۳-۴- انحلال کانی‌های کربناتی

با استفاده از نسبت Ca/Mg می‌توان نقش انحلال کانی‌های کلسیت و دولومیت را بر کیفیت آب مشخص کرد. اگر این نسبت برابر یک و بالاتر از یک باشد به ترتیب نشانگر انحلال دولومیت و انحلال کلسیت می‌باشد (Kumar singh et al., 2013). افزایش این نسبت در طی مسیر رودخانه نیز نشان‌دهنده جایگزینی کلسیم به جای منیزیم در ترکیب کربنات منیزیم شده که می‌تواند باعث رسوبگذاری کربنات کلسیم شود (Ma et al., 2012). نسبت Ca/Mg نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۰/۴۲ تا ۲/۹۹ قرار می‌گیرد. بر این اساس در نمونه S_1 ، S_4 و S_5 احتمال رخداد انحلال کلسیت وجود دارد. اگر نسبت یونی $\frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+}+Mg^{2+}}$ برابر ۰/۵، کمتر از ۰/۵ و بیشتر از ۰/۵ باشد به ترتیب نشان‌دهنده انحلال دولومیت، کلسیت و انحلال دولومیت یا ته نشست کلسیت می‌باشد. بر این اساس در نمونه S_1 ، S_4 و S_5 احتمالاً انحلال کلسیت و در سایر نمونه‌ها انحلال دولومیت یا ته نشست کلسیت رخ داده است. شکل (۴-۲۷) رابطه بین یون‌های کلسیم و منیزیم را نشان می‌دهد و این نتایج را تأیید می‌کند.



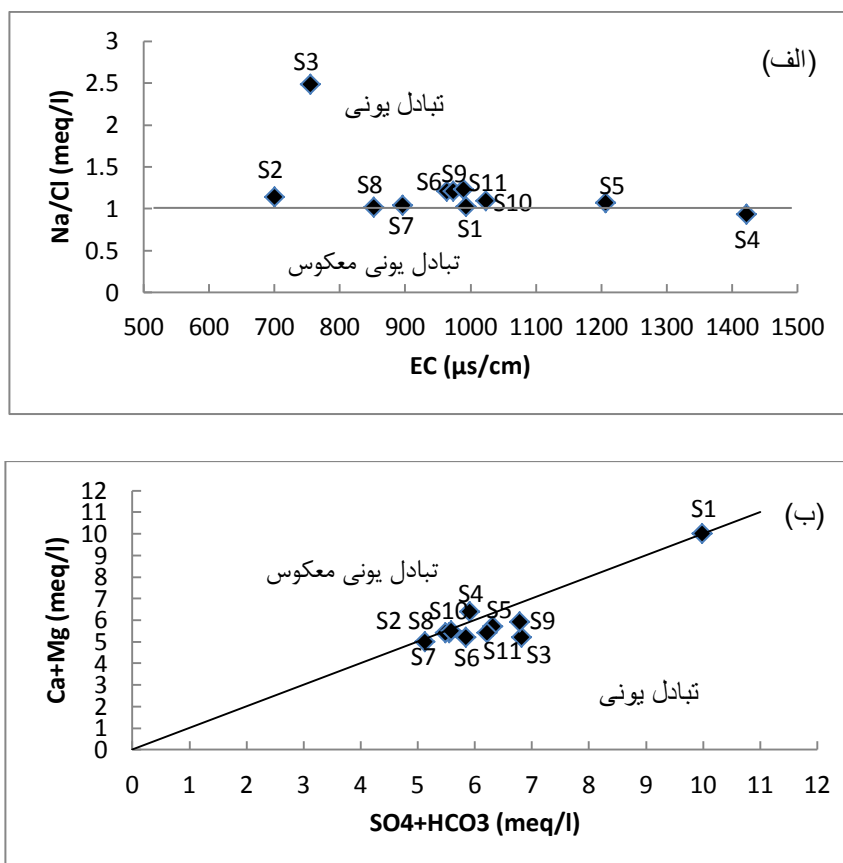
شکل (۴-۲۷): نمودار تغییرات غلظت بین کلسیم و منیزیم

۴-۴-۴- انحلال سیلیکات‌ها

یکی از فرآیندهای مؤثر بر غلظت یون‌های اصلی در آب هوازدهی سیلیکات‌ها است. محاسبه نسبت یونی $\frac{Na^+ + K^+ - Cl^-}{Na^+ + K^+ - Cl^- + Ca^{2+}}$ نقش احتمالی انحلال سیلیکات‌ها را در آب نشان می‌دهد. این نسبت در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین صفر تا ۱/۰۷ متغیر است. اگر این نسبت بین ۰/۲ - ۰/۸ باشد احتمال رخداد هوازدهی پلاژیوکلاز وجود دارد. بنابراین در نمونه‌های S_5, S_6, S_7, S_8, S_9 و S_{11} احتمال رخداد هوازدهی پلاژیوکلاز (آلبیت) وجود دارد. علاوه بر این محاسبه نسبت یونی $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$ نیز نشان می‌دهد در نمونه‌های $S_7, S_8, S_9, S_{10}, S_{11}$ (نسبت یونی بالاتر از ۰/۵) احتمال رخداد انحلال آلبیت ($NaAlSi_3O_8$) وجود دارد.

۴-۴-۵- تبادل یونی (Ion exchange)

تبادل یونی از فرآیندهای مهم تأثیرگذار بر غلظت یون‌های سدیم، کلسیم و منیزیم در آب است. در این فرآیند سدیم جذب شده به وسیله کانی‌های رسی جایگزین یون‌های کلسیم و منیزیم آب می‌شود. جهت بررسی فرآیند تبادل یونی از نمودارهای $\frac{Na}{Cl}$ در مقابل EC (شکل ۴-۲۸ الف) و $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ در مقابل $HCO_3^- + SO_4^{2-}$ (شکل ۴-۲۸ ب) استفاده می‌شود (Ettazarini, 2005). در شکل (۴-۲۸ الف) نمونه‌های بالای خط $y=1$ تحت تأثیر فرآیند تبادل یونی و نمونه‌های زیر خط (نمونه S_7) تحت تأثیر تبادل یونی معکوس می‌باشند. موازنه ساده کاتیون‌ها و آنیون‌ها در شکل (۴-۲۸ ب) (خط تعادل ۱:۱) انحلال ساده ژپس، کلسیت و دولومیت را نشان می‌دهد. در نمونه‌های زیر خط ۱:۱ فرآیند تبادل یونی و در نمونه بالای خط (نمونه S_7) تبادل یونی معکوس رخ داده است.



شکل ۴-۲۸ (الف، ب): نمودارهای نشانگر فرآیند تبادل یونی در نمونه‌های آب رودخانه

۴-۴-۶- شاخص اشباع

از شاخص اشباع به منظور ارزیابی درجه تعادل بین آب و کانی‌های مربوطه استفاده می‌شود (Kumar Singh et al., 2013). این شاخص توسط رابطه (۴-۳) محاسبه می‌شود (Rasouli and Kiani., 2012):

$$SI = \log \left(\frac{IAP}{K_{sp}} \right) \quad (4-3)$$

در این رابطه IAP حاصل‌ضرب فعالیت یونی یک فاز و K_{sp} حاصل‌ضرب انحلال‌پذیری آن است. اگر $SI=0$ باشد فاز جامد و محلول نسبت به هم در تعادل هستند و فرآیندهای انحلال و ته‌نشینی رخ نمی‌دهد. در صورتی که $SI>0$ باشد محلول فوق اشباع بوده و فرآیند ته‌نشینی رخ می‌دهد. اگر $SI<0$

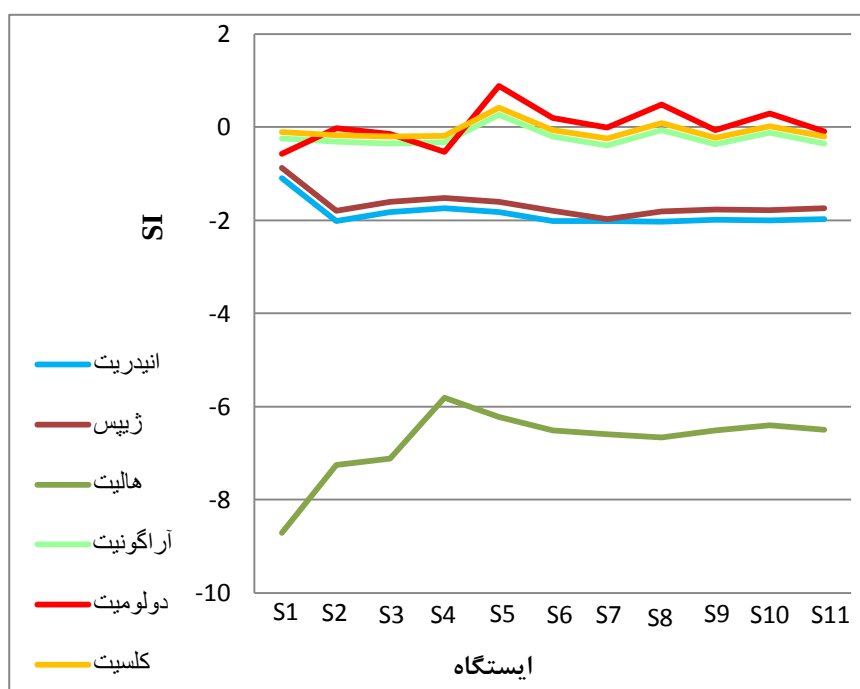
باشد، آب نسبت به کانی اشباع نشده و احتمال انحلال کانی وجود دارد. در جدول (۴-۵) شاخص اشباع برخی کانی‌ها در آب رودخانه زیارت ارائه شده است.

جدول (۴-۵): محاسبه شاخص اشباع کانی‌های مختلف در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

ایستگاه	کلسیت	دولومیت	آراگونیت	هالیت	ژیپس	انیدریت
S_1	-۰/۱۱	-۰/۵۷	-۰/۲۵	-۸/۷۲	-۰/۸۸	-۱/۱۰
S_2	-۰/۱۷	-۰/۰۲	-۰/۳۲	-۷/۲۶	-۱/۸۰	-۲/۰۲
S_3	-۰/۲۱	-۰/۱۵	-۰/۳۵	-۷/۱۲	-۱/۶۱	-۱/۸۳
S_4	-۰/۱۹	-۰/۵۳	-۰/۳۳	-۵/۸۱	-۱/۵۲	-۱/۷۴
S_5	۰/۴۱	۰/۸۸	۰/۲۷	-۶/۲۳	-۱/۶۰	-۱/۸۲
S_6	-۰/۰۷	۰/۱۹	-۰/۲۱	-۶/۵۱	-۱/۸۰	-۲/۰۲
S_7	-۰/۲۵	-۰/۰۱	-۰/۴۰	-۶/۶۰	-۱/۹۸	-۲/۰۲
S_8	۰/۰۸	۰/۴۹	-۰/۰۶	-۶/۶۶	-۱/۸۱	-۲/۰۳
S_9	-۰/۲۳	-۰/۰۷	-۰/۳۷	-۶/۵۱	-۱/۷۷	-۱/۹۹
S_{10}	۰/۰۲	۰/۲۹	-۰/۱۲	-۶/۴۰	-۱/۷۸	-۲/۰۰
S_{11}	-۰/۲۱	-۰/۰۹	-۰/۳۵	-۶/۵۰	-۱/۷۵	-۱/۹۷

براساس شکل (۴-۲۹)، شاخص اشباع دولومیت در ایستگاه‌های S_5 ، S_6 ، S_8 و S_{10} مثبت بوده که نشان‌دهنده فوق اشباع بودن این کانی در آب این ایستگاه‌ها و احتمال حضور آن در رسوبات بستر است، در حالی که در سایر ایستگاه‌ها شاخص اشباع دولومیت منفی بوده و تحت اشباع بودن این کانی را در آب نشان می‌دهد. شاخص اشباع کلسیت در ایستگاه‌های S_5 ، S_8 و S_{10} مثبت است که بیانگر فوق اشباع بودن آب در این ایستگاه‌ها نسبت به کلسیت می‌باشد، در حالی که در سایر ایستگاه‌ها شاخص اشباع کلسیت منفی بوده و آب نسبت به این کانی تحت اشباع است. شاخص اشباع آراگونیت تنها در ایستگاه S_5 مثبت است که نشانگر فوق اشباع بودن آب این ایستگاه نسبت به کانی آراگونیت است، در حالی که در سایر ایستگاه‌ها آب نسبت به کانی آراگونیت تحت اشباع است. شاخص اشباع ژیپس و انیدریت در تمامی ایستگاه‌ها منفی بوده و آب تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری نسبت به این کانی‌ها تحت اشباع است و این امر در افزایش غلظت یون‌های کلسیم و سولفات در آب رودخانه بسیار مؤثر

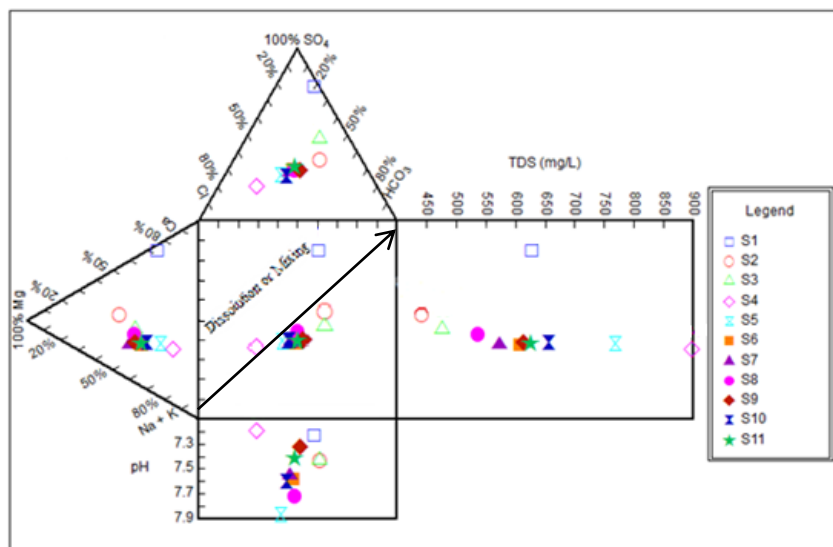
است. شاخص اشباع هالیت در تمامی ایستگاه‌ها منفی بوده که نشانگر تحت اشباع بودن این کانی در آب و نقش انحلال هالیت بر افزایش غلظت یون‌های کلر و سدیم آب است. در ایستگاه‌هایی که شاخص اشباع کلسیت، دولومیت و آراگونیت مثبت است، آب از نوع رسوبگذار می‌باشد.



شکل (۴-۲۹): تغییرات شاخص اشباع برای کانی‌های مختلف

۴-۷- نمودار دورو (Durow Diagram)

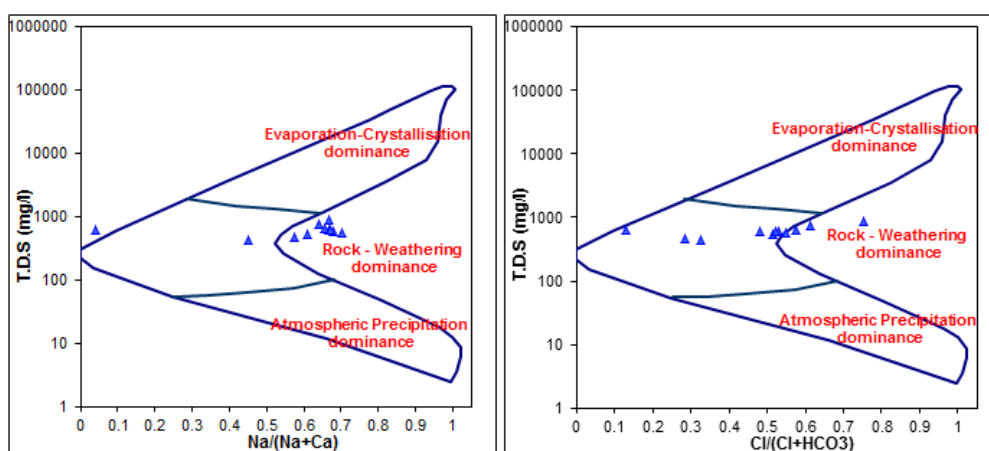
شکل (۴-۳۰) نمودار دورو مربوط به نمونه‌های آب رودخانه زیارت را نشان می‌دهد. در این نمودار غلظت یون‌های اصلی بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر و TDS بر حسب میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بر اساس نمودار دورو تقریباً تمام نمونه‌های آب رودخانه بر روی روند مربوط به انحلال یا آمیختگی قرار دارند. بنابراین ترکیب آب رودخانه زیارت بیشتر توسط فرآیند انحلال کانی‌ها یا واکنش‌های بین آب و سنگ و آمیختگی آب‌ها کنترل می‌شود.



شکل (۴-۳): نمودار دوروف نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۴-۸- نمودار گیبس (Gibbs Diagram)

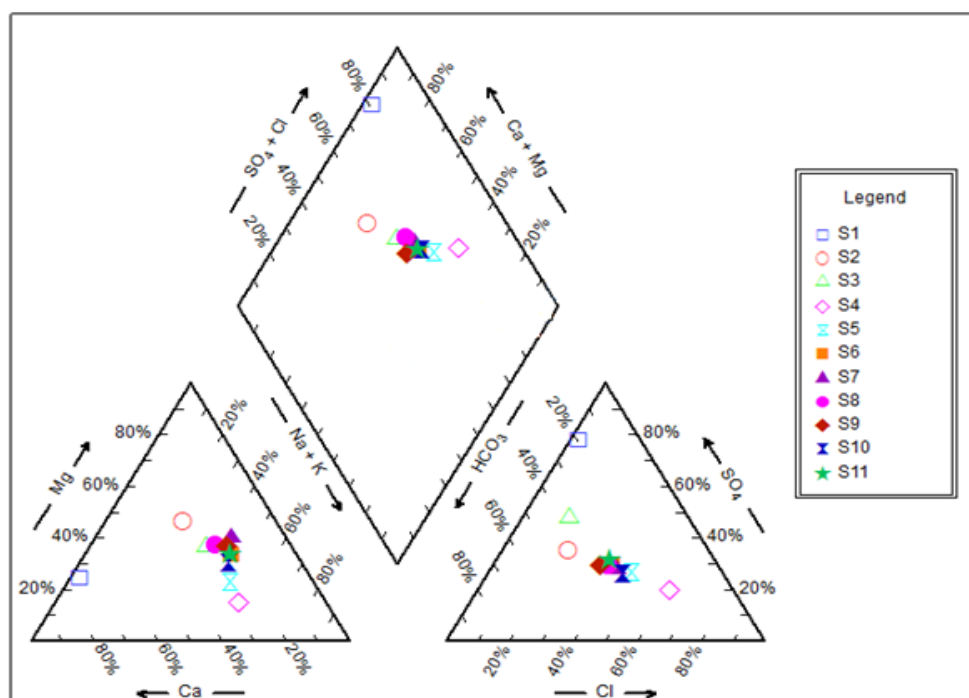
نمودار گیبس از طریق ترسیم نسبت $\frac{Na^+}{Na^+ + Ca^{2+}}$ و $\frac{Cl^-}{Cl^- + HCO_3^-}$ بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر در مقابل TDS رسم می‌شود. در نمودار گیبس سه فرآیند بارش، هوازدگی سنگ‌ها و تبخیر کنترل‌کننده‌های اصلی ترکیب شیمیایی آب در نظر گرفته شده‌اند (ایبای، ۱۳۹۰). از نمودار گیبس (شکل ۴-۳۱) مشخص می‌شود که هوازدگی و انحلال فرآیندهای اصلی کنترل‌کننده شیمی آب در نمونه‌های آب رودخانه زیارت است.



شکل (۴-۳۱): نمایش موقعیت نمونه‌های آب رودخانه زیارت بر روی نمودار گیبس

۴-۵- نمودار پایپر (Piper diagram)

از نمودار پایپر برای تعیین تیپ نمونه‌های آب و تشخیص فرآیندهای انحلال، ته‌نشینی و آمیختگی آب‌ها استفاده می‌شود (Eby, 2004). این نمودار بر اساس تیپ و رخساره آب به ۹ قسمت تقسیم می‌شود (Ravikumar and Somashekar, 2011). نمونه‌های آب بر اساس غلظت آنیون‌ها به ۳ تیپ بی‌کربناتی، سولفاتی و کلروره تقسیم شده و نمونه‌ها بر اساس اولیت غلظت یکی از کاتیون‌ها، به ۳ رخساره کلسیک، منیزیک و سدیک تقسیم می‌شوند. شکل (۴-۳۲) نمودار پایپر مربوط به نمونه‌های آب رودخانه زیارت را نشان می‌دهد. بر اساس نمودار رسم شده نمونه‌ها به ۵ تیپ تعلق دارند: سولفاته کلسیک، بی‌کربناته منیزیک، سولفاته سدیک، کلروره سدیک و بی‌کربناته سدیک. در جدول (۴-۶) نمونه‌های متعلق به هر تیپ ارائه شده است. در این نمودار نمونه S_1 به دلیل انحلال سنگ آهک‌های ژئوسدار، نمونه S_4 به دلیل انحلال آهک دولومیتی و نمونه S_6 به دلیل تأثیر چشمه آبگرم زیارت با دیگر نمونه‌ها متفاوتند.



شکل (۴-۳۲): نمودار پایپر نمونه‌های آب رودخانه زیارت

جدول (۴-۶): نمونه‌های متعلق به هر تیپ آب

تیپ آب	نمونه
سولفات کلسیک ($\text{Ca}^{2+} - \text{SO}_4^{2-}$)	S_1
بی‌کربناته منیزیک ($\text{Mg}^{2+} - \text{HCO}_3^-$)	S_2
سولفات سدیک ($\text{Na}^+ - \text{SO}_4^{2-}$)	S_3
کلروره سدیک ($\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$)	$S_4, S_5, S_6, S_7, S_8, S_{10}, S_{11}$
بی‌کربناته سدیک ($\text{Na}^+ - \text{HCO}_3^-$)	S_9

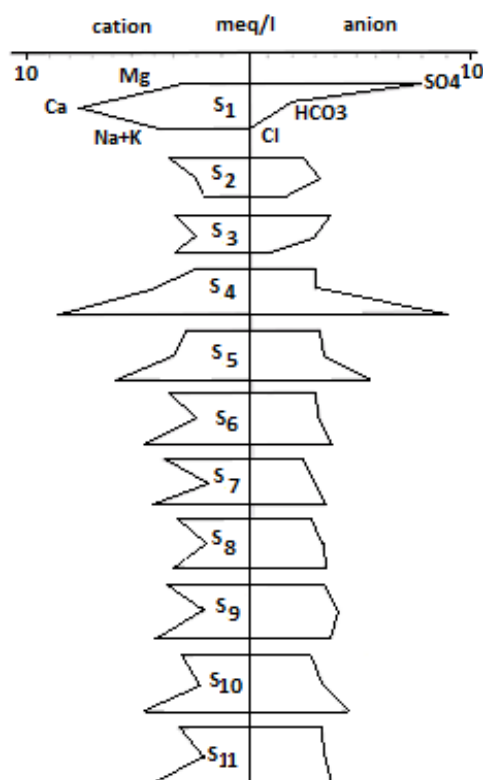
تیپ غالب نمونه‌ها (۷ نمونه) کلروره سدیک است. در نمونه S_1 (آبشار زیارت) تیپ آب سولفات کلسیک است که احتمالاً دلیل آن رخنمون سنگ آهک‌های ژئوسپس‌دار سازند درود در این محل است. در ایستگاه تول‌بنه (نمونه S_2) تیپ آب از نوع بی‌کربناته منیزیک است که دلیل آن حضور آهک دولومیتی (سازند درود) در منطقه است. با پیوستن دو شاخه آبشار و تول‌بنه در محل آبگیر زیارت (نمونه S_3) تیپ آب به سولفات سدیک تغییر می‌یابد. سپس تیپ آب به دلیل تأثیر ورود چشمه آبگرم و رخداد فرآیند تبخیر در منطقه به کلروره سدیک تغییر یافته (ایستگاه S_4 تا S_8) و در مرکز شهر (ایستگاه S_9) با تخلیه فاضلاب‌های شهری تیپ آب به بی‌کربناته سدیک تغییر کرده و در انتهای مسیر (ایستگاه S_{10} و S_{11}) دوباره به تیپ کلروره سدیک باز می‌گردد (جدول ۴-۷).

ترسیم نمودار استیف نمونه‌های آب رودخانه (شکل ۴-۳۳) علاوه بر تأیید نتایج فوق نشان می‌دهد نمونه S_1 (به علت نهشته‌های سولفات کلسیم)، نمونه S_4 (تحت تأثیر چشمه آبگرم زیارت) و تا حدی نمونه S_8 (به علت اختلاط آب چشمه آبگرم زیارت با آب‌های سطحی) با دیگر نمونه‌ها متفاوت می‌باشند.

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه زیارت

جدول (۴-۷): تغییرات تیپ و رخساره آب در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

ایستگاه	محل نمونه‌برداری	غلظت آنیونها	غلظت کاتیونها	تیپ آب	رخساره آب	تیپ و رخساره
S _۱	آبشار	SO ₄ > HCO ₃ > Cl	Ca > Mg > Na+K	سولفاته	کلسیک	سولفاته کلسیک
S _۲	تول‌بنه	HCO ₃ > SO ₄ > Cl	Mg > Ca > Na+K	بی‌کربناته	منیزیک	بی‌کربناته منیزیک
S _۳	آبگیر	SO ₄ > HCO ₃ > Cl	Na+K > Mg > Ca	سولفاته	سدیک	سولفاته سدیک
S _۴	بعد از ابگرم	Cl > HCO ₃ > SO ₄	Na+K > Ca > Mg	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
S _۵	سرخ چشمه	Cl > HCO ₃ > SO ₄	Na+K > Ca > Mg	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
S _۶	نهارخوران	Cl > HCO ₃ > SO ₄	Na+K > Mg > Ca	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
S _۷	پل سید مسعود	Cl > HCO ₃ > SO ₄	Na+K > Mg > Ca	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
S _۸	قلعه حسن	Cl > HCO ₃ > SO ₄	Na+K > Mg > Ca	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
S _۹	پل استاندارد	HCO ₃ > Cl > SO ₄	Na+K > Mg > Ca	بی‌کربناته	سدیک	بی‌کربناته سدیک
S _{۱۰}	دانشگاه آزاد	Cl > HCO ₃ > SO ₄	Na+K > Mg > Ca	کلروره	سدیک	کلروره سدیک
S _{۱۱}	قبل از کماسی	Cl > HCO ₃ > SO ₄	Na+K > Mg > Ca	کلروره	سدیک	کلروره سدیک



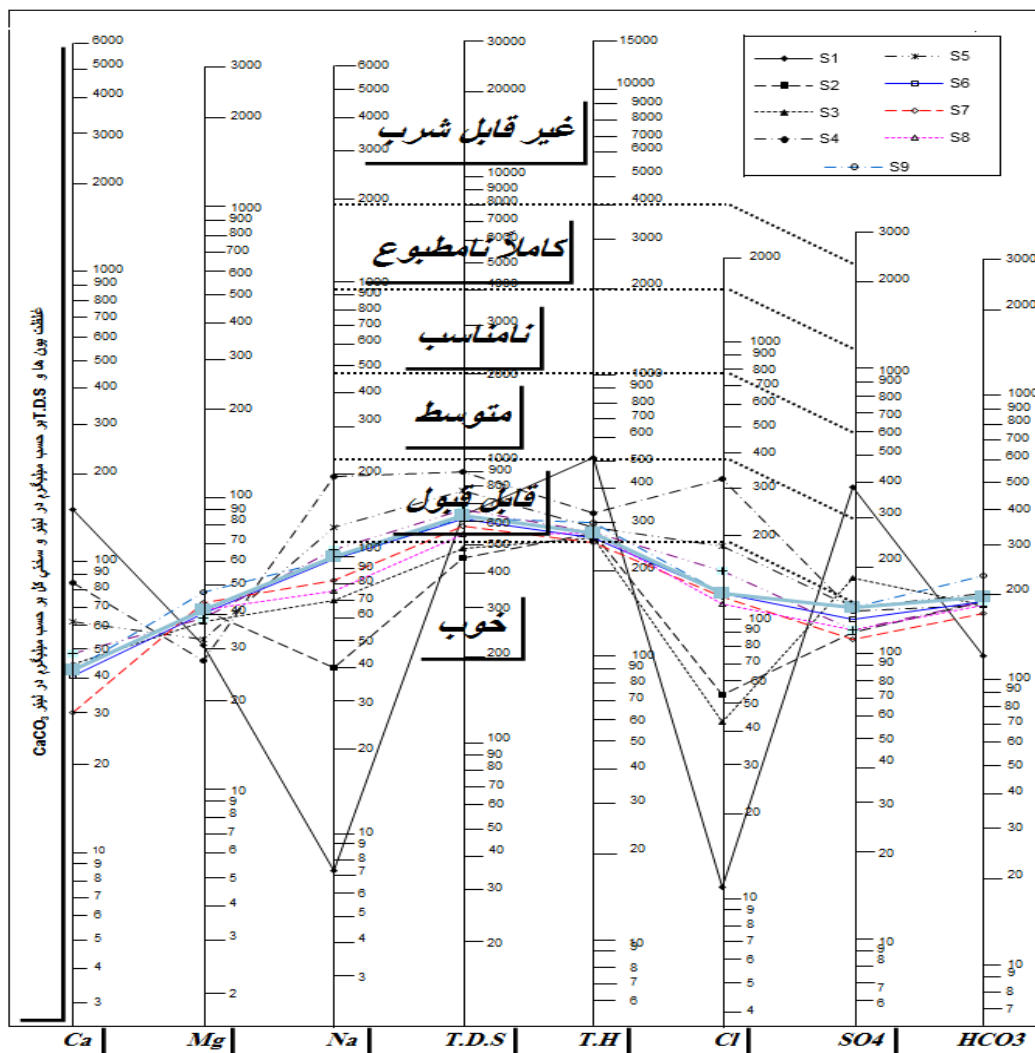
شکل (۴-۳۳): نمودار استیف نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۶- رده‌بندی کیفی آب رودخانه زیارت

۴-۶-۱- رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف شرب (نمودار شولر)

به منظور مشخص نمودن کیفیت آب برای مصارف شرب از نمودار شولر (Schoeller, 1955) استفاده می‌شود. در این نمودار کیفیت آب بر اساس غلظت یون‌های اصلی، TDS و سختی (جدول ۴-۸) به شش رده خوب، قابل قبول، متوسط، نامناسب، کاملاً نامطبوع و غیر قابل شرب تقسیم می‌شود. با توجه به نمودار شولر (شکل ۴-۳۴) تمامی نمونه‌های مورد مطالعه در رده خوب و قابل قبول برای شرب قرار می‌گیرد. بهترین نمونه برای مصارف شرب مربوط به ایستگاه S_1 (بالادست رودخانه)

می‌باشد.



شکل (۴-۳۴): نمودار شولر نمونه‌های آب رودخانه زیارت

جدول (۴-۸): محدوده‌های مختلف پارامترهای بکار رفته در نمودار شولر (مقادیر بر حسب میلی گرم بر لیتر)

(Schoeller, 1955)

پارامتر	خوب	قابل قبول	متوسط	نامناسب	کاملاً نامطبوع	غیر قابل شرب
کلسیم	۰ - ۱۰۰	۱۰۰ - ۲۰۰	۲۰۰ - ۳۰۰	۳۰۰ - ۶۰۰	۶۰۰ - ۱۰۰۰	> ۱۰۰۰
منیزیم	۰ - ۷۰	۷۰ - ۱۲۰	۱۲۰ - ۲۰۰	۲۰۰ - ۴۰۰	۴۰۰ - ۸۰۰	> ۸۰۰
سدیم	۰ - ۱۰۰	۱۰۰ - ۲۲۰	۲۲۰ - ۴۷۰	۴۷۰ - ۹۲۰	۹۲۰ - ۱۹۰۰	> ۱۹۰۰
TDS	۰ - ۵۰۰	۵۰۰ - ۱۰۰۰	۱۰۰۰ - ۲۰۰۰	۲۰۰۰ - ۴۰۰۰	۴۰۰۰ - ۸۱۰۰	> ۸۱۰۰
سختی کل	۰ - ۲۵۰	۲۵۰ - ۵۰۰	۵۰۰ - ۱۰۰۰	۱۰۰۰ - ۲۰۰۰	۲۰۰۰ - ۴۰۰۰	> ۴۰۰۰
کلر	۰ - ۱۹۰	۱۹۰ - ۳۸۰	۳۸۰ - ۸۰۰	۸۰۰ - ۱۵۰۰	۱۵۰۰ - ۳۰۰۰	> ۳۰۰۰
سولفات	۰ - ۱۵۰	۱۵۰ - ۳۰۰	۳۰۰ - ۶۰۰	۶۰۰ - ۱۲۰۰	۱۲۰۰ - ۲۲۰۰	> ۲۲۰۰
بی‌کربنات	۰ - ۲۰۰	۲۰۰ - ۳۰۰	۳۰۰ - ۶۰۰	۶۰۰ - ۱۰۰۰	۱۰۰۰ - ۲۰۰۰	> ۲۰۰۰

۴-۶-۲- رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف کشاورزی

برای تعیین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی از شاخص‌های خطر منیزیم (MH)، کربنات سدیم

باقی‌مانده (RSC)، درصد سدیم (Na%) و همچنین نمودار ویلکاکس استفاده می‌شود. جدول (۴-۹)،

مقادیر عددی این شاخص‌ها در نمونه‌های آب مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

جدول (۴-۹): محاسبه شاخص‌های تعیین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی

ایستگاه	MH	RSC	Na%	SAR
S _۱	۲۵/۰۱	-۸/۰۰	۳/۳۸	۰/۱۳
S _۲	۶۱/۱۲	-۲/۳۰	۲۴/۶۸	۱/۰۴
S _۳	۵۷/۷۰	-۲/۲۰	۳۶/۸۹	۱/۸۵
S _۴	۳۴/۳۸	-۳/۴۰	۵۸/۲۲	۴/۷۴
S _۵	۴۵/۶۳	-۲/۴۰	۵۱/۱۵	۳/۲۹
S _۶	۶۱/۵۵	-۲/۱۰	۴۶/۳۹	۲/۶۳
S _۷	۷۰/۰۱	-۲/۲۰	۴۳/۳۱	۲/۲۳
S _۸	۶۱/۱۲	-۲/۴۰	۳۹/۳۲	۱/۹۸
S _۹	۶۴/۴۲	-۲/۱۰	۴۳/۳۷	۲/۴۶
S _{۱۰}	۵۶/۳۷	-۲/۴۰	۴۶/۹۱	۲/۷۷
S _{۱۱}	۶۱/۱۲	-۲/۲۰	۴۵/۸۹	۲/۶۲

۴-۶-۲-۱- خطر منیزیم (MH)

در آب‌های طبیعی غلظت کلسیم و منیزیم در تعادل است. غلظت بالای منیزیم در آب آبیاری تأثیر منفی بر خاک و گیاهان دارد. در آب‌های شور، مقدار منیزیم بیش از حد در آب (بیش از ۵۰ درصد) باعث جایگزینی سدیم خاک توسط منیزیم، افزایش خطر قلیایی شدن آب و در نتیجه پراکندگی ذرات رسی و تخریب ساختار خاک می‌شود. شاخص خطر منیزیم از رابطه (۴-۴) محاسبه می‌شود (Ramesh and Elango, 2012):

$$MH = \frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+}} * 100 \quad (4-4)$$

بر اساس محاسبه این شاخص (جدول ۴-۱۰) نمونه‌های S_1 ، S_4 و S_5 (قبل از ورود به شهر) برای کشاورزی مناسب و سایر نمونه‌ها (بیشتر نمونه‌های محدوده شهر و نمونه‌های برداشت شده پس از خروج از شهر) برای این منظور نامناسب هستند. نمونه S_7 ، S_8 به دلیل حضور آهک‌های دولومیتی و نمونه S_6 ، S_7 ، S_8 ، S_9 و S_{11} به دلیل ورود فاضلاب‌های کشاورزی، شهری و صنعتی با توجه به شاخص خطر منیزیم برای مصارف آبیاری نامناسب‌اند.

جدول (۴-۱۰): رده بندی کیفی نمونه‌های آب براساس شاخص خطر منیزیم

رده آب	کیفیت آب برای مصارف کشاورزی	نمونه مورد مطالعه
$MH < 50$	مناسب	نمونه S_1 ، S_4 و S_5 (٪۲۷)
$MH > 50$	نامناسب	سایر نمونه‌ها

۴-۶-۲-۲- کربنات سدیم باقی مانده (RSC)

این شاخص توسط (Ragunath, 1987) معرفی شده و از طریق رابطه (۴-۵) محاسبه می‌شود (Edet et al., 2013):

$$RSC = (HCO_3^- + CO_3^{2-}) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (5-4)$$

در این رابطه غلظت‌ها بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشد. آب‌های آبیاری با RSC کمتر از ۱/۲۵ برای آبیاری مناسب‌اند، اما آب‌ها با RSC بیش از ۲/۵ نامناسب می‌باشند. استفاده از آب با RSC بالا باعث قلیائیت خاک شده و برای رشد گیاهان مضر است و همچنین باعث سوختگی برگ‌ها می‌شود (Ramesh and Elango, 2012). بر طبق رده‌بندی آب‌ها بر اساس این پارامتر (جدول ۴-۱۱) تمامی نمونه‌های مورد مطالعه به دلیل RSC منفی برای آبیاری مناسب هستند. RSC منفی در نمونه‌های آب مورد مطالعه نشان می‌دهد غلظت کلسیم و منیزیم بیش از کربنات و بی‌کربنات بوده است.

جدول (۴-۱۱): رده‌بندی کیفیت آب براساس RSC (Ragunath, 1987)

گستره	رده‌بندی	نمونه‌های رودخانه زیارت
< ۱/۲۵	فاقد اثر	تمامی نمونه‌های مورد مطالعه
۱/۲۵ - ۲/۵	اثر کم - متوسط	-
> ۲/۵	اثر شدید	-

۴-۶-۲-۳- درصد سدیم

غلظت بالای سدیم در آب آبیاری باعث سخت شدن خاک و کاهش نفوذپذیری آن می‌شود (Jalali, 2007). درصد سدیم از رابطه (۴-۶) محاسبه می‌شود و در آن غلظت‌ها بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشند (Bhardw et al., 2010):

$$\%Na = \frac{Na^{+} + K^{+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+}} * 100 \quad (۴-۶)$$

بر طبق رده‌بندی آب آبیاری بر اساس درصد سدیم (جدول ۴-۱۲) نمونه S_1 در رده عالی، نمونه‌های S_2 ، S_3 و S_4 در رده خوب، و سایر نمونه‌ها در رده مجاز برای آبیاری قرار دارند.

جدول (۴-۱۲): رده‌بندی آب آبیاری براساس درصد سدیم (Ragunath, 1987)

Na%	رده آب	نمونه‌های رودخانه زیارت
<۲۰	عالی	S _۱
۲۰-۴۰	خوب	S _۲ , S _۳ و S _۸
۴۰-۶۰	مجاز	سایر نمونه‌ها
۶۰-۸۰	مشکوک	-
>۸۰	نامناسب	-

۴-۶-۲-۴- نمودار تصحیح شده ویلکاکس

این نمودار توسط آزمایشگاه شوری ایالت متحده آمریکا (US Salinity Laboratory, 1954) ارائه شده است. نمودار تصحیح شده ویلکاکس بر اساس دو پارامتر EC و SAR (جدول ۴-۱۳) بر روی محور لگاریتمی رسم شده که در آن EC خطر شوری و SAR خطر قلیائیت می‌باشد (Sundaray et al., 2009). سطح بالای سدیم در خاک باعث توسعه خاک‌های قلیایی، بسته شدن منافذ خاک و در نتیجه کاهش هوادهی آن و کاهش بهره‌دهی گیاهان می‌شود (Arunprakash et al., 2013).

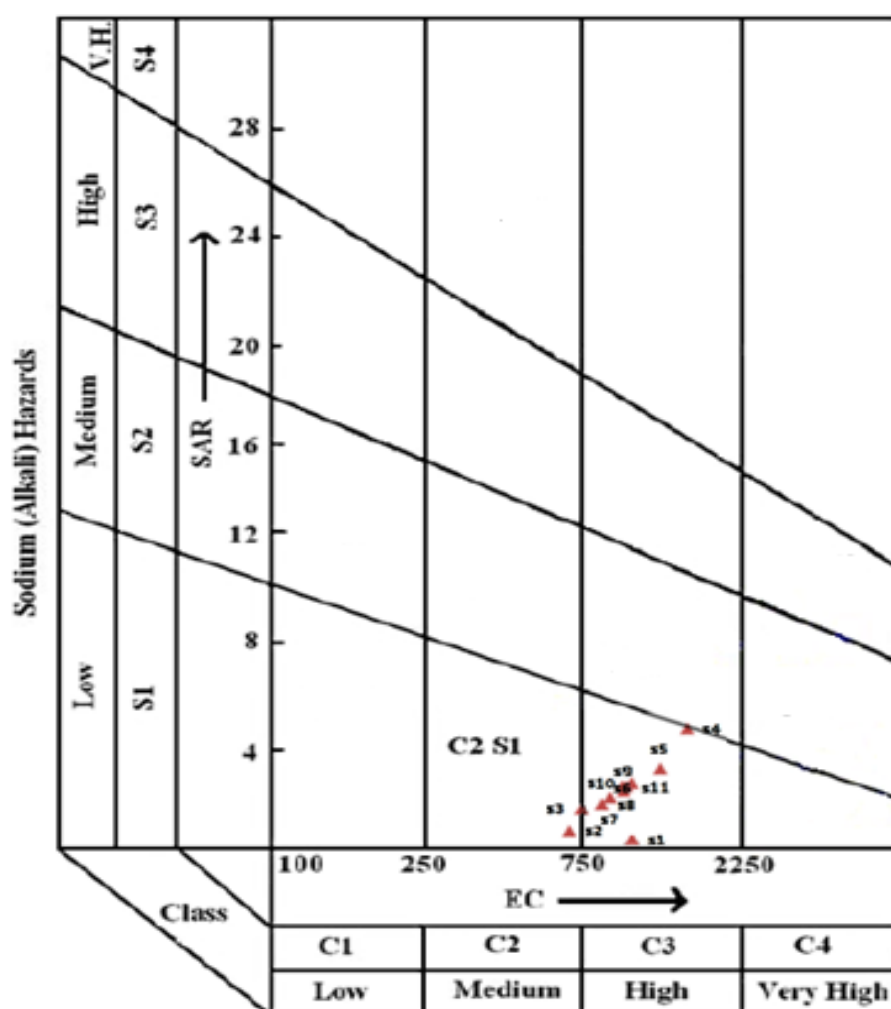
نسبت جذب سدیم (SAR) نشان دهنده میزان خطر سدیم است که توسط رابطه (۴-۷) محاسبه می‌شود و در آن غلظت‌ها بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر است (Almeida et al., 2008):

$$SAR = \frac{Na^+}{\left(\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}\right)^{\frac{1}{2}}} \quad (۴-۷)$$

بر اساس مقدار SAR همه نمونه‌های آب در رده خیلی خوب برای آبیاری قرار دارند. شکل (۴-۳۵) موقعیت نمونه‌های آب رودخانه را بر روی نمودار ویلکاکس نشان می‌دهد.

جدول (۴-۱۳): معیارهای رده‌بندی کیفیت آب براساس مقادیر SAR و EC (USSL, 1954)

رد	حدود تغییرات EC ($\mu\text{s/cm}$)	رده	حدود تغییرات SAR	نوع آب
C1	۱۰۰ - ۲۵۰	S1	۰ - ۱۰	خیلی خوب
C2	۲۵۰ - ۷۵۰	S2	۱۰ - ۱۸	خوب
C3	۷۵۰ - ۲۲۵۰	S3	۱۸ - ۲۶	متوسط
C4	>۲۲۵۰	S4	>۲۶	نامناسب



شکل (۴-۳۵): نمودار ویلکاکس تصحیح شده نمونه‌های آب رودخانه زیارت

با توجه به جدول (۴-۱۴) بیشتر نمونه‌ها (۹۱ درصد نمونه‌ها) در رده شور و قابل استفاده برای کشاورزی (C3-S1) قرار می‌گیرند. نمونه S_p (تول‌بنه) به دلیل داشتن EC پایین‌تر نسبت به سایر

ایستگاه‌ها در رده C2-S1 (کمی شور و قابل استفاده برای کشاورزی) قرار می‌گیرد.

جدول (۴-۱۴): تعیین رده آب براساس مقادیر EC و SAR در ایستگاه‌های مورد مطالعه

ایستگاه	محل نمونه‌برداری	SAR	EC	رده آب	کیفیت آب برای کشاورزی
S _۱	آبشار	0.14	994	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _۲	تول‌بنه	1.04	701	C2-S1	کمی شور - مناسب برای کشاورزی
S _۳	آبگیر	1.85	756	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _۴	بعد آبگرم	4.73	1422	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _۵	سرخ چشمه	3.28	1207	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _۶	نهارخوران	2.62	964	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _۷	سید مسعود	2.23	897	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _۸	قلعه حسن	1.98	853	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _۹	پل استاندارد	2.46	974	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _{۱۰}	دانشگاه آزاد	2.76	1024	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی
S _{۱۱}	قبل از کماسی	2.62	990	C3-S1	شور - قابل استفاده برای کشاورزی

۴-۷- غلظت فلزات در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

فلزات سنگین کروم، مس، جیوه، کادمیم و شبه فلزات آرسنیک و آنتیموان از مهم‌ترین آلاینده‌های آب رودخانه‌ها در مناطق شهری هستند (Pape et al., 2012). برخی از عناصر مانند سلنیم و مس برای انسان‌ها ضروری و حیاتی هستند در حالی که برخی دیگر مانند کادمیم، جیوه و سرب ممکن است حتی در غلظت‌های پایین سمناکی شدیدی ایجاد کنند (Akbulut and Emir Akbulut, 2010). غلظت فلزات سنگین در آب می‌تواند تحت تأثیر برخی پارامترهای شیمیایی از جمله pH، قدرت یونی، قلیائیت و حضور لیگاندهای آلی و آنیون‌های غیر آلی و دیگر یون‌های فلزی تغییر یابد (Brown et al., 2005). علاوه بر این مقدار pH، دما، جامدات محلول، جامدات معلق و جامدات کل، اکسیژن حل شده، اکسیژن‌خواهی شیمیایی، اکسیژن‌خواهی زیستی و سختی به طور مستقیم یا غیر مستقیم بر رخداد، انتقال و گونه‌های فلزات سنگین در آب تأثیرگذارند (Shing et al., 2005). تعیین گونه‌های عناصر در محیط آبرگین اهمیت بسیار زیادی دارد زیرا بین گونه‌های فیزیکوشیمیایی عناصر

با سمیت، انحلال پذیری و در دسترس پذیری آن‌ها ارتباط مستقیمی وجود دارد (Alonso et al., 2004).

به دلیل عبور رودخانه زیارت از منطقه شهری و تخلیه انواع فاضلاب‌های خانگی، صنعتی و کشاورزی به آن، ارزیابی شدت آلودگی فلزی آب این رودخانه حائز اهمیت است. در این مطالعه غلظت فلزات سنگین کروم، سرب و مس و نیز غلظت عناصر اصلی آلومینیم، آهن و منگنز در نمونه‌های آب رودخانه زیارت در آزمایشگاه آب منطقه‌ای استان گلستان و با استفاده از دستگاه طیف‌سنجی جذب اتمی^۱ (AAS) اندازه‌گیری شد. حد آشکارسازی دستگاه AAS برای عناصر کروم، سرب و مس به ترتیب ۰/۵، ۲/۵ و ۱ میکروگرم بر لیتر و برای آلومینیم، آهن و منگنز به ترتیب ۰/۳، ۰/۰۵ و ۰/۰۱۵ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است. در جدول (۴-۱۵) غلظت عناصر مورد مطالعه در مقایسه با استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) ارائه شده است.

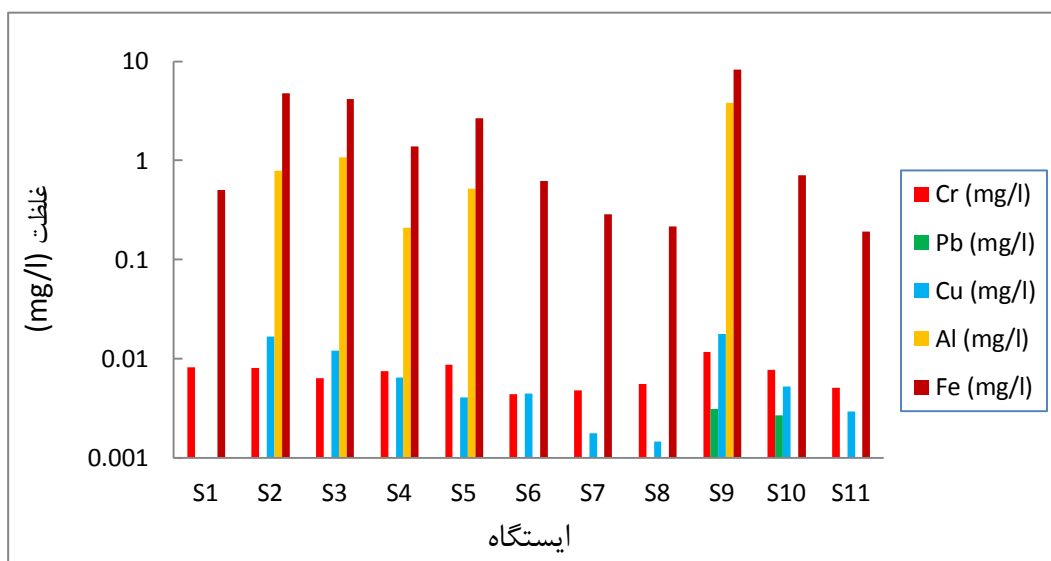
جدول (۴-۱۵): غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

ایستگاه	Cr (mg/l)	Pb (mg/l)	Cu (mg/l)	Al (mg/l)	Fe (mg/l)
S _۱	۰/۰۰۸	BDL	BDL	BDL	۰/۵۰۵
S _۲	۰/۰۰۸	BDL	۰/۰۱۶	۰/۷۸۳	۴/۷۶۴
S _۳	۰/۰۰۶	BDL	۰/۰۱۲	۱/۰۷۷	۴/۱۷۶
S _۴	۰/۰۰۷	BDL	۰/۰۰۶	BDL	۱/۳۹۶
S _۵	۰/۰۰۸	BDL	۰/۰۰۴	۰/۵۲۲	۲/۶۷۸
S _۶	۰/۰۰۴	BDL	۰/۰۰۴	BDL	۰/۶۲۵
S _۷	۰/۰۰۴	BDL	۰/۰۰۱	BDL	۰/۲۸۸
S _۸	۰/۰۰۵	BDL	۰/۰۰۱	BDL	۰/۲۱۶
S _۹	۰/۰۱۱	۰/۰۰۳	۰/۰۱۷	۳/۸۱۳	۸/۲۷۸
S _{۱۰}	۰/۰۰۷	۰/۰۰۲	۰/۰۰۵	BDL	۰/۷۱۰
S _{۱۱}	۰/۰۰۵	BDL	۰/۰۰۲	BDL	۰/۱۹۱
WHO (2008)	۰/۰۵	۰/۰۱	۲	۰/۲	۰/۳

BDL: Below detection limit

1- Atomic absorption spectrophotometer

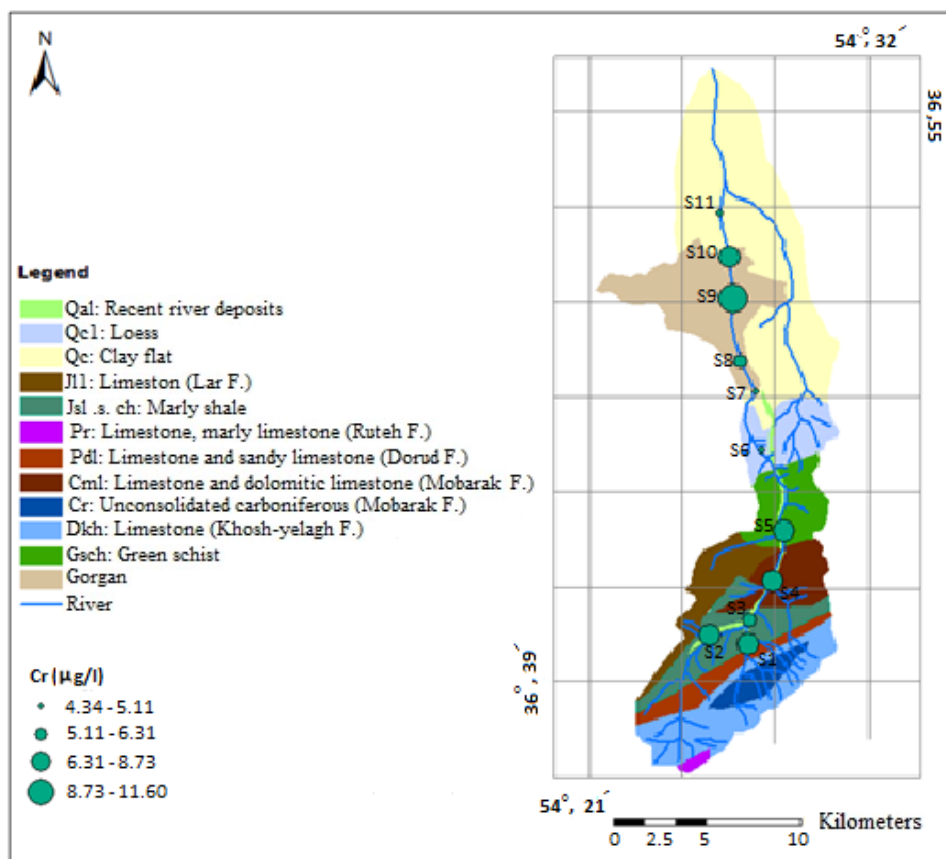
شکل (۴-۳۶) مقایسه غلظت فلزات مورد مطالعه در ایستگاه‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد.



شکل (۴-۳۶): نمودار ستونی غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۷-۱- کروم

غلظت کروم در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۴/۳۴ تا ۱۱/۶۰ میکروگرم بر لیتر متغیر است (شکل ۴-۳۷). میانگین غلظت کروم در آب رودخانه‌های جهان ۰/۷ میکروگرم بر لیتر است (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز کروم در آب آشامیدنی را ۵۰ میکروگرم بر لیتر در نظر گرفته است، در نتیجه تمام نمونه‌های آب رودخانه از نظر غلظت کروم برای آشامیدن مناسب می‌باشند. بالاترین غلظت کروم در ایستگاه S_۹ (مرکز شهر) که تحت تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری قرار دارد مشاهده می‌شود، در حالی که پایین‌ترین غلظت آن در ایستگاه S_۶ (نهارخوران) مشاهده می‌شود. به طور کلی کروم انحلال‌پذیری پایینی دارد و در شرایط قلیایی جذب کانی‌های رسی و مواد آلی می‌شود (Bradl, 2005)، در حالی که در pHهای پایین به شکل حل شده در آب حضور دارد (Takeno, 2005). با توجه به محدوده pH آب رودخانه زیارت (۷/۸۸ - ۷/۲۰) و نیز تحرک ژئوشیمیایی پایین کروم (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007) غلظت پایین آن توجیه می‌شود.

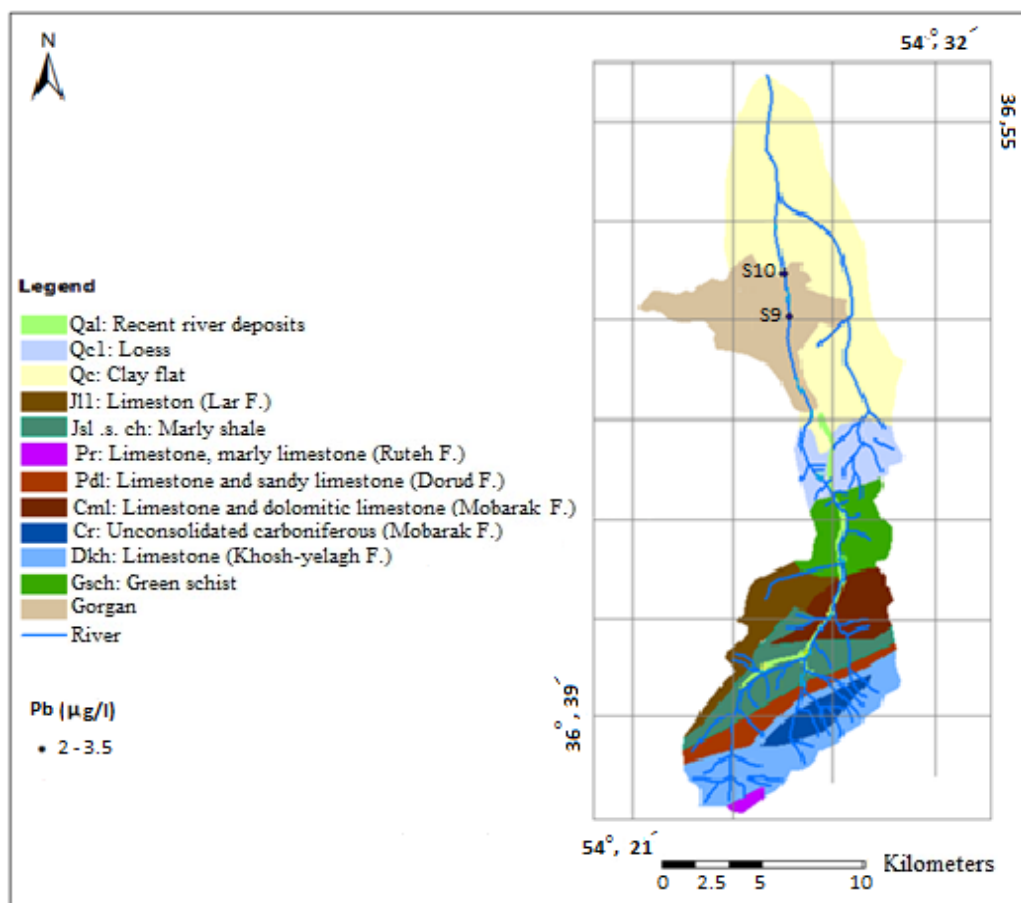


شکل (۴-۳۷): تغییرات غلظت عنصر کروم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت (مقادیر بر حسب میکروگرم بر لیتر)

۴-۷-۲- سرب

غلظت سرب در نمونه‌های آب رودخانه زیارت از کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (۲) تا ۳/۱۱ میکروگرم بر لیتر متغیر است (شکل ۴-۳۸). میانگین غلظت سرب در رودخانه‌های جهان ۰/۰۸ میکروگرم بر لیتر می‌باشد (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). بر طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر غلظت مجاز سرب در آب آشامیدنی ۱۰ میکروگرم بر لیتر است. بر این اساس در تمام نمونه‌های آب رودخانه غلظت سرب کمتر از حد مجاز آن در آب آشامیدنی بوده و تمامی نمونه‌های آب از نظر غلظت سرب برای آشامیدن مناسب هستند. بالاترین غلظت سرب در ایستگاه S_۹ (مرکز شهر) که تحت تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری قرار دارد مشاهده می‌شود. غلظت سرب در آب‌های طبیعی ناچیز است و بیشتر تحت تأثیر فعالیت‌های انسانزاد افزایش

می‌یابد (Ramesh and Elango, 2012) و به عواملی چون pH، TDS، درجه حرارت و میزان مواد معلق وابسته است. انحلال‌پذیری سرب به دلیل جذب آن به وسیله مواد آلی، هیدروکسیدهای آهن و منگنز و کانی‌های رسی پایین است.

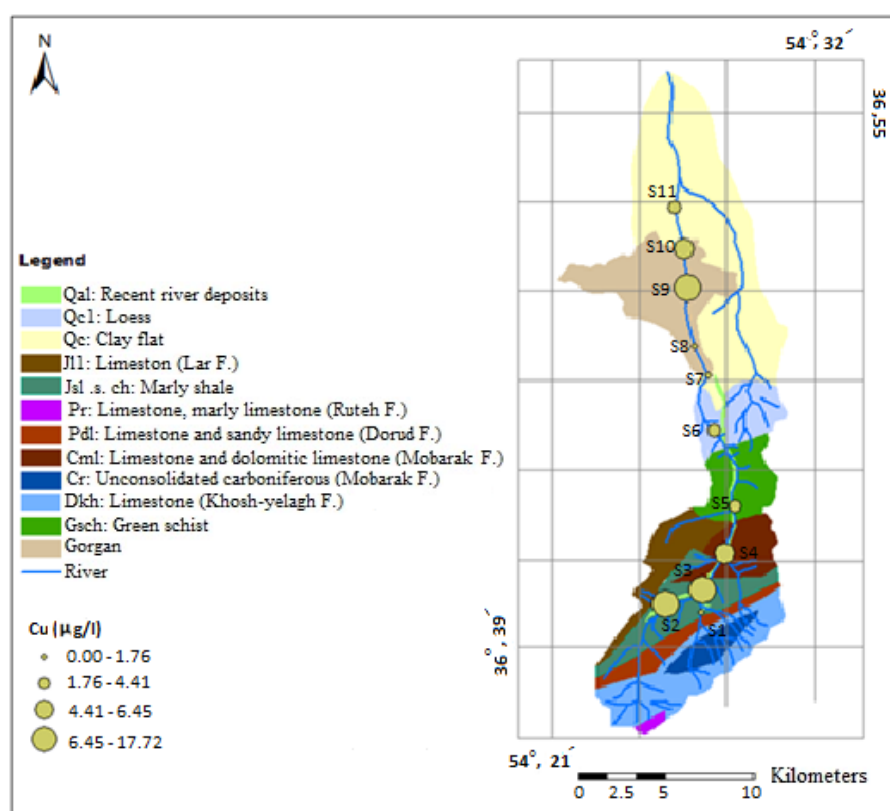


شکل (۴-۳۸): تغییرات غلظت عنصر سرب در نمونه‌های آب رودخانه زیارت (مقادیر بر حسب میکروگرم بر لیتر)

۴-۷-۳- مس

غلظت مس در نمونه‌های آب رودخانه زیارت از کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (۱۰) تا ۱۷/۷۲ میکروگرم بر لیتر متغیر است (شکل ۴-۳۹). انحلال‌پذیری مس توسط عواملی چون pH، درجه حرارت، سختی و میزان مواد معلق کنترل می‌شود (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). میانگین غلظت جهانی مس در رودخانه‌های جهان ۱/۴۸ میکروگرم بر لیتر است

(Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). بر طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر غلظت مجاز مس در آب آشامیدنی ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. بر این اساس در تمام نمونه‌های آب رودخانه غلظت مس کمتر از حد مجاز آن در آب آشامیدنی بوده و تمامی نمونه‌های آب از نظر غلظت مس برای آشامیدن مناسب هستند. در ایستگاه S_p (تول‌بنه) که تحت تأثیر استفاده از آفت‌کش‌های حاوی مس در کشاورزی و S_q (پل استاندارد) که تحت تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری قرار دارد، غلظت مس نسبت به سایر ایستگاه‌ها بالاتر است.

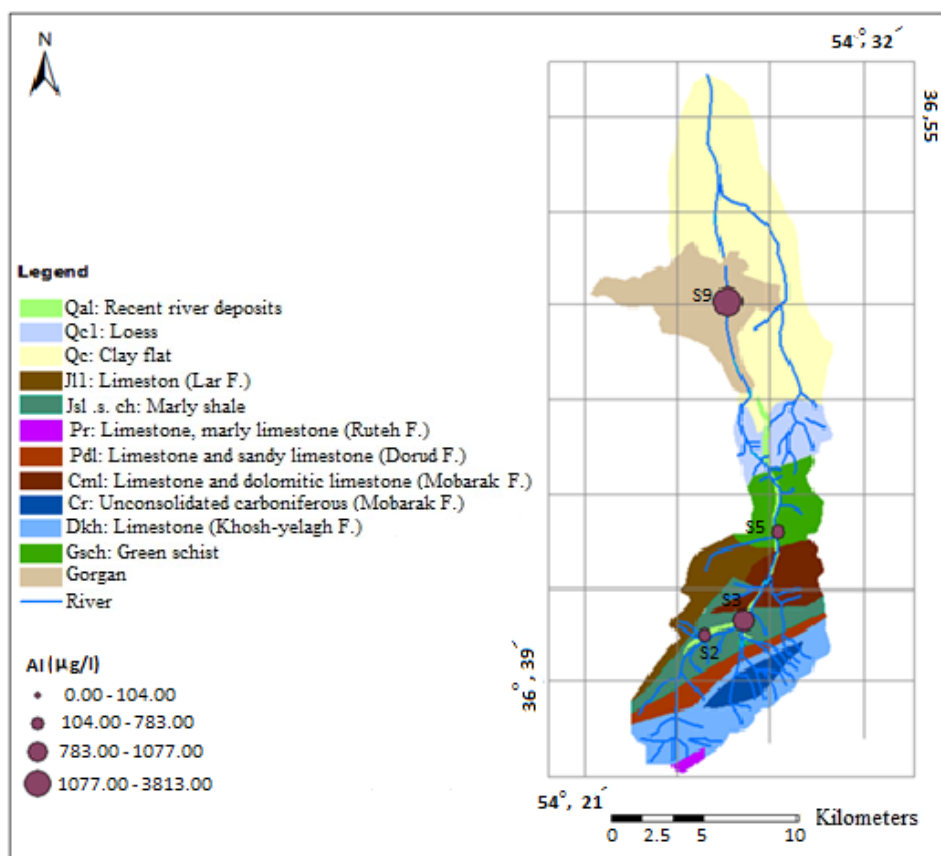


شکل (۴-۳۹): تغییرات غلظت عنصر مس در نمونه‌های آب رودخانه زیارت (مقادیر بر حسب میکروگرم بر لیتر)

۴-۷-۴- آلومینیم

غلظت آلومینیم در نمونه‌های مورد مطالعه از زیر حد آشکارسازی دستگاه (۳۰۰) تا ۳۸۱۳ میکروگرم بر لیتر متغیر است (شکل ۴-۴۰). بر طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) حداکثر غلظت مجاز آلومینیم در آب آشامیدنی ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر است. بر این اساس در ایستگاه‌های S_p ,

S_p ، S_d و S_q غلظت آلومینیم از حد مجاز آن در آب آشامیدنی بیشتر شده و این نمونه‌های آب از نظر غلظت آلومینیم برای آشامیدن مناسب نیستند. بالاترین غلظت آلومینیم در ایستگاه S_q (مرکز شهر) که تحت تأثیر ورود فاضلاب‌های شهری است مشاهده می‌شود. در ایستگاه S_q به علت ورود فاضلاب‌های شهری و بالا رفتن شرایط اکسیژن‌خواهی (بالا رفتن BOD و COD) شرایط آب از حالت اکسیداسیون به احیا تغییر یافته و بخشی از آلومینیم از حالت رسوب به حالت محلول در آمده است. سپس در ایستگاه‌های بعدی به علت تلاطم آب شرایط هوازی به وجود آمده و به علت شرایط اکسیده محیط آب آلومینیم رسوب کرده و غلظت آن کاهش یافته است.

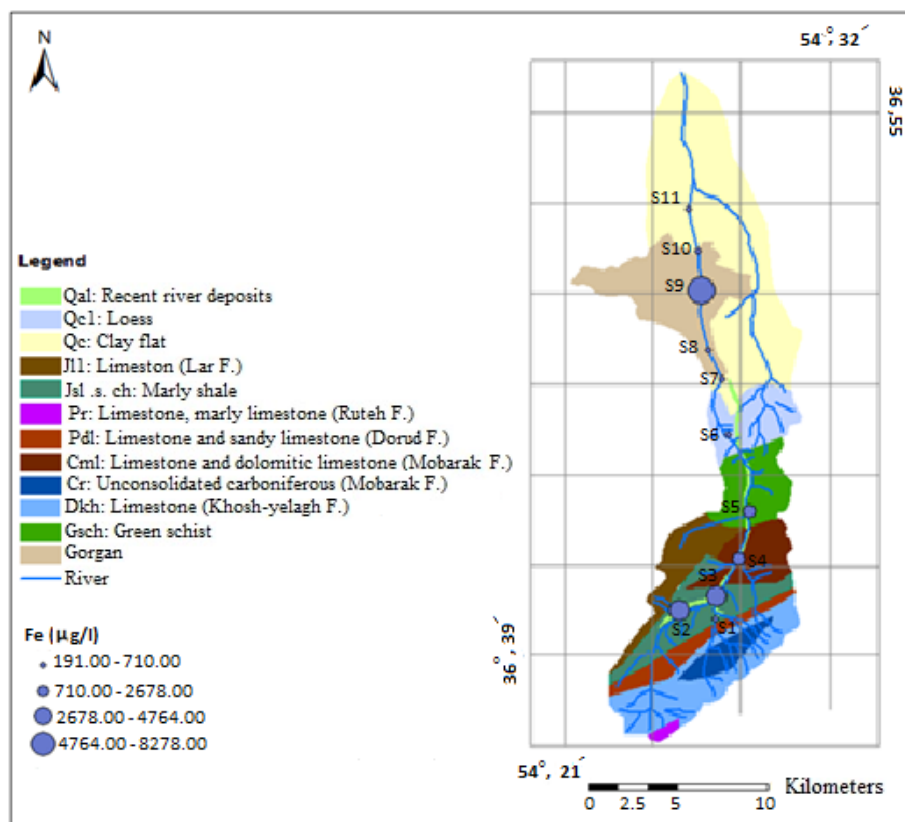


شکل (۴-۴۰): تغییرات غلظت عنصر آلومینیم در نمونه‌های آب رودخانه زیارت (مقادیر بر حسب میکروگرم بر لیتر)

۴-۷-۵- آهن

رفتار شیمیایی و انحلال‌پذیری آهن به شدت وابسته به pH و شرایط رداکس (اکسیداسیون - احیا)

است. غلظت آهن در نمونه‌های آب رودخانه زیارت بین ۱۹۱ تا ۸۲۷۸ میکروگرم بر لیتر متغیر است (شکل ۴-۴۱). بر طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) حداکثر غلظت مجاز آهن در آب آشامیدنی ۳۰۰ میکروگرم بر لیتر است. بر این اساس در ایستگاه‌های S_1 ، S_2 ، S_3 ، S_4 ، S_5 ، S_6 و S_9 غلظت آهن از حد مجاز آن در آب آشامیدنی بیشتر شده و این نمونه‌های آب از نظر غلظت آهن برای آشامیدن مناسب نیستند. از آنجایی که آهن ماده مغذی ضروری برای انسان محسوب می‌شود غلظت بالای آن در آب آشامیدنی برای سلامتی مضر نیست، اما حضور غلظت بالای آهن باعث مزه فلزی آب، رنگ قهوه‌ای و بوی بد آن می‌شود (WHO, 2004). بالاترین غلظت آهن در ایستگاه S_9 (مرکز شهر) که تحت تأثیر ورود فاضلاب‌های شهری است مشاهده می‌شود. در ایستگاه‌های S_1 (تول‌بنه) و S_9 (پل استاندارد) به علت غلظت بالای آهن رنگ آب قهوه‌ای بوده و بیشترین میزان کدورت را دارند (جدول ۴-۱).



شکل ۴-۴۱: تغییرات غلظت عنصر آهن در نمونه‌های آب رودخانه زیارت (مقادیر بر حسب میکروگرم بر لیتر)

۴-۷-۶- منگنز

غلظت منگنز در نمونه‌های آب رودخانه زیارت کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (۱۵ میکروگرم بر لیتر) است. میانگین غلظت منگنز در رودخانه‌های جهان ۶۶ میکروگرم در لیتر می‌باشد (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). بر طبق استاندارد WHO حداکثر غلظت مجاز منگنز در آب آشامیدنی ۴۰۰ میکروگرم بر لیتر است. بر این اساس نمونه‌های آب از نظر غلظت منگنز برای آشامیدن مناسب هستند. انحلال‌پذیری منگنز نیز مانند آهن به شرایط pH و EH محیط وابسته است (Herrera and Espinosa, 2008). منگنز و آهن در آب‌های سطحی دارای رفتار ژئوشیمیایی متفاوت هستند به همین دلیل در نمونه‌های آب رودخانه با این که غلظت آهن بالا است، غلظت منگنز زیر حد آشکارسازی دستگاه می‌باشد. منگنز در محیط‌های اکسیدی (شرایط رودخانه) به صورت نامحلول (Mn^{4+}) است و تحت شرایط احیایی محیط به Mn^{2+} تبدیل شده و به حالت محلول در آب می‌باشد (کریم‌پور و سعادت، ۱۳۸۱).

۴-۷-۷- گونه‌های عناصر در آب رودخانه زیارت

سمیت و زیست‌دسترس‌پذیری عناصر به گونه‌های فیزیکیوشیمیایی آن وابسته است (Korfali and Jurdi, 2011). فلزات ناپایدار شامل یون‌های فلزی آزاد و اشکال فلزی قابل تبادل با یون هیدروژن بسیار زیست‌دسترس‌پذیر هستند در حالی که اشکال فلزی همراه با مواد آلی و غیر آلی در محلول و همچنین اشکال همراه با اجزاء معلق زیست‌دسترس‌پذیری پایینی دارند (Alonso et al., 2004).

در این مطالعه به منظور تعیین گونه‌های آبی فلزات در آب رودخانه زیارت از نرم‌افزار PHREEQC استفاده شد. داده‌های ورودی به این نرم‌افزار شامل T, PH, EC, TDS و غلظت آنیون و کاتیون‌های اصلی و عناصر حل شده است. غلظت منگنز کمتر از حد آشکارسازی دستگاه است، در نتیجه تعیین

گونه آن امکان پذیر نیست. در جدول (۴-۱۶) گونه‌های غالب عناصر مورد مطالعه ارائه شده است. نتایج نشان داد در بین گونه‌های مس و سرب بیشترین فعالیت مربوط به گونه کربناتی ($\text{PbCO}_3 - \text{CuCO}_3$) می‌باشد. حضور گونه‌های کربناتی، رخداد گونه‌های فلزی را در آب به غلظت‌های پایین محدود می‌کند (Korfali and Davies, 2004) که با غلظت پایین این دو فلز در نمونه‌های آب هماهنگی دارد.

در آب‌های سطحی مس بیشتر به صورت Cu^{2+} ، $\text{Cu}(\text{OH})^+$ ، CuCO_3 و CuSO_4 است (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007) و Cu^{2+} و $\text{Cu}(\text{OH})^+$ جزء سمی‌ترین گونه‌های مس می‌باشند (Korfali and Jurdi, 2011). مطالعه گونه‌سازی عناصر در نمونه‌های آب رودخانه زیارت نشان می‌دهد فعالیت گونه‌های مس با بار مثبت در آب رودخانه زیارت نسبت به گونه‌ها با بار منفی بیشتر است، در نتیجه مقادیر قابل توجهی از مس جذب سطحی رسوبات می‌شود. فعالیت گونه‌های جذب سطحی شونده سرب (گونه‌ها با بار مثبت) در آب رودخانه زیارت نسبت به گونه‌های آنیونی بیشتر است، در نتیجه مقادیر قابل توجهی از سرب نیز جذب سطحی رسوبات می‌شود. در مطالعه گونه‌سازی عناصر آهن و آلومینیم بیشترین فعالیت را دارند که با غلظت بالای آن‌ها در نمونه‌های آب سازگار است. آهن در آب‌های سطحی بیشتر به شکل $\text{Fe}(\text{OH})_3$ حضور دارد (Hem, 1985). بیشترین فعالیت آهن در گونه Fe^{2+} و سپس $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ و $\text{Fe}(\text{OH})_3$ مشاهده می‌شود. آهن در گونه‌های $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ و $\text{Fe}(\text{OH})_3$ دارای ظرفیت سه بار مثبت می‌باشد. حضور مقادیر بالای گونه‌های آهن در آب سمیت ایجاد نمی‌کند، اما آهن ۲ ظرفیتی نسبت به ۳ ظرفیتی از تحرک بیشتری برخوردار است. در pH بالاتر از ۷ آلومینیم در آب به شکل $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ غالب است (Hem, 1985). در بین گونه‌های آلومینیم بیشترین فعالیت مربوط به گونه $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ و سپس $\text{Al}(\text{OH})_3$ است. در این دو گونه آلومینیم دارای ظرفیت سه بار مثبت است. بیشترین فعالیت گونه کروم در $\text{Cr}(\text{OH})_3$ مشاهده می‌شود که کروم در این گونه ظرفیت سه بار مثبت دارد. کروم شش بار مثبت نسبت به سه بار مثبت متحرک‌تر و سمی‌تر می‌باشد (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007).

جدول (۴-۱۶): گونه‌های عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

گونه‌ها	فعالیت	گونه‌ها	فعالیت
Pb		Fe	
PbCO ₃	./.....۱۳۰۹	Fe ²⁺	./.....۴۹۷۴
PbHCO ₃ ⁺	./.....۵۵۸۶	Fe(OH) ₂ ⁺	./.....۴۵۱۴
Pb ²⁺	./.....۲۵۵۲	Fe(OH) ₃	./.....۱۱۳۴
PbSO ₄	./.....۱۵۱۰	FeSO ₄	./.....۹۲۹۲
PbOH ⁺	./.....۱۰۶۴	FeHPO ₄	./.....۵۷۲۳
Pb(Cl) ⁺	./.....۳۲۶۷	Fe(OH) ₄ ⁻	./.....۲۴۲۳
Pb(CO ₃) ₂ ⁻	./.....۱۳۷۳	FeH ₂ PO ₄ ⁺	./.....۵۳۷۸
Al		FeOH ⁺	./.....۳۳۶۶
Al(OH) ₄ ⁻	./.....۸۹۷۳	FeOH ²⁺	./.....۶۳۷۷
Al(OH) ₃	./.....۴۱۹۸	Fe(OH) ₂	./.....۶۱۱۷
Al(OH) ₂ ⁺	./.....۱۵۶	Cu	
AlOH ²⁺	./.....۹۴	CuCO ₃	./.....۱۴۵۹
Al(SO ₄) ⁺	./.....۴۷۳۵	Cu(OH) ₂	./.....۸۷۸۵
Al ³⁺	./.....۴۲۹۷	CuHCO ₃ ⁺	./.....۱۲۷۱
Al(SO ₄) ₂ ⁻	./.....۳۹۵۷	Cu ²⁺	./.....۹۲۰۲
Cr		CuSO ₄	./.....۱۹۷۷
Cr(OH) ₃	./.....۱۲۳۷	Cu(OH) ⁺	./.....۱۹۶۷
Cr(OH) ₂ ⁺	./.....۷۸۰۸	CuCl ₂ ⁻	./.....۱۵۷۳
Cr(OH) ²⁺	./.....۱۵۲۳	Cu(CO ₃) ₂ ⁻	./.....۵۴۲۲
CrOHSO ₄	./.....۷۲۴۶	Cu(Cl) ⁺	./.....۸۶۷۱
Cr(O) ₂ ⁻	./.....۶۴۱۱		
Cr(OH) ₄ ⁻	./.....۲۵۲۶		

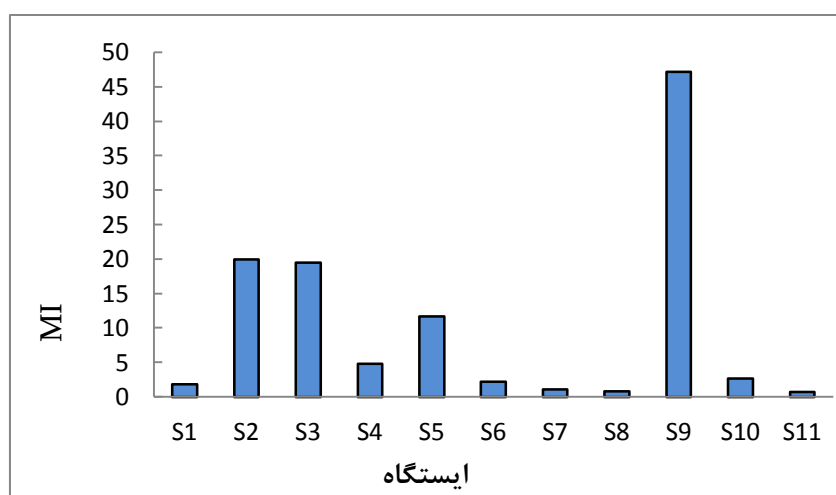
۴-۷-۸- شاخص فلزی (Metal Index)

در ارزیابی آلودگی آب رودخانه زیارت به فلزات سنگین از شاخص فلزی استفاده شد. شاخص فلزی از

طریق رابطه (۴-۸) محاسبه می‌شود (Su et al., 2011):

$$MI = \sum_{i=1}^n (C_i / C_0) \quad (۴-۸)$$

که در آن MI شاخص فلزی، C_i غلظت اندازه‌گیری شده عنصر i ام و C_0 غلظت مجاز آن بر طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) می‌باشد. اگر این شاخص بیشتر از یک باشد نمونه نسبت به عنصر مورد نظر آلوده و در غیر این صورت غیر آلوده است. شکل (۴-۴۲) شاخص فلزی نمونه‌های آب رودخانه زیارت را نشان می‌دهد. بر اساس شاخص فلزی تمام ایستگاه‌ها به جز S_8 و S_{11} آلوده‌اند و حداکثر مقدار شاخص فلزی در ایستگاه S_9 (مرکز شهر) مشاهده می‌شود.



شکل (۴-۴۲): تغییرات شاخص فلزی در طول رودخانه زیارت

علاوه بر این برای ارزیابی درجه آلودگی آب به فلزات سنگین از شاخص‌هایی مانند شاخص ارزیابی فلزات سنگین^۲ (HEI)، شاخص آلودگی فلزات سنگین^۳ (HPI) و درجه آلودگی^۴ (C_d) استفاده می‌شود (Prasanna et al., 2012).

2- heavy metal evaluation index

3- heavy metal pollution index

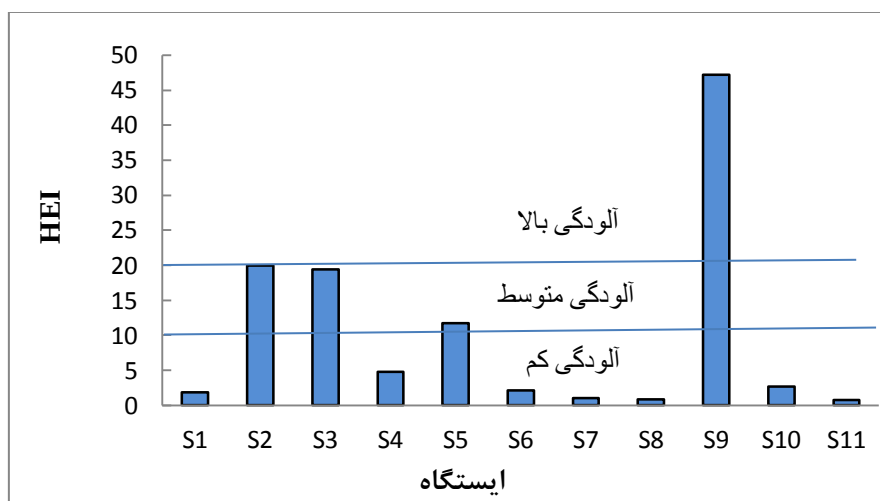
4-degree of contamination

۹-۷-۴- شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI)

این شاخص در ارزیابی آلودگی آب به فلزات سنگین کاربرد دارد و از طریق رابطه (۹-۴) محاسبه می‌شود (Nayek et al., 2013):

$$HEI = \sum_{i=1}^n \frac{H_c}{H_{max}} \quad (9-4)$$

که در آن H_c مقدار اندازه‌گیری شده پارامتر i ام و H_{max} حداکثر غلظت مجاز پارامتر i ام است. این شاخص در حقیقت همان شاخص فلزی است که درجه آلودگی را نشان می‌دهد. با توجه به رده‌بندی کیفیت آب بر اساس این شاخص جدول (۴-۱۷) ایستگاه‌های S_1 ، S_2 ، S_3 ، S_4 ، S_5 ، S_6 ، S_7 ، S_8 و S_{11} درجه آلودگی کم و ایستگاه‌های S_3 و S_5 بیشتر تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی درجه آلودگی متوسط و ایستگاه S_9 (مرکز شهر) تحت تأثیر ورود فاضلاب شهری به آب رودخانه درجه آلودگی بالایی دارند (شکل ۴-۴۳).

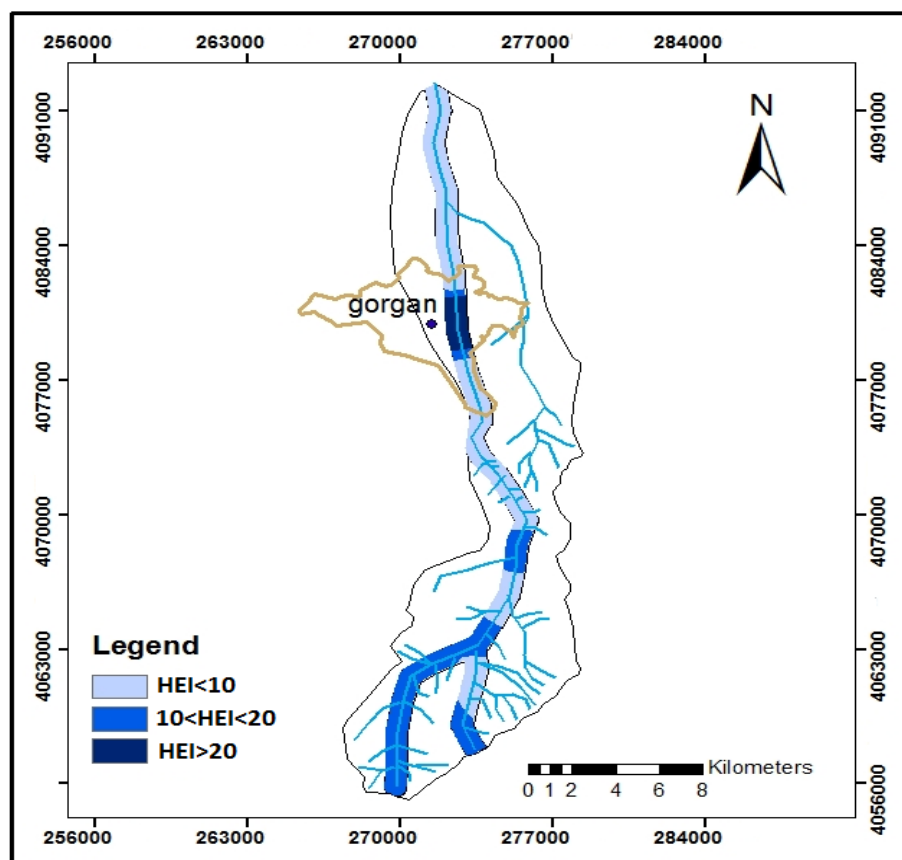


شکل (۴-۴۳): تغییرات شاخص ارزیابی فلزات سنگین در طول رودخانه زیارت

جدول (۴-۱۷): رده‌بندی کیفی آب براساس شاخص ارزیابی فلزات سنگین

درجه آلودگی	رده	نمونه‌های مورد مطالعه	درصد نمونه‌ها
کم	$HEI < 10$	$S_1, S_2, S_3, S_4, S_5, S_6, S_7, S_8$ و S_{11} و S_{10}	۶۴٪
متوسط	$10 < HEI < 20$	S_3 و S_5 و S_9	۲۷٪
بالا	$HEI > 20$	S_9	۹٪

در شکل (۴-۴۴) رودخانه زیارت بر اساس شاخص ارزیابی فلزات سنگین پهنه‌بندی شده است.



شکل (۴-۴۴): پهنه‌بندی رودخانه زیارت بر مبنای شاخص ارزیابی فلزات سنگین

۴-۷-۱۰- شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)

شاخص آلودگی فلزات سنگین برای ایستگاه‌های مورد مطالعه بر مبنای استاندارد WHO بر طبق

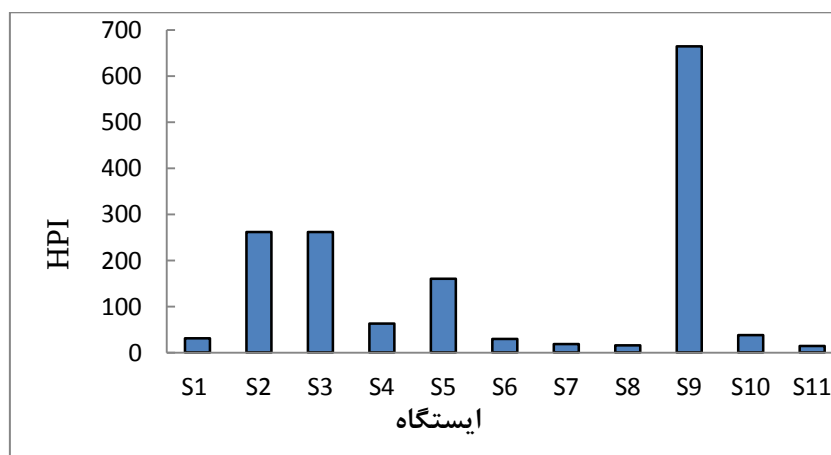
رابطه (۴-۱۰) محاسبه می‌شود (Enaam, 2013):

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (10-4)$$

در این رابطه W_i نسبت وزنی آلاین مؤلفه می‌باشد که از طریق معکوس استاندارد (استاندارد سازمان بهداشت جهانی) محاسبه می‌شود ($W_i = \frac{1}{S_i}$) و Q_i نرخ کیفی آلاین مؤلفه است که از طریق رابطه (۱۱-۴) محاسبه می‌شود:

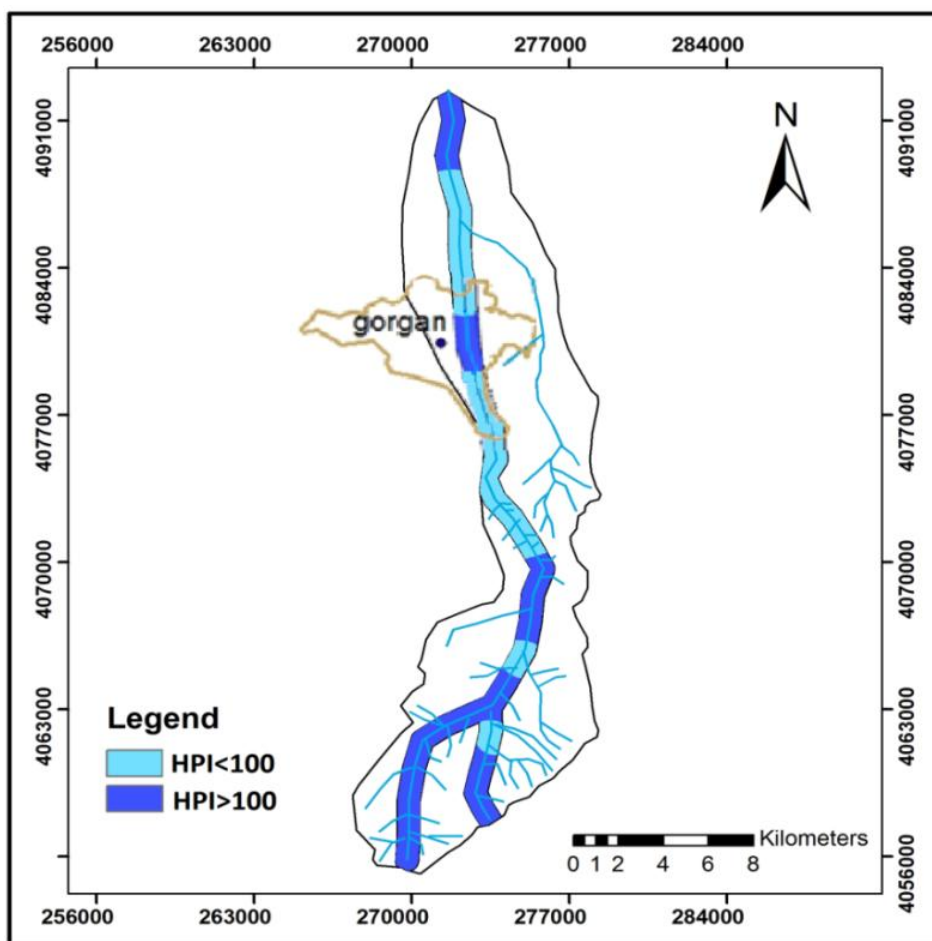
$$Q_i = \frac{M_i}{S_i} \times 100 \quad (10-4)$$

در این رابطه M_i غلظت مؤلفه M_i و S_i مقدار استاندارد مؤلفه M_i است. اگر $HPI > 100$ باشد، آب به فلزات سنگین آلوده است. اگر $HPI = 100$ باشد، آب در آستانه خطر آلودگی به فلزات سنگین قرار دارد و اگر $HPI < 100$ باشد، آب فاقد آلودگی به فلزات سنگین است. شکل (۴-۴۵) شاخص آلودگی فلزات سنگین نمونه‌های آب رودخانه زیارت را نشان می‌دهد. بر اساس این شاخص همه نمونه‌های آب به جز S_7 و S_8 و S_9 قابل شرب هستند و ۳۶ درصد از نمونه‌های آب به فلزات سنگین آلوده می‌باشند.



شکل (۴-۴۵): تغییرات شاخص آلودگی فلزات سنگین در طول رودخانه زیارت

در شکل (۴-۴۶) رودخانه زیارت بر اساس شاخص آلودگی فلزات سنگین پهنه‌بندی شده است.



شکل (۴-۴۶): پهنه‌بندی رودخانه زیارت بر مبنای شاخص آلودگی فلزات سنگین

۴-۷-۱۱- درجه آلودگی (C_d)

درجه آلودگی آب از رابطه زیر محاسبه می‌شود (Prasanna et al., 2012):

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_{fi} \quad (۱۱-۴)$$

$$C_{fi} = \frac{C_{Ai}}{C_{Ni}} - 1 \quad (۱۲-۴)$$

که در آن C_{fi} ضریب آلودگی، C_{Ai} مقدار اندازه‌گیری شده و C_{Ni} بالاترین حد مجاز پارامتر نام می‌باشد.

بر اساس رده‌بندی آب‌ها توسط این شاخص (جدول ۴-۱۸) ایستگاه S_1 ، S_4 ، S_6 ، S_7 ، S_8 ، S_{10} و S_{11}

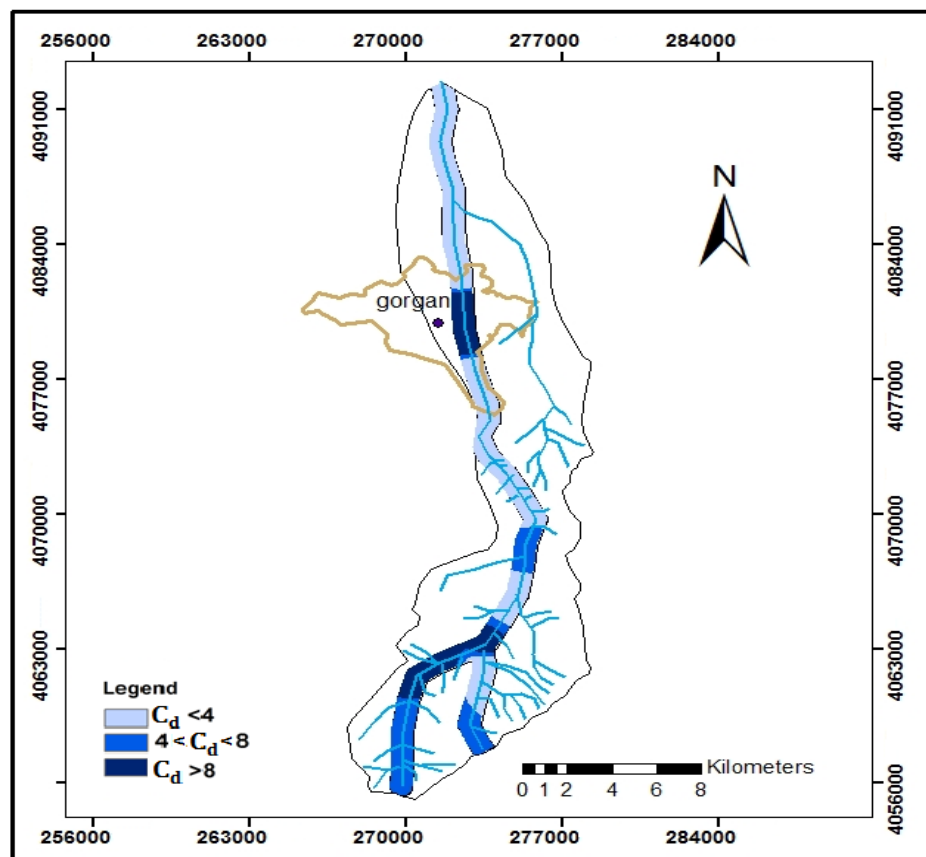
درجه آلودگی کم، ایستگاه S_5 درجه آلودگی متوسط و ایستگاه‌های S_3 ، S_9 و S_q درجه آلودگی زیادی

دارند (شکل ۴-۴۷).



شکل (۴-۴۷): تغییرات درجه آلودگی در طول رودخانه زیارت

در شکل (۴-۴۸) رودخانه زیارت براساس درجه آلودگی فلزات سنگین پهنه‌بندی شده است.



شکل (۴-۴۸): پهنه‌بندی رودخانه زیارت بر مبنای درجه آلودگی

جدول (۴-۱۸): رده‌بندی کیفی آب براساس درجه آلودگی فلزات سنگین

درجه آلودگی	رده	نمونه‌های مورد مطالعه	درصد نمونه‌ها
کم	$C_d < 4$	$S_1, S_4, S_6, S_7, S_8, S_{10}, S_{11}$	۶۴٪
متوسط	$4 < C_d < 8$	S_5	۹٪
بالا	$C_d > 8$	S_2, S_3, S_9	۲۷٪

۴-۸- آلودگی بیولوژیکی آب رودخانه زیارت

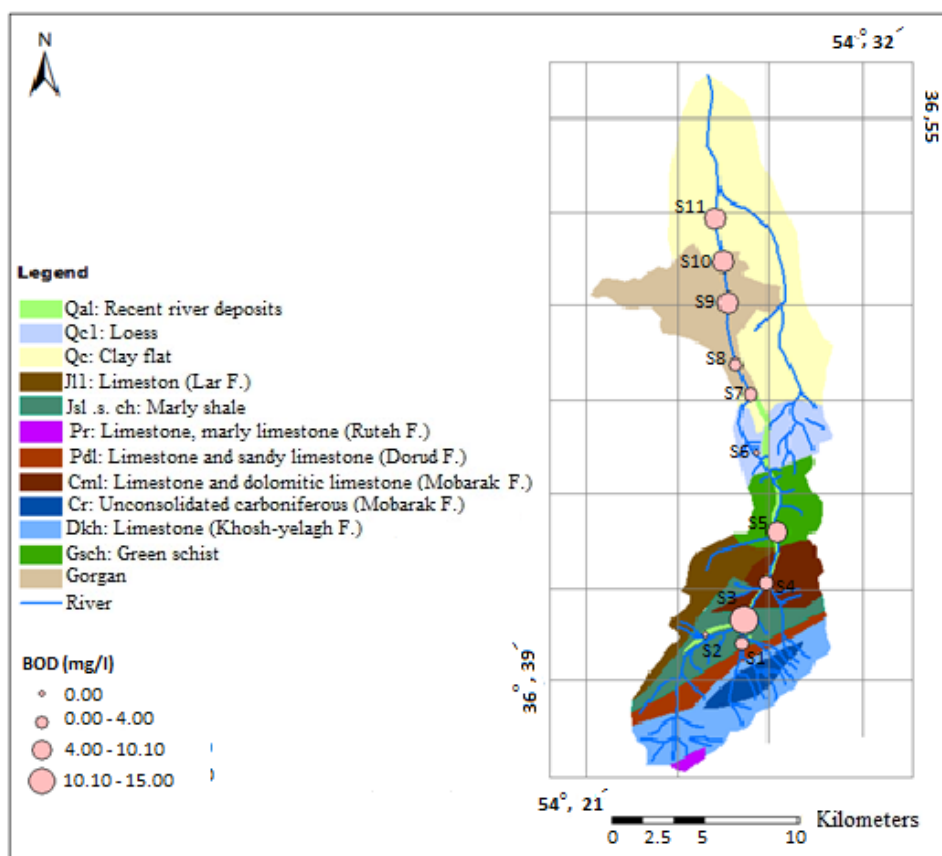
پارامترهای بیولوژیکی اکسیژن‌خواهی زیستی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)، اکسیژن حل شده (DO)، باکتری‌های کلی‌فرم کل (TC) و کلی‌فرم مدفوعی (FC) از جمله پارامترهای مورد استفاده برای ارزیابی کیفیت آب می‌باشند. در بین این پارامترها، اکسیژن حل شده و میزان باکتری‌های کلی‌فرم بیشترین تأثیر را بر سلامت عمومی آب دارد (Shin et al, 2012). در جدول (۴-۱۹)، مقادیر پارامترهای BOD، COD و DO نمونه‌های آب مورد مطالعه ارائه شده است.

جدول (۴-۱۹): مقادیر پارامترهای BOD، COD و DO نمونه‌های مورد مطالعه (مقادیر برحسب میلی‌گرم بر لیتر)

ایستگاه	BOD(mg/l)	COD(mg/l)	DO (mg/l)
S_1	۳/۳	۵	۵/۷۲
S_2	۰	۱	۵/۴۹
S_3	۱۵	۲۸	۵/۳
S_4	۴	۷	۴/۵
S_5	۱۰/۱	۲۲	۵/۰۴
S_6	۰	۱	۵/۲۹
S_7	۴	۶	۵/۳۹
S_8	۳/۹	۶	۵/۰۴
S_9	۷	۱۲	۳/۲۷
S_{10}	۱۰	۱۹	۶/۱۷
S_{11}	۹	۱۵	۵/۰۸

۴-۸-۱- اکسیژن خواهی زیستی (BOD_5^{20})

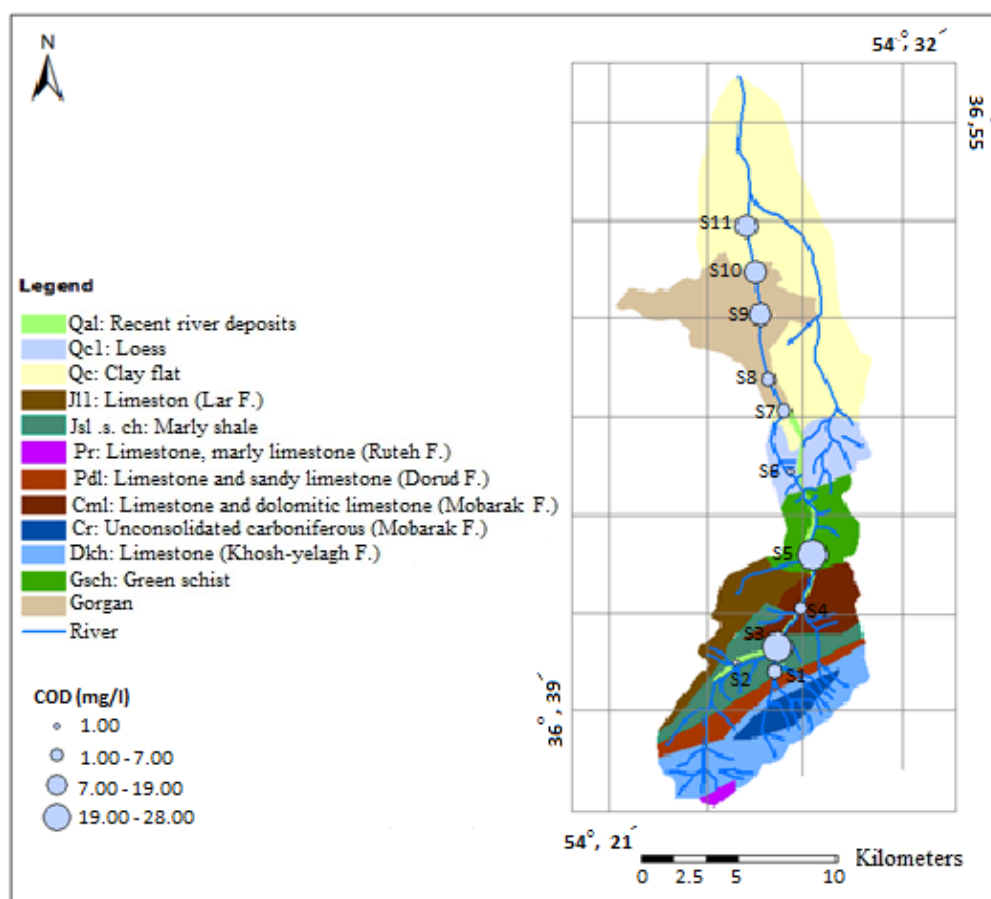
بر اساس شکل (۴-۴۹) مقدار BOD_5^{20} نمونه‌های مورد مطالعه بین ۰ تا ۱۵ (میانگین ۶/۰۲) میلی گرم بر لیتر متغیر است. سازمان استاندارد جهانی (WHO, 2006) غلظت بالاتر از ۵ میلی گرم بر لیتر BOD را مشخصه آب‌های آلوده دانسته است، بنابراین نمونه‌های S_3 ، S_5 (قبل از شهر) و S_9 ، S_{11} (داخل شهر) آلوده‌اند. بالاترین میزان BOD در نمونه S_3 (برداشت شده از آبگیر زیارت) که تحت تأثیر تخلیه فاضلاب‌های دامداری‌ها و پساب‌های کشاورزی حاوی آفت‌کش‌ها و کودها قرار دارد، مشاهده می‌شود.



شکل (۴-۴۹): تغییرات میزان BOD در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۸-۲- اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)

بر اساس شکل (۴-۵۰) مقدار COD نمونه‌های مورد مطالعه بین ۱ تا ۲۸ (میانگین ۱۱/۰۹) میلی گرم بر لیتر متغیر است. سازمان استاندارد جهانی (WHO, 2006) غلظت بالاتر از ۱۰ میلی گرم بر لیتر را مشخصه آب‌های آلوده دانسته است، بنابراین نمونه‌های S_3 و S_5 (قبل شهر)، S_4 ، S_{11} و S_{10} (داخل شهر) آلوده‌اند. بالاترین میزان COD نیز در ایستگاه S_3 (برداشت شده از آبگیر زیارت) که تحت تأثیر ورود فاضلاب‌های دامداری‌ها و پساب‌های کشاورزی قرار دارد مشاهده می‌شود.

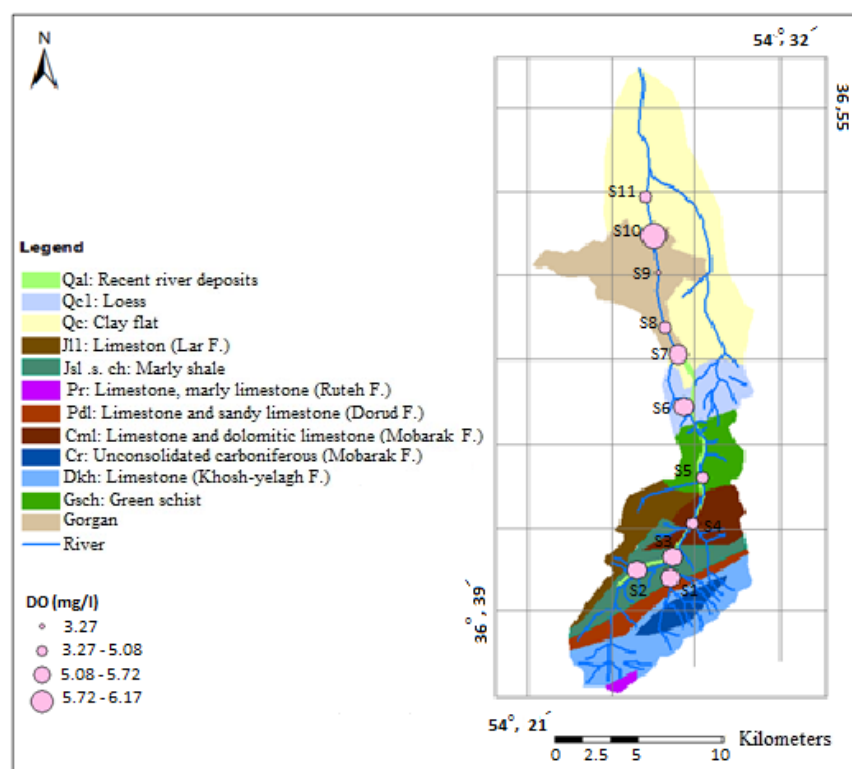


شکل (۴-۵۰): تغییرات میزان COD در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۸-۳- اکسیژن حل شده (DO)

سازمان استاندارد جهانی (WHO, 2006) غلظت استاندارد ۵ میلی گرم بر لیتر اکسیژن حل شده را

برای رشد ماهی‌ها و ارگانیسم‌های آبی تعیین کرده است. میزان DO کمتر از ۳ میلی گرم بر لیتر مشخصه آب‌های آلوده است (Lim et al., 2013). بر اساس شکل (۴-۵۱) مقدار DO در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳/۲۷ تا ۶/۱۷ (میانگین ۵/۱۱) میلی گرم بر لیتر متغیر است و بر این اساس هیچ یک از نمونه‌ها آلوده نیستند. کمترین میزان DO در ایستگاه S_۹ (برداشت شده از مرکز شهر) مشاهده می‌شود. در ایستگاه S_۹ (آبشار زیارت) انحلال بیشتر اکسیژن در آب به دلیل درجه حرارت پایین‌تر آب است. از ایستگاه S_۹ به S_۴ (آبگرم زیارت) غلظت نیتрат و فسفات و به تبع آن رشد باکتری‌ها افزایش یافته، در نتیجه مقدار DO روند کاهشی نشان می‌دهد. سطح پایین DO در ایستگاه S_۹ به علت تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری، کدورت بالای آب (که باعث نفوذ کم نور به آب و کاهش فعالیت‌های فتوسنتز می‌شود)، نرخ بالای تجزیه شیمیایی مواد آلی و نیاز بیشتر به اکسیژن برای فعالیت‌های متابولیکی است (Rani et al., 2011).



شکل (۴-۵۱): تغییرات میزان DO در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

۴-۸-۴- باکتری‌های کلی‌فرم کل و مدفوعی

در اثر ورود فضولات حیوانی و فاضلاب‌های خانگی به آب رودخانه‌ها میزان باکتری‌های کلی‌فرم افزایش می‌یابد. بر اساس مقدار باکتری‌های کلی‌فرم کل و مدفوعی همه نمونه‌های آب رودخانه زیارت دارای آلودگی میکروبی هستند. بالاترین آلودگی میکروبی در ایستگاه S_۴ (آبگرم زیارت) به علت غلظت بالای ماده مغذی فسفات، در ایستگاه S_۶ (نهارخوران) به دلیل ورود پساب‌های هتل‌ها و اماکن توریستی، در ایستگاه S_۸ (قلعه حسن) و S_۹ (پل استاندارد) به دلیل ورود فاضلاب‌های شهری و در ایستگاه S_{۱۰} (انتهای گرگان) به علت ورود پساب‌های کشاورزی و افزایش غلظت ماده مغذی نیتрат که همگی باعث افزایش نرخ رشد باکتری‌ها شده‌اند، مشاهده می‌شود (جدول ۴-۲۰).

جدول (۴-۲۰): نتایج ارزیابی باکتریولوژیکی در طول رودخانه زیارت (بر حسب MPN/100ml)

ایستگاه	نتیجه میکربیولوژی	کلی فرم مدفوعی	کلی فرم کل
S _۱	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	28	>1100
S _۲	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	210	>1100
S _۳	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	1100	>1100
S _۴	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	1500	>1100
S _۵	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	460	>1100
S _۶	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	1200	>1100
S _۷	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	1100	>1100
S _۸	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	2600	>1100
S _۹	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	3200	>1100
S _{۱۰}	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	1200	>1100
S _{۱۱}	دارای آلودگی کلی‌فرمی و کلی‌فرمی مدفوعی	35	>1100

۴-۹- ارزیابی کیفیت آب رودخانه زیارت بر اساس شاخص‌های کیفیت

آب (WQI)

محاسبه شاخص‌های کیفی آب روش‌هایی ساده برای مدیریت کیفی منابع آب می‌باشد. این شاخص‌ها با ساده‌سازی و کاهش اطلاعات خام و اولیه علاوه بر بیان کیفیت آب، روند تغییرات کیفی آب را در طول مکان و زمان بررسی کرده و مناطقی را که از نظر آلودگی بیشتر مورد تهدید می‌باشند را مشخص می‌نمایند (Simoes et al., 2008).

شاخص‌های کیفیت آب به دو دسته اصلی تعلق دارند. دسته اول شاخص‌هایی هستند که با افزایش آلودگی، عدد آن‌ها افزایش می‌یابد (مانند HPI) این شاخص‌ها، شاخص آلودگی نام دارند. دسته دوم شاخص‌هایی هستند که با افزایش آلودگی، عدد آن‌ها کاهش می‌یابد (مانند NSFQI و OWQI) (ابراهیم‌پور و همکاران، ۱۳۹۰). شاخص ملی کیفیت آب^۵ (NSFWQI)، شاخص کیفیت آب بریتیش کلمبیا^۶ (BCWQI)، شاخص کیفیت آب کانادا^۷ (CWQI)، شاخص کیفیت آب اورگان^۸ (OWQI)، شاخص کیفیت آب فلوریدا^۹ (FWQI) از جمله شاخص‌های تعیین کیفیت آب می‌باشند که در میان آن‌ها NSFQI نسبت به سایر شاخص‌ها کاربرد بیشتری دارد (Dehghanifard et al., 2012).

۴-۹-۱ NSFQI

در این مطالعه شاخص کیفیت آب با استفاده از سیستم محاسبه شاخص بنیاد ملی بهداشت (NSF) محاسبه گردید. این شاخص نسبت به دیگر شاخص‌های موجود بیشتر مورد استفاده قرار می‌گیرد. این شاخص دارای مقیاس کاهشی بوده و با افزایش آلودگی مقدار عددی آن کاهش می‌یابد. مقدار شاخص NSFQI بر اساس وزن‌دهی ۹ پارامتر (جدول ۴-۲) و با استفاده از رابطه (۴-۱۳) محاسبه می‌شود (Dehghanifard et al., 2012):

5- National Sanitation Foundation Water Quality Index

6- British Columbia Water Quality Index

7- Canadian Water Quality Index

8- Oregon Water Quality Index

9- Florida Stream Water Quality Index

$$NSFWQI = \sum_{i=1}^n \frac{W_i I_i}{W_i} \quad (13-4)$$

در این رابطه n تعداد پارامترها، I_i زیرشاخص I_i و W_i ضریب وزنی زیرشاخص I_i می‌باشد. در جدول (۲۲-۴)، وزن یا ارزش عددی هر یک از پارامترها (بر مبنای اهمیت آن در مصارف عمومی آب) ارائه شده است.

جدول (۲۱-۴): مقادیر پارامترهای استفاده شده در محاسبه شاخص NSFWQI

ایستگاه	Coliform (N/100ml)	BOD (mg/l)	DO (mg/l)	PO ₄ (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	TS (mg/l)	Turb (NTU)	Temp (°C)	pH
S _۱	۲۸	۳/۳	۵/۷۲	۲/۶	۲/۷	۸۴۱/۹۳	۸۱	۱۳/۳	۷/۲۴
S _۲	۲۱۰	۰	۵/۴۹	۴/۸۱	۰/۷	۱۸۳۳/۸۸	۵۱۰	۱۶/۵	۷/۴۴
S _۳	۱۱۰۰	۱۵	۵/۳	۴/۹۲	۴/۸	۱۲۶۵/۳۲	۲۹۰	۱۸/۱	۷/۴۳
S _۴	۱۵۰۰	۴	۴/۵	۹/۲۹	۵/۸	۱۰۵۴/۳۲	۶۰	۲۷/۱	۷/۲
S _۵	۴۶۰	۱۰/۱	۵/۰۴	۷/۴۷	۱/۸	۱۳۹۱/۷۱	۲۳۰	۲۵/۶	۷/۸۸
S _۶	۱۲۰۰	۰	۵/۲۹	۸/۳۲	۸/۶	۶۶۵/۵۵	۲۴	۲۰/۲	۷/۵۹
S _۷	۱۱۰۰	۴	۵/۳۹	۸/۵۱	۵/۸	۶۹۰/۹۱	۴۶	۲۱	۷/۵۶
S _۸	۲۶۰۰	۳/۹	۵/۰۴	۶/۵	۲/۹	۵۶۲/۶۳	۱۲	۲۵/۶	۷/۷۳
S _۹	۳۲۰۰	۷	۳/۲۷	۶/۷۷	۲/۴	۲۰۵۷/۰۱	۵۲۹	۲۶/۳	۷/۳۳
S _{۱۰}	۱۲۰۰	۱۰	۶/۱۷	۵/۲۷	۲۱/۷	۶۸۹/۸۶	۱۵	۲۹/۲	۷/۶۱
S _{۱۱}	۳۵	۹	۵/۰۸	۵/۴۲	۴/۲	۶۲۴/۹۴	۳	۳۳/۱	۷/۴۲

مقدار پارامتر TS نیز از طریق رابطه‌های زیر محاسبه می‌شود (Shin et al., 2012):

$$\text{Turbidity (NTU)} = 0.3645 (\text{TSS, mg/l}) + 3.0211 \quad (14-4)$$

$$\text{TS} = \text{TDS} + \text{TSS} \quad (15-4)$$

جدول (۴-۲۲): فاکتورهای وزنی شاخص کیفیت آب NSFQWI

پارامتر	W_i
اکسیژن حل شده	۰/۱۷
بakterی های کلی فرم مدفوعی	۰/۱۶
pH	۰/۱۱
اکسیژن خواهی زیستی	۰/۱۱
نیتрат	۰/۱۰
فسفات	۰/۱۰
درجه حرارت	۰/۱۰
کدورت	۰/۰۸
جامدات کل	۰/۰۷

زیرشاخص نام نیز براساس منحنی های تبدیل یا توسط نرم افزار water quality index محاسبه شد (جدول ۴-۲۳).

جدول (۴-۲۳): محاسبه زیرشاخص نام برای هر پارامتر

ایستگاه	Coliform (N/100ml)	BOD (mg/l)	DO (mg/l)	PO ₄ (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	TS (mg/l)	Turb (NTU)	Temp (c°)	pH
S _۱	۲۸	۳/۳	۵/۷۲	۲/۶	۲/۷	۸۴۱/۹۳	۸۱	۱۳/۳	۷/۲۴
S _۲	۲۱۰	۰	۵/۴۹	۴/۸۱	۰/۷	۱۸۳۳/۸۸	۵۱۰	۱۶/۵	۷/۴۴
S _۳	۱۱۰۰	۱۵	۵/۳	۴/۹۲	۴/۸	۱۲۶۵/۳۲	۲۹۰	۱۸/۱	۷/۴۳
S _۴	۱۵۰۰	۴	۴/۵	۹/۲۹	۵/۸	۱۰۵۴/۳۲	۶۰	۲۷/۱	۷/۲
S _۵	۴۶۰	۱۰/۱	۵/۰۴	۷/۴۷	۱/۸	۱۳۹۱/۷۱	۲۳۰	۲۵/۶	۷/۸۸
S _۶	۱۲۰۰	۰	۵/۲۹	۸/۳۲	۸/۶	۶۶۵/۵۵	۲۴	۲۰/۲	۷/۵۹
S _۷	۱۱۰۰	۴	۵/۳۹	۸/۵۱	۵/۸	۶۹۰/۹۱	۴۶	۲۱	۷/۵۶
S _۸	۲۶۰۰	۳/۹	۵/۰۴	۶/۵	۲/۹	۵۶۲/۶۳	۱۲	۲۵/۶	۷/۷۳
S _۹	۳۲۰۰	۷	۳/۲۷	۶/۷۷	۲/۴	۲۰۵۷/۰۱	۵۲۹	۲۶/۳	۷/۳۳
S _{۱۰}	۱۲۰۰	۱۰	۶/۱۷	۵/۲۷	۲۱/۷	۶۸۹/۸۶	۱۵	۲۹/۲	۷/۶۱
S _{۱۱}	۳۵	۹	۵/۰۸	۵/۴۲	۴/۲	۶۲۴/۹۴	۳	۳۳/۱	۷/۴۲

در جدول (۴-۲۴)، رده بندی کیفی نمونه های مورد مطالعه بر اساس شاخص NSFQWI ارائه شده است.

جدول (۴-۲۴): رده‌بندی کیفی آب براساس شاخص NSFQI

NSFWQI	طبقه‌بندی کیفیت	رنگ	نمونه‌های مورد مطالعه
۰ - ۲۵	خیلی بد	قرمز	-
۲۶ - ۵۰	بد	نارنجی	تمامی نمونه‌ها
۵۱ - ۷۰	متوسط	زرد	-
۷۱ - ۹۰	خوب	سبز	-
۹۱ - ۱۰۰	خیلی خوب	آبی	-

بر اساس محاسبه این شاخص (شکل ۴-۵۲) همه نمونه‌های آب در رده بد قرار دارند که تنها برای آبیاری اراضی کشاورزی کاربرد دارند. با توجه به شاخص کیفیت آب نمونه ایستگاه S_4 (آبشار زیارت) بالاترین کیفیت و نمونه ایستگاه S_3 (آبگیر زیارت) پایین‌ترین کیفیت را دارد.



شکل (۴-۵۲): شاخص NSFQI برای نمونه‌های آب رودخانه زیارت

OWQI - ۲-۹-۴

در ارزیابی کیفیت آب برای مصارف تفریحی از شاخص کیفی اورگان (OWQI) استفاده می‌شود. پارامترهای مورد استفاده در این شاخص دما، اکسیژن حل شده، اکسیژن‌خواهی زیستی، pH، نیتروژن، فسفر کل، جامدات حل شده کل و باکتری‌های کلی‌فرم مدفوعی می‌باشند. در این روش هر یک از پارامترهای هشتگانه فاقد ضریب وزنی بوده و اثر یکسانی در شاخص نهایی دارد، در نتیجه

پارامترها با ارزش کم و پارامترها با ارزش بالا به یک مقدار بر روی عدد نهایی شاخص تأثیر دارند. این شاخص از طریق رابطه (۴-۱۶) محاسبه می‌شود (Bharti and Katyal, 2011):

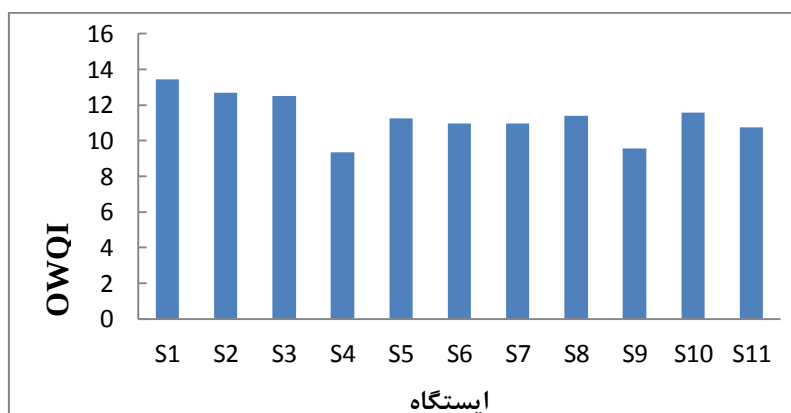
$$OWQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}} \quad (4-16)$$

که در آن n تعداد پارامترها و SI_i زیرشاخص پارامتر i ام است.

با توجه به رده‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص اورگان (جدول ۴-۲۵) و محاسبه شاخص کیفیت اورگان در رودخانه زیارت (شکل ۴-۵۳)، همه نمونه‌های آب در رده خیلی بد قرار دارند. بهترین نمونه مربوط به ایستگاه S_1 (آبشار زیارت) و بدترین نمونه مربوط به ایستگاه S_4 (آبگرم زیارت) و S_9 (پل استاندارد) است.

جدول (۴-۲۵): رده‌بندی کیفی آب براساس شاخص OWQI

OWQI	رده‌بندی کیفیت	نمونه‌های مورد مطالعه
۰ - ۶۰	خیلی بد	تمامی نمونه‌ها
۶۱ - ۷۹	بد	-
۸۰ - ۸۴	متوسط	-
۸۵ - ۸۹	خوب	-
۹۰ - ۱۰۰	خیلی خوب	-



شکل (۴-۵۳): شاخص OWQI در نمونه‌های آب رودخانه زیارت

فصل پنجم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۵-۱- نتیجه‌گیری

۵-۱-۱- پارامترهای فیزیکوشیمیایی

در این مطالعه کیفیت آب رودخانه زیارت واقع در شهر گرگان بررسی شد. این رودخانه از داخل روستای زیارت و شهر گرگان عبور می‌کند. منابع آلاینده رودخانه زیارت شامل آلوده‌کننده‌های صنعتی مانند پساب کارخانه رب کشت و صنعت، آلاینده‌های کشاورزی مانند سموم (حشره‌کش، کنه‌کش، قارچ‌کش، علف‌کش و سایر سموم)، کودهای شیمیایی، فاضلاب مراکز مسکونی، فاضلاب و فضولات دامداری‌های سنتی بر اثر شستشوی باران، منابع آلودگی خدماتی مانند هتل‌ها، بیمارستان‌ها، کشتارگاه‌های دام، مراکز نظامی و جایگاه‌های پمپ بنزین می‌باشند. در نتیجه نصب ایستگاه‌های پایش ورود فاضلاب در مسیر رودخانه می‌تواند به کاهش ورود این آلاینده‌ها به آب رودخانه زیارت منجر شود.

نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که ویژگی‌های هیدروشیمیایی آب از ایستگاه‌های بالادست به پایین‌دست تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسان‌زاد تغییر یافته است. بررسی‌ها نشان می‌دهد که pH نمونه‌های آب رودخانه زیارت برای مصارف شرب و کشاورزی در محدوده مجاز قرار دارد. مقدار EC نمونه‌های آب رودخانه تغییرات زیادی نشان داده و آب رودخانه از نظر مقدار EC برای کشاورزی مناسب است. نمونه‌های آب رودخانه از نظر سختی، در رده سخت و خیلی سخت قرار می‌گیرند و دارای سختی غیر کربناته می‌باشند. نمودار تغییرات غلظت یون‌های اصلی بیانگر آن است که غلظت یون‌ها در تمام نمونه‌های آب به جز نمونه S_4 (آبشار زیارت) و S_5 (آبگرم زیارت) در محدوده مجاز است. در نمونه S_4 غلظت یون سولفات تحت تأثیر انحلال سنگ آهک‌های ژئوس‌دار سازند درود و در نمونه S_5 غلظت یون پتاسیم و کلر تحت تأثیر ورود چشمه آبگرم زیارت از حد مجاز تجاوز یافته است. نمودار پایپر و استیف نشان می‌دهد که تیپ نمونه‌های آب در بالادست سولفات کلسیک می‌باشد و

تحت تأثیر عوامل طبیعی (انحلال سنگ‌های حاوی سولفات) و انسانزاد (تخلیه فاضلاب‌های شهری) در پایین‌دست به کلروره سدیک تغییر یافته است. نتایج آنالیزهای آماری نمونه‌های مورد مطالعه، محاسبه شاخص‌های اشباع، محاسبه نسبت‌های یونی و رسم نمودارهای دوروف و گیبس نشان می‌دهد شیمی آب رودخانه بیشتر توسط فرآیند انحلال تعیین می‌شود.

برای رده‌بندی کیفی آب رودخانه برای مصارف شرب و کشاورزی از نمودار شولر و ویلکاکس، شاخص خطر منیزیم و کربنات سدیم باقی‌مانده و درصد سدیم استفاده شد. بر اساس نمودار شولر و ویلکاکس تمامی نمونه‌های آب رودخانه زیارت برای مصارف شرب و کشاورزی مناسب‌اند، اما بر اساس شاخص خطر منیزیم تنها نمونه‌های S_1 (آبشار زیارت)، S_4 (آبگرم زیارت) و S_5 (سرخ چشمه) برای کشاورزی مناسب هستند. نمونه S_7 (تول‌بنه)، S_3 (آبگیر زیارت) به دلیل حضور آهک‌های دولومیتی و نمونه S_6 (نهارخوران)، S_7 (پل سید مسعود)، S_8 (قلعه حسن)، S_9 (پل استاندارد)، S_{10} (دانشگاه آزاد) و S_{11} (قبل از روستای کماسی) به دلیل ورود فاضلاب‌های کشاورزی، شهری و صنعتی از نظر این شاخص نامناسب‌اند. کربنات سدیم باقی‌مانده (RSC) تمام نمونه‌های مورد مطالعه منفی بوده در نتیجه آب رودخانه زیارت برای آبیاری مناسب می‌باشد. RSC منفی در نمونه‌های آب مورد مطالعه نشان می‌دهد غلظت کلسیم و منیزیم بیش از کربنات و بی‌کربنات بوده است. از نظر درصد سدیم همه نمونه‌های آب رودخانه در محدوده مناسب برای آبیاری قرار می‌گیرند.

۵-۱-۲- غلظت فلزات

به دلیل عبور رودخانه زیارت از منطقه شهری و تخلیه انواع فاضلاب‌های خانگی، صنعتی و کشاورزی به آن، شدت آلودگی فلزی آب این رودخانه به فلزات سنگین کروم، سرب و مس و نیز به عناصر اصلی آلومینیم، آهن و منگنز ارزیابی و با استاندارد WHO مقایسه شد. نتایج نشان داد غلظت منگنز در تمام ایستگاه‌ها زیر حد آشکارسازی است. غلظت کروم، سرب، مس در تمام نمونه‌های مورد مطالعه

کمتر از حد مجاز WHO بوده و بالاترین غلظت این فلزات در ایستگاه S_9 (مرکز شهر) که تحت تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری قرار دارد، مشاهده می‌شود. غلظت آهن و آلومینیم در برخی ایستگاه‌ها از حد مجاز تجاوز یافته است. بالاترین غلظت آهن و آلومینیم در ایستگاه S_9 (مرکز شهر) که تحت تأثیر ورود فاضلاب‌های شهری است مشاهده می‌شود. در ایستگاه‌های S_7 (تول‌بنه) و S_9 (پل استاندارد) به علت غلظت بالای آهن رنگ آب قهوه‌ای بوده و بیشترین میزان کدورت را دارند. محاسبه شاخص فلزی برای ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان داد تمام ایستگاه‌ها به جز S_8 (قلعه حسن) و S_{11} (قبل از روستای کماسی) دارای آلودگی فلزی هستند.

۵-۱-۳- پارامترهای بیولوژیکی

این پژوهش نشان می‌دهد مقدار DO همه نمونه‌ها در حد مجاز (بالاتر از ۳ میلی گرم بر لیتر) است. میزان BOD و COD در ۵ ایستگاه از حد مجاز فراتر رفته و بالاترین مقدار آن‌ها در محل تخلیه پساب گاوداری‌ها و رواناب‌های کشاورزی مشاهده می‌شود. علاوه بر این بررسی‌ها نشان می‌دهد که تمام نمونه‌های آب رودخانه زیارت دارای آلودگی میکروبی بوده و کمترین شدت آلودگی میکروبی در بالادست رودخانه مشاهده می‌شود.

۵-۱-۴- پهنه‌بندی رودخانه زیارت براساس شاخص‌های کیفیت آب (WQI)

در پهنه‌بندی نمونه‌های آب رودخانه از نظر غلظت فلزات از شاخص‌های HEI، HPI و C_d استفاده شد. بر اساس شاخص HEI ۶۴ درصد نمونه‌ها آلودگی کم، ۲۷ درصد آلودگی متوسط و ۹ درصد آلودگی بالایی دارند. شاخص HPI نمونه‌های آب رودخانه نیز نشان داد ۳۶ درصد از نمونه‌های آب به فلزات سنگین آلوده می‌باشند. بر اساس محاسبه C_d ، ۶۴ درصد نمونه‌ها درجه آلودگی کم، ۹ درصد آلودگی متوسط و ۲۷ درصد آلودگی بالایی دارند. محاسبه این شاخص‌ها نشان داد بیشترین آلودگی فلزی در

ایستگاه S_q (مرکز شهر) که تحت تأثیر تخلیه فاضلاب‌های شهری قرار دارد، مشاهده می‌شود. در پهنه‌بندی آب رودخانه از نظر برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی، به دلیل اندازه‌گیری پارامترهای محدود و یک دوره نمونه‌برداری تنها شاخص ملی کیفیت آب (NSFWQI) و شاخص کیفیت آب اورگان (OWQI) محاسبه شدند. بر اساس شاخص NSFWQI و OWQI همه نمونه‌های مورد مطالعه به ترتیب در رده بد و خیلی بد قرار می‌گیرند. در نتیجه به دلیل قرار گرفتن تمام نمونه‌ها در یک رده پهنه‌بندی رودخانه زیارت از نظر این شاخص‌ها مقدور نیست.

۵-۲- پیشنهاداتی برای مطالعات آتی

- به منظور تکمیل این پژوهش، انجام مطالعات زیر پیشنهاد می‌شود:
- ارزیابی شدت آلودگی رسوبات رودخانه زیارت به فلزات سنگین
 - مقایسه ویژگی‌های کیفی آب رودخانه در فصول تر و خشک
 - ارزیابی توان خودپالایی رودخانه زیارت
 - بررسی آلودگی آب رودخانه زیارت به آلاینده‌های آلی
 - بررسی کیفیت پساب واحدهای صنعتی، گاوداری‌ها و پرورش ماهی و ارزیابی نقش آن‌ها در کاهش کیفیت آب رودخانه

منابع

منابع فارسی

ابراهیم پور، ص. ا.، محمدزاده، ح.، محمدی، ا. (۱۳۹۰)، "بررسی کیفیت آب دریاچه تالابی زیروار و پهنه‌بندی آن با استفاده از شاخص‌های کیفی NSFQI و OWQI و استفاده از سیستم جغرافیایی"، چهارمین کنفرانس مدیریت منابع آب ایران، ص ۱۲، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران.

استاندارد ملی ایران، (۱۳۸۶)، "ویژگی‌های میکروبیولوژیکی آب"، گزارش موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ص ۱۵.

ایبای، ج. ن. (۱۳۹۰)، "مبانی زمین‌شیمی زیست محیطی". جلد دوم، ترجمه مر، ف.، مدبری، س.، فرقانی تهرانی، گ.، چاپ اول، مرکز نشر دانشگاهی، تهران، ص ۴۳۹.

تیموری، ع. (۱۳۹۱)، پایان‌نامه ارشد، ارزیابی کیفیت آب و رسوب رودخانه گرگانرود در محدوده شهر گنبد، استان گلستان، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

دفتر مطالعات پایه-گروه تلفیق و بیلان، (۱۳۸۸)، "حوضه‌های آبریز استان گلستان"، گزارش شرکت آب منطقه‌ای گلستان.

رضوی دینانی، ز. س.، خبری، ز.، مرادی، ح. (۱۳۹۰)، "اثر فعالیتهای شهر اصفهان بر کیفیت آب رودخانه زاینده رود ۱۳۷۶-۱۳۸۹"، پنجمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، ص ۷، اصفهان، ایران.

زمانی پدرام، م.، حسینی، ح. (۱۳۶۹). "نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ گرگان"، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.

سعدانی پور، س.، علوی‌نسب، م. س. (۱۳۸۹)، "بررسی تاثیر فاضلاب کارخانه سابون‌سازی خرمشهر

بر کیفیت آب رودخانه کارون و رهکرد"، فصلنامه علمی محیط زیست، شماره ۴۸، صفحات ۴۳-۴۹. شاه‌پسندزاده، م.، رقیمی، م.، دماوندی، م. ز. (۱۳۸۳)، "بررسی تغییرات کدورت آب رودخانه زیارت و نقش آن در سیستم تصفیه‌خانه آب شرب گرگان"، هشتمین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران، ص ۸، دانشگاه صنعتی شاهرود.

شهابی، م.، مرعشی، م. (۱۳۸۶)، "ارزیابی کیفیت آب رودخانه زیارت"، سومین کنگره ملی مهندسی عمران، ص ۸، دانشگاه تبریز.

صباحی، ح.، فیضی، م.، ویسی، ه.، اسیلان، ک. ا. (۱۳۸۹)، "بررسی تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب رودخانه سیکان"، مجله علوم محیطی، شماره ۴، صفحات ۲۳-۳۰.

کریم‌پور، م. ح.، سعادت، س. (۱۳۸۱)، "زمین‌شناسی اقتصادی کاربردی". چاپ سوم، انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد، صفحه ۳۸۹.

"مطالعات زمین‌شناسی حوضه زیارت"، (۱۳۸۹)، گزارش جهاد کشاورزی استان گلستان.

ملکی‌نژاد، ح.، آرخی، ج. (۱۳۹۰)، "بررسی روند تغییرات پارامترهای کیفیت شیمیایی آب رودخانه زیارت"، چهارمین کنفرانس مدیریت منابع آب ایران، ص ۱۰، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران.

"مهندسی آب و فاضلاب"، (۱۳۸۶)، شرکت آب منطقه‌ای گلستان، ص ۹۷.

نیک‌قوجق، ی.، یارمحمدی، م. (۱۳۸۷)، "ارزیابی تغییر اقلیم و بررسی تأثیر آن بر منابع آب سطحی (مطالعه موردی: رودخانه زیارت در استان گلستان)"، سومین کنفرانس مدیریت منابع آب، ص ۹، دانشگاه تبریز.

"هواشناسی و هیدرولوژی حوضه زیارت"، (۱۳۸۹)، گزارش شرکت منابع طبیعی گلستان.

منابع لاتین

Abdalla, F. A., Scheytt, T. (2012). "Hydrochemistry of surface water and groundwater from a fractured carbonate aquifer in the Helwan area, Egypt".

Journal of Hydrochemistry, Vol. 121, pp. 109–124.

- Adamu, M., Aris, A. Z., Juahir, H., Ramli, M. F., Umar Kura, N. (2013). "River water quality assessment using environmentric techniques: case study of Jakara River Basin". **Environmental Science and Pollution Research**, DOI 10.1007/s11356-013-1542-z, pp. 1–15.
- Akbulut, A., Akbulut Emir, N. (2010). "The study of heavy metal pollution and accumulation in water, sediment, and fish tissue in Kızılırmak River Basin in Turkey". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 167, pp. 521–526.
- Almeida, C., Quintar, S., González, P., Mallea, M. (2008). "Assessment of irrigation water quality. A proposal of a quality profile". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 142, pp. 149–152.
- Alonso, E., Santos, A., Callejon, M., Jimenez, J. C. (2004). "Speciation as a screening tool for the determination of heavy metal surface water pollution in the Guadiamar river basin". **Chemosphere**, Vol. 56, pp. 561–570.
- Altun, O., Sacan, M. T., Erdem, A. K. (2009). "Water quality and heavy metal monitoring in water and sediment samples of the Kucukcekmece Lagoon, Turkey (2002–2003)". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 151, pp. 345–362.
- Andrea, I., Pasquini, S. M., Formica, G., Sacchi, A. (2012). "Hydrochemistry and nutrients dynamic in the Suquí'a River urban catchment's, Co'rdoba, Argentina". **Environmental Earth Science**, Vol. 65, pp. 453–467.
- Arunprakash, M., Giridharan, L., Krishnamurthy, R. R., Jayaprakash, M. (2013). "Impact of urbanization in groundwater of south Chennai City, Tamil Nadu, India". **Environmental Earth Sciences**, Vol. 71, pp. 947–957.
- Bashir, E., Naseem, Sh., Hamza, S. (2007). "Hydrogeochemistry of the Winder River and adjoining tributaries, Balochistan, Pakistan". **Chinese Journal of geochemistry**, Vol. 26, pp. 259–266.
- Bhardw, V., Singh, D. S., Singh, A. K. (2010). "Water quality of the Chhoti Gandak River using principal component analysis, Ganga Plain, India". **Journal of Earth System Science**, Vol. 119, pp. 117–127.
- Bharti, N., Katyal, D. (2011). "Water quality indices used for surface water vulnerability assessment". **Environmental Sciences**, Vol. 2, pp. 154–173.

- Bradl, H. B. (2005). "**Heavy metals in the Environment. Interface science and technology**". Series Editor: A. Hubberd, Vol. 6. Elsevier, 269 p.
- Brown, S., Sprenger, M., Maxemchuk, A., Compton, A. (2005). "Ecosystem function in alluvial tailings after biosolids and lime addition". **Journal of Environmental Quality**, Vol. 34, pp. 139–148.
- Calijuri, M. L., Couto, E. A., Santiago, A. F., Camargo, A. R., Silva, M. D. (2012). "Evaluation of the influence of natural and anthropogenic processes on water quality in Karstic Region". **Water, Air, and Soil Pollution**, Vol. 223, pp. 2157–2168.
- Cheng, H., Ouyang, W., Hao, F., Ren, X., Yang, Sh. (2007). "The non-point source pollution in livestock-breeding areas of the Heihe River basin in Yellow River". **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, Vol. 21, pp. 213–221.
- Dehghanifarda, E., Baneshib, M. M., Gholikandic, G. B., Dehnavid, A., Asgarie, A. R., Khazaeie, M., Yari, A. R. (2012). "Application of Water Quality Index for Quality Zoning". **Research Article**, Vol. 1, pp. 20–25.
- Dragun, Z., Roje, V., Mikac, N., Raspor, B. (2009). "Preliminary assessment of total dissolved trace metal concentrations in Sava River water". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 159, pp. 99–110.
- Eby, G. N. (2004). "**Principle of Environmental Geochemistry**". university of Massachusttes, Lowell, Thomson, pp. 514.
- Edet, A., Ukpong, A., Nganje, Th. (2013). "Hydrochemical studies of Cross River Basin (southeastern Nigeria) river systems using cross plots, statistics and water quality index". **Environmental Earth Sciences**, Vol. 70, pp. 3043–3056.
- Enaam, J. A. (2013). "Quality Assessment for Shatt Al-Arab River Using Heavy Metal Pollution Index and Metal Index". **Journal of Environment and Earth Science**, Vol. 3, pp. 114–120.
- Ettazarini, S. (2005). "Processes of water-rock interaction in the Turonian aquifer of Oum Er-Rabia Basin, Morocco". **Environmental Geology**, Vol. 49, pp. 293–299.
- Frans, L. M., Paulson, A. J., Huffman, R. L., Osbourne, S. N. (2006). "Surface water quality in rivers and drainage basins discharging to the southern part of Hood

- Canal, Mason and Kitsap Counties, Washington, 2004". **meeting Society Geological**, pp. 2006–5073.
- Garg, V. K., Suthar, S., Singh, S., Sheoran, A., Meenakshi, G., Jain, S. (2009). "Drinking water quality in villages of southwestern Haryana, India: assessing human health risks associated with hydrochemistry". **Environmental Geology**, Vol. 58, pp. 1329–1340.
- Girija, T. R., Mahanta, Ch., Chandramouli, V. (2007). "Water Quality Assessment of an Untreated Effluent Impacted Urban Stream: The Bharalu Tributary of the Brahmaputra River, India". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 130, pp. 221–236.
- Hem, J. D. (1985). "**Study and interpretation of the chemical characteristic of natural water**". U. S Geological Survey, Water Supply Paper.
- Herrera, M. L., Espinosa, R. J. (2008). "Impact of agricultural activity and geologic controls on groundwater quality of the alluvial aquifer of the Guadalquivir River (province of Jaén, Spain): a case study". **Environmental Geology**, Vol. 54, pp. 1391–1402.
- Holtzman, R., Shavit, U., Segal-Rozenhaimer, M., Gavrieli, I., Marei, A., Farber, E., Vengosh, A. (2005). "Quantifying ground water inputs along the lower Jordan River". **Journal of Environmental Quality**, Vol. 34, pp. 897–906.
- Hounslow, A.W. (1995). "**water quality data: Analysis and interpretation**". CRC-press, 1 st edition, pp. 416.
- Huang, X., Sillanpaa, M., Duo, B., Gjessing, E. T. (2008). "Water quality in the Tibetan Plateau: Metal contents of four selected rivers". **Environmental Pollution**, Vol. 156, pp. 270–277.
- Huo, T., Lu, G., Wang, Y., Ren, L. (2009). "A Study on impact of Livestock and Poultry Breeding pollution on water environment safety in Shandong province". **Journal of Hohai University**, pp. 529-534.
- Jalali, M. (2010). "Groundwater geochemistry in the Alisadr, Hamadan, western Iran". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 166, pp. 359–369.
- Jalali, M. (2007). "Salinization of groundwater in arid and semi-arid zones: an example from Tajarak, Western Iran". **Environmental Geology**, Vol. 52, pp. 1133–1149.
- Jin, Y. S., Artigas, F., Hobbie, Ch., Lee, Y. S. (2013). "Assessment of anthropogenic

- influences on surface water quality in urban estuary, northern New Jersey: multivariate approach". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 185, pp. 2777-2794.
- Kabata Pendias, A., Mukherjee, A. B., (2007). "**Trace element from Soil to Human**". Springer Berlin Heidelberg New York.
- Karbassi, A. R., Monavari, S. M., Nabi Bidhendi, Gh. R., Nouri, J., Nematpour, K. (2008). "Metal pollution assessment of sediment and water in the Shur River". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 147, pp. 107-116.
- Khaiwal, R., Aameena, A., Meenakshi, A., Monica, A., Rani, A., Kaushik, A. (2003). "Seasonal variations in physico-chemical characteristics of River Yamuna in Haryana and its ecological best-designated use". **Journal of Environmental Monitoring**, Vol. 5, pp. 419–426.
- Kikuchi, T., Furuichi, T., Hai, H. T., Tanaka, Sh. (2009). "Assessment of Heavy Metal Pollution in River Water of Hanoi, Vietnam Using Multivariate Analyses". **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, Vol. 83, pp. 575–582.
- Korfali, S., Davies, B. E. (2004). Speciation of metals in sediment and water in a river underlain by limestone: role of carbonate species for purification capacity of rivers. **Advances in Environmental Research**, Vol. 8, pp. 599–612.
- Korfali, S., Jurdi, M. S. (2011). "Speciation of metals in bed sediments and water of Qaraaoun Reservoir, Lebanon". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 178, pp. 563–579.
- Kumar, S. k., Rammohan, V., Dajkumar Sahayam, J., Jeevanandam, M. (2009). "Assessment of groundwater quality and hydrogeochemistry of Manimuktha River basin, Tamil Nadu, India". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 159, pp. 341-351.
- Kumar Naik, P., Awasthi, A. K., Anand, A. V. S. S., Behera, P. N. (2009). "Hydrogeochemistry of the Koyna River basin, India". **Environmental Earth Sciences**, Vol. 59, pp. 613–629.
- Kumar sahil, P. J., James, E. J. (2013). "Physicochemical parameters and their sources in groundwater in the Thirupathur region, Tamil Nadu, South India". **Applied Water Science**, Vol. 3, pp. 219–228.

- Kumar Singh, Ch., Rina, K., Prakash Singh, R., Mukherjee, S. (2013). "Geochemical characterization and heavy metal contamination of groundwater in Satluj River Basin". **Environmental Earth Science**, Vol. 71, pp. 201–216.
- Li, S., Xu, Zh., Wang, H., Wang, J., Zhang, Q. (2009). "Geochemistry of the upper Han River basin, China 3: Anthropogenic inputs and chemical weathering to the dissolved load". **Chemical Geology**, Vol. 264, pp. 89–95.
- Lim, W. Y., Aris, A. Z., Ismail, T. H. T., Zakaria, M. P. (2013). "Elemental hydrochemistry assessment on its variation and quality status in Langat River, Western Peninsular Malaysia". **Environmental Earth Sciences**, Vol. 70, pp. 993–1004.
- Ma, J., Pan, F., He, J., Chen, L., Fu, S., Jia, B. (2012). "Petroleum pollution and evolution of water quality in the Malian River Basin of the Longdong Loess Plateau, Northwestern China". **Environmental Earth Sciences**, Vol. 66, pp. 1769–1782.
- Mandal, P., Upadhyay, R., Hasan, A. (2010). "Seasonal and spatial variation of Yamuna River water quality in Delhi, India". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 170, pp. 661–670.
- Megan, L. (2005). "**Natural attenuation of nutrients by wetlands in the Bush river, South Carolina**". 54th Annual meeting Society Geological U.S. 37, 2, p 44.
- Milovanovic, M. (2007). "Water quality assessment and determination of pollution sources along the Axios/Vardar River, Southeastern Europe". **Desalination**, Vol. 213, pp. 159–173.
- Moore, F., Esmaeili, K., and Keshavarzi, B. (2011). "Assessment of heavy metals contamination in stream water and sediments affected by the Sungun porphyry copper deposit, East Azerbaijan Province, Northwest Iran". **Water Quality Exposure and Health**, Vol. 3, pp. 37–49.
- Mosley, L. M., Fleming, N. (2010). "Pollutant loads returned to the lower Murray river from flood-irrigated agriculture". **Water Air and Soil Pollution**, Vol. 211, pp. 475–487.
- Nayek, S., Gupta, S., Saha, R. N. (2013). "Heavy metal distribution and chemical fractionation in water, suspended solids and bed sediments of industrial discharge channel: an implication to ecological risk". **Research Journal of**

- Chemistry and Environment**, Vol. 17 (6), pp. 26–33.
- Oki, T., Kanae, S. (2006). "Global hydrological cycles and world water resources". **Journal of Science**, Vol. 313, pp. 1068–1072.
- Okonkwo, J. O., Mothiba, M., Awofolu, O. R., Busari, O. (2005). "Levels and Speciation of Heavy Metals in some River in south Africa". **Environmental Contamination and Toxicology**, Vol. 75, pp. 1123–1130.
- Onojake, M. C., Ukerun, S. O., Iwuoha, G. (2011). "A statistical approach for evaluation of the effects of industrial and municipal wastes on Warri Rivers, Niger Delta, Nigeria". **Water Quality Exposure and Health**, Vol. 3, pp. 91–99.
- Ouyang, T., Zhu, ZH., Kuang, Y. (2006). "Assessing impact of urbanization on river water quality in the Pearl river delta economic zone, china". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 120, pp. 313–325.
- Pape, P., Ayrault, S., Quantin, C. (2012). "Trace element behavior and partition versus urbanization gradient in an urban river (Orge River, France)". **Journal of Hydrology**, DOI. 10.1016, PP. 1-12.
- Pinto, U., Maheshwari, B. L., Ollerton, R. L. (2012). "Analysis of long-term water quality for effective river health monitoring in peri-urban landscapes—a case study of the Hawkesbury–Nepean river system in NSW, Australia". **Environmental Monitoring and Assessment**, DOI 10.1007/s10661-012-2888-2, pp. 1–19.
- Poleto, C., Bortoluzzi, E.C., Charlesworth, S.M., Merten, G.H. (2009). "Urban sediment particle size and pollutants in southern". **Journal of Soils and Sediments**, Vol. 9, pp. 317–327.
- Prasanna, M. V., Praveena, S. M., Chidambaram, S., Nagarajan, R., Elayaraja, A. (2012). "Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring: a case study from Curtin Lake, Miri City, East Malaysia". **Environmental Earth Science**, Vol. 67, pp. 1987–2001.
- Ramesh, K., Elango, L. (2012). "Groundwater quality and its suitability for domestic and agricultural use in Tondiar river basin, Tamil Nadu, India". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 184, pp. 3887–3899.
- Rani, N., Kumar Sinha, R., Prasad, K., Kumar Kedia, D. (2011). "Assessment of temporal variation in water quality of some important rivers in middle

- Gangetic plains, India". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 174, pp. 401–415.
- Rasouli, F., kiani pouya, A. (2012). "Hydrogeochemistry and Water quality assessment of the Kor-Sivand Basin, Fars Province, Iran". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 184, pp. 4861–4877.
- Ravikumar, P., Somashekar, R. K. (2011). "Geochemistry of groundwater, Markandeya River Basin, Belgaum district, Karnataka State, India". **Chinese Journal of geochemistry**, Vol. 30, pp. 51–74.
- Sharma, A., Bora, C. R., Shukla1, V. (2013). "Evaluation of Seasonal Changes in Physico-chemical and Bacteriological Characteristics of Water from the Narmada River (India) Using Multivariate Analysis". **Natural Resources Research**, Vol. 22, pp. 283–296.
- Shin, J. Y., Artigas, F., Hobbie, Ch., Lee, Y. S. (2012). "Assessment of anthropogenic influences on surface water quality in urban estuary, northern New Jersey: multivariate approach". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 185, pp. 2777–2794.
- Simoës, F., Moreira, A., Bisinoti, M. C., Gimenez, S., Santos, M. (2008). "Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies". **Ecological indicators**, Vol. 38, pp. 476–480.
- Singh, V. K., Singh, K. P., Mohan, D. (2005). "Status of heavy metals in water and bed Sediments of River Gomti – a Tributary of the Ganga River, India". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 105, pp. 43–67.
- Su, Sh., Li, D., Zhang, Q., Xiao, R., Huang, F., Wu, J. (2011). "Temporal trend and source apportionment of water pollution in different functional zones of Qiantang River, China". **Water Research**, Vol. 45, pp. 1781–1795.
- Subrahmanyam, K., Yadaiah, P. (2000). "Assessment of the impact of industrial effluents on water quality in Patancheru and environs, Medak district, Andhra Pradesh, India". **Hydrogeology journal**, Vol. 9, pp. 297–312.
- Sundaray, S., Bihari Nayak, B., Bhatta, D. (2009). "Environmental studies on river water quality with reference to suitability for agricultural purposes: Mahanadi river estuarine system, India – a case study". **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 155, pp. 227–243.
- Takeno N. (2005). "**Atlas of Eh-pH diagram**". National Institute of Advanced Industrial Science and Technology Research Center for Deep Geological

- Environments, Geological Survey of Japan Open File Report, 79.
- World Health Organization. (2011). "**Guidelines for Drinking-water Quality, Geneva**". Switzerland 1: Recommendations (Fourth edition), Geneva, pp. 541.
- World Health Organization. (2008). "**Guidelines for drinking-water quality incorporating first addendum to Third Edition**". Recommendations Geneva 1:595.
- World Health Organization. (2006). "**Guidelines for drinking-water quality (electronic resource)**". Incorporating first addendum, 3rd edn., Vol. 1. Recommendations. World Health Organization: Geneva.
- World Health Organization. (2004). "**Guidelines for drinking water quality**". 3rd edn., Vol. 1. Recommendations. World Health Organization: Geneva.
- Yang, H. J., Shen, Z. M., Zhang, J. P., Wang, W. H. (2007). "Water quality characteristics along the course of the Huangpu River (China)". **Journal of Environmental Sciences**, Vol. 19, pp. 1193–1198.
- Zhao, Zh. W., Cui, F. Y. (2009). "Multivariate statistical analysis for the surface water quality of the Luan River, China". **Journal of Zhejiang University SIENCE A**, Vol. 10, pp. 142–148.

Abstract

The Ziarat River is one of the tributaries of the Qarahsu catchment, and a part of this river flows through Gorgan City. In order to study the environmental hydrogeochemistry of this river, 11 water samples were collected in June 2013. Physic-chemical parameters (pH, electrical conductivity, TDS), the concentrations of major ions and some metals (Fe, Cu, Al, Cr, Pb, Mn) and biological parameters (dissolved oxygen, biological oxygen demand, chemical oxygen demand and coliform bacteria) were analyzed by standard methods. The obtained results show that pH of the water samples varies from 7.20 to 7.88, and the highest pH is observed near the discharging point of cowshed effluents. The electrical conductivity of the water samples varies from 701 to 1422 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and the highest value is observed near the Ziarat hot spring. Major ions concentrations of the most samples are in permissible limit for drinking. Based on the calculated saturation indices, ion ratios and Gibbs and Durov diagrams, the chemistry of waters is dominantly controlled by the dissolution process. According to Stiff and piper diagrams, it was found that water type in upstream and downstream is $\text{Ca} - \text{SO}_4$ and Na-Cl , respectively, probably due to effect of natural and anthropic factors. Based on Schoeller and Wilcox diagrams, all water samples are suitable for drinking and agricultural purposes, respectively, based on magnesium hazard index, most of the samples are not suitable for agricultural usages. According to calculated values for residual sodium carbonate and sodium percent parameters, all samples are acceptable for irrigation. In some stations, the concentrations of iron and aluminum are higher than WHO standards for drinking uses, which is due to the anthropogenic activities. Calculation of metal index shows that most of the samples are polluted with metals. Based on calculated values for HEI, HPI and C_d indices, samples collected within the Gorgan City reach have the highest metal pollution, which is due to the discharge of urban wastewaters. The obtained results indicate that the amounts of dissolved oxygen in all samples are in permissible limit. In some stations, BOD and COD levels are higher than permissible values and the highest amount of these parameters is observed near the discharging point of cowshed and agricultural effluents. The results show that all water samples are microbically polluted and the lowest microbial pollution is observed in upstream. Water Quality Indices (NSFWQI and OWQI) show that all studies samples are placed in bad and very bad classes.

Keywords: Ziarat river, Environmental Hydrogeochemistry, Metal pollution, Biological pollution, Water quality index



Shahrood University of Technology

Faculty of Earth Sciences

**Environmental Geochemistry of Ziarat River in Gorgan area,
Golestan Province**

Z. Ebrahimi

Supervisors:

Dr. G. Forghani

Advisor:

A. R. Kaboli

February 2014