





دانشکده علوم زمین

رشته زمین شناسی گرایش زیست محیطی

پایان نامه کارشناسی ارشد

استفاده از شاخص‌های کیفیت آب در ارزیابی آلودگی فلزی و میکروبی رودخانه گرگانرود

نگارنده

محمد علی یاریان

استاد راهنما

دکتر گیتی فرقانی

استاد مشاور

مهندس عبدالرضا کابلی

شهریور ۹۵

تقدیر و تشکر

تشکر و سپاس بی پایان مخصوص خدایی است که بشر را آفریده و به او قدرت اندیشیدن داده و توانایی های بالقوه را در وجود انسان قرار داده و او را امر به تلاش و کوشش نموده و راهنمایی را برای هدایت بشر فرستاده است.

پس از اراوت خاضعانه به درگاه خداوند بی همتا لازم است از استاد گرامی سرکار خانم دکتر فرقانی به خاطر سه صدر و رهنمودهای دلسوزانه که در تهیه این تحقیق مرا مورد لطف خود قرار دادند و راهنمایی های لازم را نمودند کمال تشکر و قدردانی را بنمایم. همچنین با سپاس فراوان از راهنمایی های استاد مشاور بزرگوار آقای مهندس کابلی که در انجام این پروژه مرایاری نمودند.

بدین وسیله از اداره آب منطقه ای گلستان، به ویژه مسئولین محترم آزمایشگاه که در این مطالعه همکاری لازم را داشتند تشکر و قدردانی می شود.

در نهایت تقدیم به پدر و مادر عزیزم که همواره پشتیبان و مشوق من در فراگیری و آموختن علم بودند.

تعهد نامه

اینجانب محمد علی یاریان دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زمین شناسی زیست محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه استفاده از شاخص های کیفیت آب در ارزیابی آلودگی فلزی و میکروبی رودخانه گرگانرود 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 پژوهشهای محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است .
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است .
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد و مقالات مستخرج با نام « دانشگاه صنعتی شاهرود » و یا « Shahrood University of Technology » به چاپ خواهد رسید .
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه ، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) 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 افزار ها 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 گرگانرود بزرگترین و یکی از مهمترین رودخانه‌های استان گلستان است که بخشی از آن از داخل شهر گنبد کاووس عبور می‌کند. به منظور مطالعه کیفیت آب و همچنین بررسی آلودگی فلزی و میکروبی این رودخانه ۱۲ نمونه آب در آبان ماه ۱۳۹۲ در حد فاصل بین دو سد گلستان و وشمگیر برداشت شد. ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی (pH، هدایت الکتریکی و جامدات حل شده کل)، غلظت یون‌های اصلی، برخی فلزات (منگنز، آهن، مس، کروم، سرب و آلومینیوم) و پارامترهای بیولوژیکی (اکسیژن حل شده، اکسیژن خواهی بیولوژیکی، اکسیژن خواهی شیمیایی و باکتری‌های کلی‌فرم) توسط روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که pH نمونه‌های آب بین ۷/۳۹ تا ۸ متغییر است و بالاترین میران آن پس از اتصال شاخه فرعی قلی تپه مشاهده می‌شود. هدایت الکتریکی نمونه‌های آب بین ۲۰۳۰ تا ۵۹۵۰ میکروزیمنس بر سانتی متر متغییر است و بالاترین میزان آن در ایستگاه S2 که به علت حجم و سرعت کم آب، در اثر تبخیر و واکنش با رسوبات بستر و همچنین تغذیه توسط آب زیرزمینی که دارای هدایت الکتریکی بالایی است، مشاهده می‌شود. غلظت یون‌های سدیم، کلسیم، منیزیم و سولفات بالاتر از محدوده مجاز برای آشامیدن هستند. براساس نتایج حاصل از محاسبه شاخص اشباع کانی‌ها، مقدار نسبت‌های یونی و رسم نمودارهای دورو و گیبس، فرایند اصلی کنترل کننده شیمی آب رودخانه گرگانرود انحلال می‌باشد. با رسم نمودارهای پایپر و استیف، تیپ نمونه‌های آب در بالادست سولفات سدیک و در پایین دست کلروره سدیک تشخیص داده شد. براساس نمودارهای شولر و ویلکاکس تمامی نمونه‌ها برای کشاورزی نامناسب تشخیص داده شدند. با توجه به پارامترهای کربنات سدیم باقی مانده و درصد سدیم، همه نمونه‌ها مناسب برای آبیاری تشخیص داده شدند. غلظت عناصر آهن و آلومینیوم در تمامی نمونه‌ها، همچنین عناصر سرب، منگنز و کروم در برخی ایستگاه‌ها فراتر از حدود مجاز برای شرب است و متاثر از فعالیت‌های انسانی می‌باشند. محاسبه شاخص فلزی بیانگر آلودگی فلزی تمامی نمونه‌های آب است. براساس شاخص‌های HPI و C_d تمامی نمونه‌ها آلودگی شدید را نشان می‌دهند و با ورود به محدوده شهر گنبد کاووس به علت افزایش مواد آلی اندکی از میزان این دو شاخص کاسته می‌شود. مقدار اکسیژن حل شده در همه نمونه‌ها در حد مجاز است. مقادیر اکسیژن خواهی بیولوژیکی و شیمیایی در اکثر نمونه‌ها بالاتر از حدود مجاز است و بالاترین مقدار این دو پارامتر داخل شهر گنبد کاووس و پس از اولین ورودی عمده پساب شهری مشاهده شد. نتایج نشان می‌دهند که تمامی نمونه‌ها دارای آلودگی شدید میکروبی هستند. با محاسبه شاخص‌های کیفیت آب مختلف (NSFWQI، OWQI، CCMEWQI و شاخص Said) تمامی ایستگاه‌های مورد مطالعه کیفیت بد و یا خیلی بد را نشان می‌دهند.

کلمات کلیدی: رودخانه گرگانرود، ارزیابی کیفیت آب، شاخص کیفیت آب، آلودگی فلزی، آلودگی میکروبی

فهرست مطالب

فصل اول: کلیات

۱-۱-	مقدمه و بیان مسئله	۲
۱-۲-	اهداف تحقیق	۳
۱-۳-	ضرورت انجام تحقیق	۴
۱-۴-	روش انجام تحقیق	۴
۱-۵-	موقعیت جغرافیایی و راههای دسترسی به منطقه	۵
۱-۶-	زمین شناسی منطقه مورد مطالعه	۵
۱-۷-	دبی رودخانه گرگانرود	۶
۱-۸-	هیدروژئولوژی منطقه مورد مطالعه	۸

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

۱-۲-	مقدمه	۱۲
۲-۲-	منابع آلوده کننده رودخانه ها	۱۲
۲-۲-۱-	منابع طبیعی (زمین زاد) آلودگی رودخانه ها	۱۳
۲-۲-۲-	منابع انسان زاد آلودگی رودخانه ها	۱۴
۲-۲-۲-۱-	فعالیت های صنعتی	۱۵
۲-۲-۲-۲-	پساب های شهری و روستایی	۱۵
۲-۲-۲-۳-	فعالیت های کشاورزی	۱۶
۲-۳-	شاخص های کیفیت آب	۱۶
۲-۴-	مطالعات انجام شده در جهان	۱۹
۲-۵-	مطالعات انجام شده در ایران	۲۰
۲-۶-	مطالعات انجام شده در منطقه	۲۲

فصل سوم: روش تحقیق

۳-۱- مقدمه	۲۶
۳-۲- انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری	۲۶
۳-۳- نمونه‌برداری از آب و پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل	۲۶
۳-۴- آماده سازی نمونه‌ها	۲۷
۳-۵- اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی شیمیایی	۲۹
۳-۵-۱- کدورت (Turbidity)	۲۹
۳-۵-۲- اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی	۲۹
۳-۵-۳- اندازه‌گیری غلظت سدیم و پتاسیم	۲۹
۳-۵-۴- اندازه‌گیری غلظت کلسیم، منیزیم، کلر و بیکربنات	۳۰
۳-۵-۵- اندازه‌گیری غلظت نیترات، سولفات و فسفات	۳۱
۳-۵-۳- مجموع جامدات حل شده (TDS)	۳۲
۳-۵-۴- برآورد صحت نتایج	۳۲
۳-۶- اندازه‌گیری غلظت فلزات	۳۲
۳-۷- اندازه‌گیری پارامترهای بیولوژیکی و میکروبی	۳۳
۳-۷-۱- اکسیژن حل شده (DO)	۳۳
۳-۷-۲- اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)	۳۴
۳-۷-۳- اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)	۳۴
۳-۷-۴- باکتری‌های کلی‌فرم	۳۵
۳-۸- نرم افزارهای استفاده شده	۳۶

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

۴-۱- مقدمه	۳۸
۴-۲- بررسی پارامترهای کیفی	۳۸

۳۸.....	۱-۲-۴ - هدایت الکتریکی (EC) و جامدات محلول کل (TDS).....
۴۲.....	۲-۲-۴ - دما و کدورت.....
۴۴.....	۳-۲-۴ - pH.....
۴۵.....	۴-۲-۴ - سختی و قلیائیت کل.....
۴۷.....	۳-۴ - بررسی تغییرات غلظت یون‌های اصلی آب.....
۴۷.....	۱-۳-۴ - سدیم (Na^+).....
۴۸.....	۲-۳-۴ - کلسیم (Ca^{2+}).....
۴۹.....	۳-۳-۴ - منیزیم (Mg^{2+}).....
۵۰.....	۴-۳-۴ - پتاسیم (K^+).....
۵۲.....	۵-۳-۴ - کلر (Cl^-).....
۵۲.....	۶-۳-۴ - سولفات (SO_4^{2-}).....
۵۴.....	۷-۳-۴ - بیکربنات (HCO_3^-).....
۵۵.....	۸-۳-۴ - نترات (NO_3^-).....
۵۶.....	۹-۳-۴ - فسفات (PO_4^{3-}).....
۵۷.....	۱۰-۳-۴ - تحلیل آماری داده‌ها.....
۵۷.....	۱-۱۰-۳-۴ - تحلیل همبستگی.....
۵۸.....	۲-۱۰-۳-۴ - آنالیز خوشه‌ای.....
۵۹.....	۴-۴ - منشأ یون‌ها در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود و عوامل موثر بر غلظت آنها.....
۶۰.....	۱-۴-۴ - انحلال هالیت.....
۶۱.....	۲-۴-۴ - انحلال کانیهای سولفاتی.....
۶۲.....	۳-۴-۴ - انحلال کانیهای کربناتی.....
۶۳.....	۴-۴-۴ - انحلال سیلیکاتها.....
۶۴.....	۵-۴-۴ - تبادل یونی.....
۶۵.....	۶-۴-۴ - شاخص اشباع.....
۶۷.....	۷-۴-۴ - نمودار دورو (Durov Diagram).....
۶۸.....	۸-۴-۴ - نمودار پایپر (Piper Diagram).....
۶۹.....	۹-۴-۴ - نمودار استیف (stiff Diagram).....

۷۰	 نمودار گیبس (Gibbs Diagram) ۱۰-۴-۴
۷۱	 رده بندی کیفی آب رودخانه گرگانرود ۵-۴
۷۱	 رده بندی کیفی نمونه های آب برای مصارف آشامیدنی ۱-۵-۴
۷۲	 رده بندی کیفی آب رودخانه گرگانرود جهت مصارف کشاورزی ۲-۵-۴
۷۲	 خطر منیزیم (Magnesium Hazard) ۱-۲-۵-۴
۷۳	 کربنات سدیم باقی مانده (RSC) ۲-۲-۵-۴
۷۴	 درصد سدیم ۳-۲-۵-۴
۷۵	 نمودار تصحیح شده ویلکاکس ۴-۲-۵-۴
۷۷	 غلظت فلزات در نمونه های آب رودخانه گرگانرود ۶-۴
۷۹	 کروم (Cr) ۱-۶-۴
۸۰	 سرب (Pb) ۲-۶-۴
۸۱	 مس (Cu) ۳-۶-۴
۸۲	 آهن (Fe) ۴-۶-۴
۸۳	 منگنز (Mn) ۵-۶-۴
۸۴	 آلومینیوم (Al) ۶-۶-۴
۸۵	 گونه های عناصر در آب رودخانه گرگانرود ۷-۶-۴
۸۶	 شاخص فلزی (MI) ۸-۶-۴
۸۸	 شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) ۹-۶-۴
۸۹	 درجه آلودگی (C _d) ۱۰-۶-۴
۹۰	 آلودگی بیولوژیکی رودخانه گرگانرود ۷-۴
۹۱	 اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) ۱-۷-۴
۹۲	 اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) ۲-۷-۴
۹۳	 اکسیژن حل شده (DO) ۳-۷-۴
۹۳	 باکتری های کلی فرم کل و مدفوعی ۴-۷-۴
۹۴	 ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود با استفاده از شاخص های کیفیت آب (WQI) ۸-۴
۹۵	 NSFQWI ۱-۸-۴
۹۸	 شاخص کیفیت آب اورگون (OWQI) ۲-۸-۴

۱۰۰..... CCMEWQI -۳-۸-۴

۱۰۲..... شاخص سعید (Said) -۴-۸-۴

فصل پنجم: نتیجه گیری و پیشنهادات

۱۰۶..... ۱-۵- مقدمه

۱۰۶..... ۲-۵- ارزیابی کیفیت هیدرو شیمیایی رودخانه گرگانرود

۱۰۷..... ۳-۵- ارزیابی آلودگی بیولوژیکی رودخانه گرگانرود

۱۰۸..... ۴-۵- ارزیابی آلودگی فلزی رودخانه گرگانرود

۱۰۸..... ۵-۵- استفاده از شاخص های کیفیت آب (WQI) جهت پهنه بندی رودخانه گرگانرود

۱۰۹..... ۶-۵- پیشنهاداتی برای مطالعات آینده

فهرست شکل‌ها

- شکل (۱-۱): موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه ۶
- شکل (۲-۱): نقشه زمین شناسی محدوده مورد مطالعه ۷
- شکل (۳-۱): نقشه هم تراز آب زیرزمینی در محدوده گنبد کاووس ۹
- شکل (۱-۳): موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری ۲۸
- شکل (۱-۴): نمودار روند تغییرات EC در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۱
- شکل (۲-۴): نمودار روند تغییرات TDS در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۲
- شکل (۳-۴): نمودار روند تغییرات هدایت الکتریکی در مقابل TDS در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۲
- شکل (۴-۴): نمودار روند تغییرات دما در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۳
- شکل (۵-۴): نمودار روند تغییرات کدورت در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۴
- شکل (۶-۴): نمودار روند تغییرات pH در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۵
- شکل (۷-۴): نمودار روند تغییرات سختی کل در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۷
- شکل (۸-۴): روند تغییرات قلیائیت در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۸
- شکل (۹-۴): نمودار روند تغییرات یون سدیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۹
- شکل (۱۰-۴): نمودار روند تغییرات یون کلسیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۰
- شکل (۱۱-۴): نمودار روند تغییرات یون منیزیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۱
- شکل (۱۲-۴): نمودار روند تغییرات یون پتاسیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۱
- شکل (۱۳-۴): نمودار روند تغییرات یون کلر در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۳
- شکل (۱۴-۴): نمودار روند تغییرات Cl^- در مقابل Na^+ در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۳
- شکل (۱۵-۴): نمودار روند تغییرات یون سولفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۴
- شکل (۱۶-۴): نمودار روند تغییرات $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$ در مقابل $^{+2}\text{Ca} + ^{+2}\text{Mg}$ در نمونه‌های مورد مطالعه ۵۴
- شکل (۱۷-۴): نمودار روند تغییرات یون بی‌کربنات در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۵
- شکل (۱۸-۴): نمودار روند تغییرات نیتрат در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۷
- شکل (۱۹-۴): نمودار روند تغییرات فسفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۸
- شکل (۲۰-۴): نمودار آنالیز خوشه‌ای غلظت یون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود ۶۰
- شکل (۲۱-۴): نمودار تغییرات غلظت کلسیم در مقابل سولفات ۶۲
- شکل (۲۳-۴): نمودار تغییرات $^{+2}\text{Mg}/^{+2}\text{Ca}$ در نمونه‌های مورد مطالعه ۶۳
- شکل (۲۴-۴): نمودار تغییرات $\frac{\text{Mg}^{2+}}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}$ در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۶۴
- شکل (۲۵-۴): نمودارهای نمودارهای نشان‌دهنده تبادل یونی (الف و ب) ۶۵
- شکل (۲۶-۴): تغییرات شاخص اشباع در طول مسیر مورد مطالعه ۶۷
- شکل (۲۷-۴): موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه در نمودار دورو ۶۸

۶۹	شکل (۴-۲۸): نمودار پایپر نمونه‌های آب مورد مطالعه
۷۱	شکل (۴-۲۹): نمودار استیف نمونه‌های آب مورد مطالعه
۷۲	شکل (۴-۳۰): موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه در نمودار گیبس
۷۴	شکل (۴-۳۱): نمودار شولر نمونه‌های آب مورد مطالعه
۷۷	شکل (۴-۳۲): نمودار موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه در نمودار تصحیح شده ویلکالس
۸۰	شکل (۴-۳۳): نمودار تغییرات غلظت کروم در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۸۱	شکل (۴-۳۴): نمودار تغییرات غلظت سرب در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۸۲	شکل (۴-۳۵): نمودار تغییرات غلظت مس در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۸۳	شکل (۴-۳۶): نمودار تغییرات غلظت آهن در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۸۴	شکل (۴-۳۷): نمودار تغییرات غلظت منگنز در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۸۵	شکل (۴-۳۸): نمودار تغییرات غلظت آلومینیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۸۸	شکل (۴-۳۹): نمودار تغییرات شاخص در فلزی نمونه‌های آب مورد مطالعه
۸۹	شکل (۴-۴۰): نمودار تغییرات شاخص آلودگی فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۹۰	شکل (۴-۴۱): نمودار تغییرات شاخص درجه آلودگی در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۹۲	شکل (۴-۴۲): نمودار تغییرات میزان BOD در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۹۲	شکل (۴-۴۳): نمودار تغییرات میزان COD در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۹۳	شکل (۴-۴۴): نمودار تغییرات میزان اکسیژن حل شده در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۱۰۰	شکل (۴-۴۵): نمودار مقادیر شاخص‌های $NSFWQI_a$ ، $NSFWQI_m$ و $OWQI$ برای نمونه‌های مورد مطالعه از رودخانه گرگانرود
۱۰۲	شکل (۴-۴۶): نمودار تغییرات شاخص CCMEWQI برای ایستگاه‌های هیدرومتری در طول مسیر مورد مطالعه

فهرست جدول‌ها

۲۷	جدول ۱-۳ موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری
۳۰	جدول ۲-۳ روش‌های اندازه‌گیری غلظت یون‌ها در نمونه‌های آب
۳۹	جدول ۱-۴ مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های مورد مطالعه
۴۷	جدول ۲-۴ رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه بر اساس سختی کل
۵۹	جدول ۳-۴ جدول ضرایب همبستگی اسپیرمن یون‌های اصلی نمونه‌های آب مورد مطالعه
۶۱	جدول ۴-۴ مقادیر نسبت‌های یونی (میلی اکی‌والان در لیتر) در نمونه‌های مورد مطالعه آب
۶۵	جدول ۵-۴ مقادیر شاخص اشباع کانی‌های مختلف در نمونه‌های مورد مطالعه
۷۰	جدول ۶-۴ تغییرات تیپ و رخساره در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۷۴	جدول ۷-۴ مقادیر شاخص‌های تعیین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی
۷۵	جدول ۸-۴ رده‌بندی نمونه‌های آب مورد مطالعه براساس درصد سدیم
۷۶	جدول ۹-۴ تعیین رده کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه بر اساس مقادیر EC و SAR
۷۸	جدول ۱۰-۴ غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۸۷	جدول ۱۱-۴ گونه‌های غالب عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۹۰	جدول ۱۲-۴ رده‌بندی کیفی آب براساس درجه آلودگی عناصر بالقوه سمی
۹۱	جدول ۱۳-۴ مقادیر پارامترهای BOD، COD و DO در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۹۴	جدول ۱۴-۴ نتایج ارزیابی باکتریولوژی در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۹۶	جدول ۱۵-۴ ضریب وزنی (Wi) مربوط به هر پارامتر
۹۷	جدول ۱۶-۴ مقادیر پارامترهای مورد نیاز برای محاسبه شاخص NSFQI
۹۷	جدول ۱۷-۴ مقادیر شاخص فرعی (Si) مربوط به هر نمونه
۹۸	جدول ۱۸-۴ رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود، بر اساس شاخص NSFQI (دو فرم ضربی و جمعی)
۱۰۰	جدول ۱۹-۴ رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه، بر اساس شاخص OWQI
۱۰۲	جدول ۲۰-۴ رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه، بر اساس شاخص CCMEWQI
۱۰۴	جدول ۲۱-۴ رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه، بر اساس شاخص Said

فصل اول

کلیات

۱-۱- مقدمه و بیان مسئله

حفظ و استفاده بهینه از منابع آب از اصول توسعه پایدار هر کشور به حساب می‌آید. اغلب برنامه‌ریزی‌های منابع آب در کشورها بر اساس پتانسیل بالقوه منابع آب سطحی و زیر زمینی آن کشور است. رودخانه‌ها از مهمترین منابع تجدید شونده و حیاتی آب شیرین جهت استفاده در امور کشاورزی، شرب و صنعت بوده و از مهم‌ترین منابع آب سطحی به‌شمار می‌روند، بدین‌روی با توجه به خشکسالی سال‌های اخیر و افزایش جمعیت و در نتیجه رشد فضای شهری و روستایی، که موجب بالا رفتن تقاضا جهت این مایه حیات شده است، حفظ این منابع ضروری است. از طرف دیگر اهمیت منابع آب رودخانه‌ها و تاثیر به‌سزای آن بر پیشرفت جوامع مختلف در زمینه‌های کشاورزی و صنعت بر کسی پوشیده نیست. بدین‌روی بررسی ویژگی‌های کیفی رودخانه‌ها در مدیریت و برنامه‌ریزی‌های زیست محیطی بسیار حائز اهمیت است.

آلودگی رودخانه‌ها دارای دو منشأ زمین‌زاد و انسان‌زاد است. از جمله منابع زمین‌زاد و طبیعی می‌توان به فرسایش و هوازگی سنگ‌ها و ورودی‌های جوی اشاره نمود. منابع انسان‌زاد نیز شامل منابعی چون کشاورزی، صنعت و معدن‌کاری است که به دو شکل نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای وارد رودخانه‌ها می‌شوند. متأسفانه در سال‌های اخیر، رودخانه‌ها در مناطقی که دارای فعالیت کشاورزی و یا صنعتی گسترده هستند دچار آلودگی شده‌اند. با توجه به اهمیت رودخانه‌ها در تامین آب آشامیدنی، کشاورزی و صنعتی ارزیابی کیفیت هیدروشیمیایی و بررسی نقش عوامل طبیعی و انسان‌زاد در تغییر کیفی آب رودخانه‌ها، کنترل آلودگی و مدیریت این منابع ضروری است.

عناصر بالقوه سمی از مهمترین آلاینده‌های زیست محیطی هستند. این امر به‌دلیل سمی بودن و قابلیت انباشت در بدن موجودات زنده و همچنین تجمع افزایشی آنها به سمت بالای زنجیره غذایی است. این عناصر ممکن است توسط عوامل طبیعی و یا انسان‌زاد وارد اکوسیستم رودخانه‌ها شوند، بنابراین ارزیابی غلظت این عناصر در آب رودخانه‌ها ضروری است.

آلودگی میکروبی منابع آب یکی مشکلات مهم و اساسی بهداشت آب می باشد که جهت جلوگیری و پیشگیری از رواج بیماری های میکروبی گوارشی، شناسایی و ارزیابی آن ها حایز اهمیت است. رودخانه گرگانرود در استان گلستان در طول مسیر خود تحت تاثیر فاضلاب های شهری، روستایی و همچنین رواناب های کشاورزی اطراف خود قرار می گیرد. از آب این رودخانه بیشتر جهت آبیاری زمین های کشاورزی استفاده می شود، که بخشی از این آب به شکل رواناب های کشاورزی مجدداً وارد جریان آب رودخانه می شود. با توجه به استفاده کشاورزان از کودهای شیمیایی و حیوانی، سموم و آفات کش ها مقادیری از این مواد می توانند وارد آب رودخانه شوند. از طرفی با توجه به واحدهای زمین شناسی منطقه، عناصر متنوعی نیز می توانند به آب رودخانه راه پیدا کنند. بنابراین، با توجه به موارد ذکر شده در بالا و اهمیت این رودخانه در تامین آب کشاورزی در منطقه، بررسی کیفیت آب رودخانه گرگانرود، به ویژه در بخش هایی که متاثر از فعالیت های کشاورزی و مناطق مسکونی متمرکز است، اهمیت زیادی دارد. این مطالعه با هدف بررسی و ارزیابی کیفی و آلودگی میکروبی و فلزی آب این رودخانه با استفاده از پارامترهای هیدروشیمیایی و شاخص های کیفی صورت گرفته است.

۱-۲- اهداف تحقیق

هدف کلی این تحقیق بررسی شرایط هیدروشیمیایی و میکروبی آب و همچنین ارزیابی میزان آلودگی رودخانه گرگانرود در حد فاصل بین دو سد گلستان و وشمگیر می باشد. جهت دستیابی به این هدف اهداف زیر دنبال می شوند:

- بررسی کیفیت آب رودخانه با استفاده از اندازه گیری پارامترهای کیفی آب و تحلیل داده های هیدروشیمیایی
- بررسی نقش عوامل طبیعی، زمین شناسی منطقه و عوامل انسان زاد در آلودگی آب رودخانه
- تعیین روند تغییرات غلظت عناصر بالقوه سمی در اثر ورود از طریق منابع انسان زاد به خصوص تخلیه فاضلاب های شهری در محدوده شهر گنبد کاووس
- تعیین کیفیت و پهنه بندی رودخانه با استفاده از شاخص های کیفی

۳-۱- ضرورت انجام تحقیق

رودخانه‌ها یکی از منابع مهم و حیاتی تامین آب شیرین جهت استفاده در امور کشاورزی، صنعت و شرب به شمار می‌آیند. عبور رودخانه‌ها از میان مناطق شهری و روستایی و همچنین مراکز صنعتی و زمین‌های کشاورزی باعث ورود انواع آلاینده‌ها به آنها می‌شود، و چنانچه ورود این آلاینده‌ها از ظرفیت خودپالایی رودخانه بیشتر باشد مشکلات زیست‌محیطی در آنها بروز خواهد کرد. از سوی دیگر رشد جمعیت و آلودگی‌های ناشی از تخلیه انواع فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی، شیرابه محل‌های دفن انواع زباله‌ها و رواناب‌های سطحی باعث آلودگی در این محیط‌ها و محدودتر شدن دسترسی به منابع آب سالم شده‌اند. امروزه با توجه به مسایل زیست‌محیطی که در نتیجه آلودگی و تغییر در کیفیت منابع آب به‌وجود آمده، لزوم توجه به کیفیت منابع آب به‌ویژه رودخانه‌ها از اهمیت بسیار بالایی برخوردار است.

در این راستا و با توجه به اهمیت رودخانه گرگانرود در تامین آب مصرفی زمین‌های کشاورزی، شرب و دامداری در مسیر خود و از طرف دیگر حیات آبریان متعدد در این رودخانه، ارزیابی کیفیت و میزان آلودگی آب در این رودخانه به‌ویژه در محدوده شهر گنبد کاووس که تخلیه فاضلاب‌های شهری به‌طور گسترده انجام می‌گیرد ضروری به‌نظر می‌رسد.

۴-۱- روش انجام تحقیق

- ۱- مطالعات کتابخانه‌ای و مروری بر مطالعات انجام شده در منطقه، ایران و جهان در راستای موضوع مورد مطالعه
- ۲- بررسی نقشه‌های زمین‌شناسی و توپوگرافی موجود منطقه
- ۳- بازدید و بررسی صحرایی و نمونه‌برداری از آب رودخانه
- ۴- اندازه‌گیری برخی از پارامترها مانند دما، pH، DO و EC در صحرا
- ۵- تعیین غلظت یون‌های اصلی، فلزات بالقوه سمی، کلی‌فرم‌های مدفوعی و پارامترهایی از قبیل سختی در آزمایشگاه

۶- تعیین شاخص‌های کیفی مربوط به آب رودخانه

۷- تجزیه و تحلیل داده‌ها

۱-۵- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه

منطقه مورد مطالعه بخشی از رودخانه گرگانرود بوده که در حد فاصل بین سد گلستان و سد وشمگیر واقع شده است. این قسمت از رودخانه گرگانرود از سمت جنوب و شرق به ارتفاعات البرز و از سمت شمال و غرب به حوضه اترک محدود می‌شود و روند کلی آن در این بخش از شمال شرق به جنوب غرب است. از مهمترین راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه، جاده شاهرود-آزادشهر-گنبد کاووس به طول تقریبی ۱۵۰ کیلومتر، جاده گرگان به گنبد کاووس به طول حدود ۱۰۰ کیلومتر و همچنین مسیر بجنورد-مینودشت-گنبد به طول ۲۲۰ کیلومتر است.

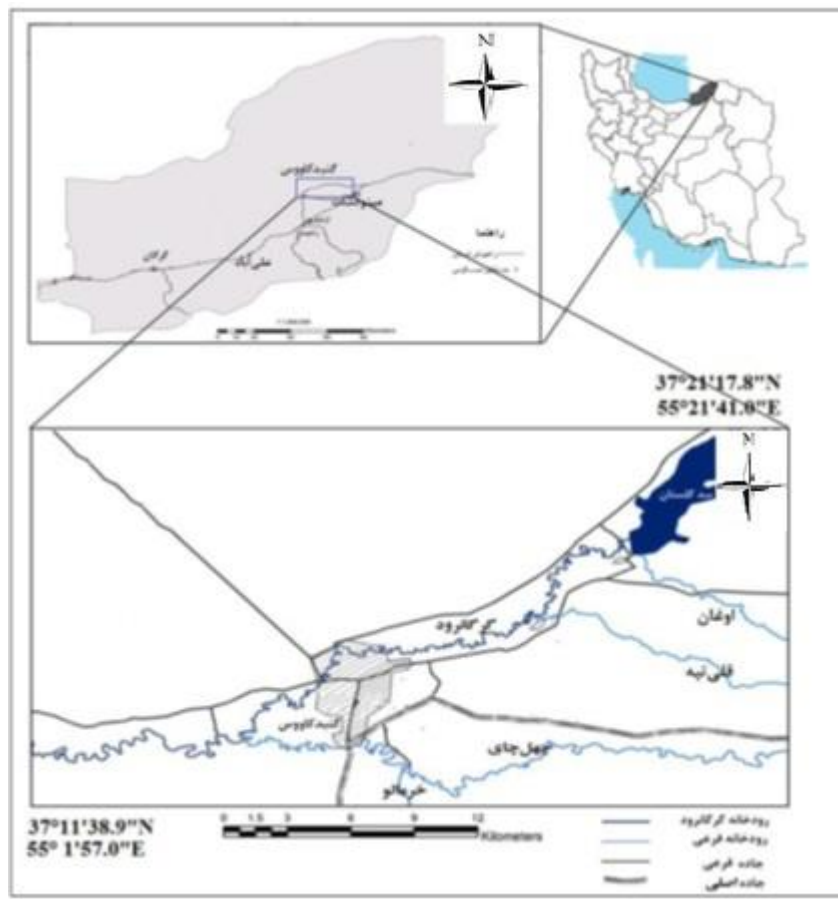
۱-۶- زمین شناسی منطقه مورد مطالعه

محدوده گنبد کاووس و ترکمن صحرا جلگه‌ای رسوبی همواری است که از عقب‌نشینی دریای خزر و تجمع رسوب‌های رودهایی نظیر اترک و آق سو به وجود آمده است. این جلگه عریض‌ترین بخش جلگه‌های خزری است که شمال استان‌های گلستان و خراسان شمالی را در بر می‌گیرد. شیب زمین از جنوب به شمال و از شرق به غرب در امتداد شبکه آب‌ها و رودهایی که به دریای خزر می‌ریزد کاهش می‌یابد (آقا نباتی، ۱۳۸۳). منطقه مورد مطالعه در حوضه آبگیر گرگانرود از واحدهای رسوبی زیر تشکیل شده است:

Q^{ff} : رسوبات این بخش از حوضه آبگیر گرگانرود حاصل از فرسایش و رسوب‌گذاری ارتفاعات البرز است. این رسوبات شامل ماسه، سیلت و دیگر مواد آواری است.

Q^{ff1} : این واحد رسوبی از ماسه، سیلت و رس تشکیل شده و آبرفت‌هایی هستند که بعد از تشکیل در محل دچار فرسایش نشده‌اند.

Q^{fb} : در اثر فرسایش بادی سیلت و ماسه این رسوبات در چاله‌های سیلابی ته‌نشین شده و این واحد رسوبی را تشکیل داده‌اند.



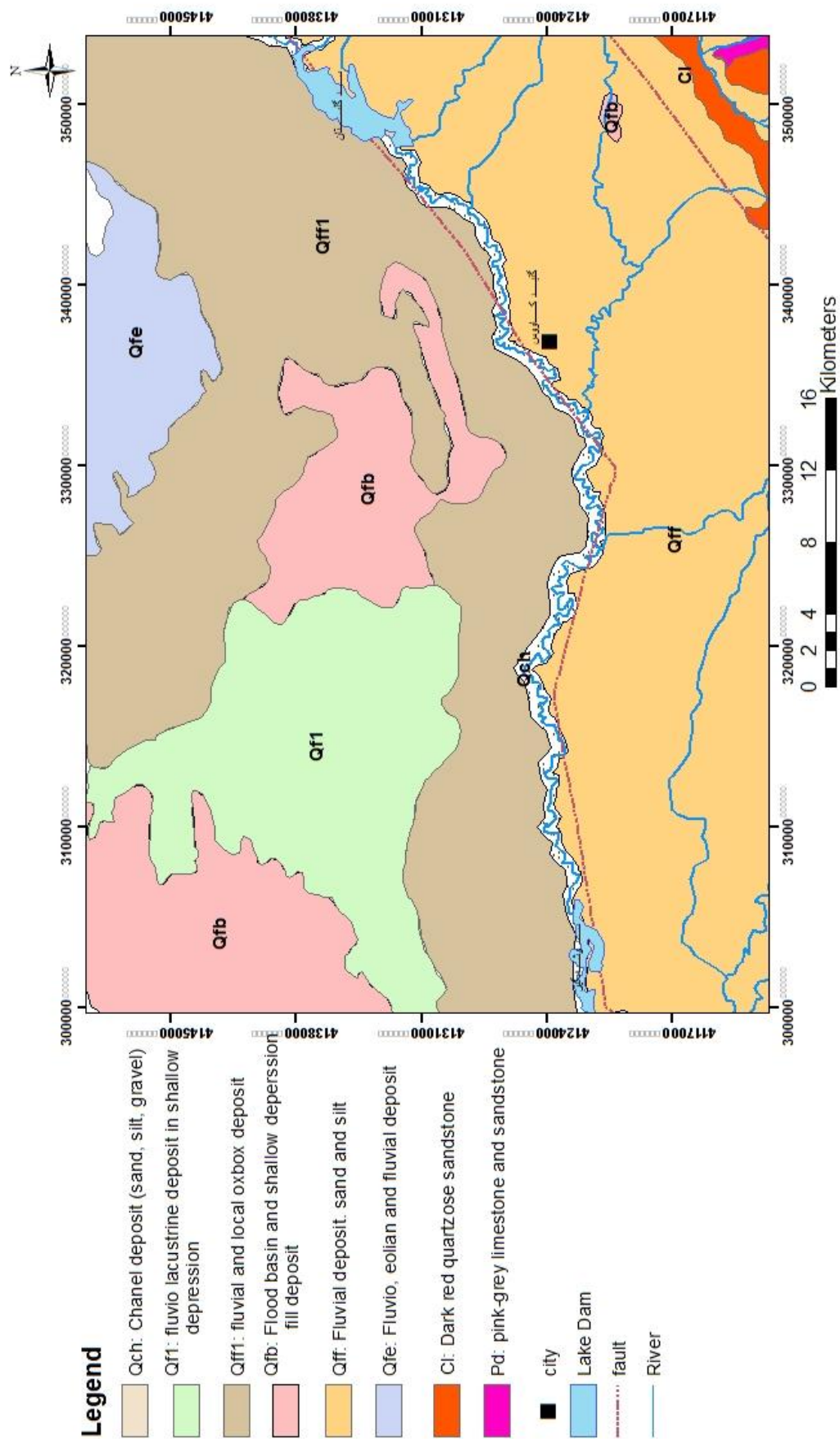
شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه

Q^{f1} : رسوبات این بخش اغلب رس‌های حاوی نمک هستند که در چاله‌های کم عمق رودخانه‌ها و ابگیرها تشکیل شده‌اند.

Q^{ch} : این رسوبات از ته‌نشینی مواد در کانال رودخانه بوجود آمده‌اند و غالب مواد تشکیل دهنده آن شن، ماسه، سیلت و رس هستند به صورتی که در مناطق پرانرژی غالباً شن و ماسه و در مناطق با انرژی کمتر از سیلت و رس تشکیل شده‌اند.

۷-۱- دبی رودخانه گرگانرود

به حجم آب جابجاشده از یک مقطع مشخص (به عنوان مثال رودخانه) در مدت زمان مشخص دبی گفته می‌شود که اغلب بر حسب لیتر بر ثانیه بیان می‌شود. میزان دبی برابر است با حاصل ضرب سرعت جریان در اندازه سطح مقطع مسیر عبور جریان. این پارامتر یکی از عوامل مهم در بررسی‌های

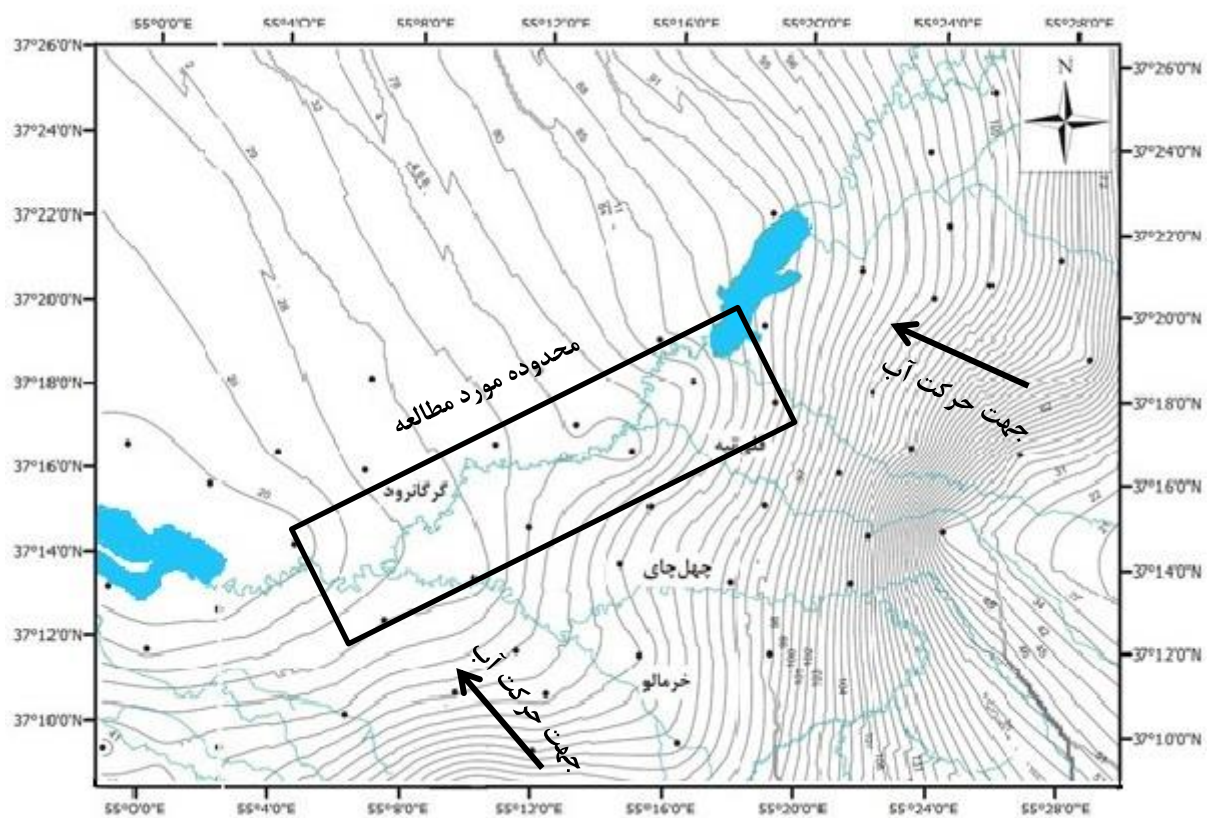


شکل ۱-۲- نقشه زمین شناسی محدوده مورد مطالعه (برگرفته از نقشه ۱/۲۵۰۰۰ گنبد کاووس)

هیدروژئولوژیکی و ارزیابی شدت آلودگی است. مقدار دبی رودخانه گرگانرود به طور متوسط در فصل تابستان در کمترین حد و در بهار در بالاترین حد آب‌دهی خود است. با توجه به داده‌های آماری ۲۰ ساله ایستگاه قزاقلی، بالاترین دبی متوسط مربوط به فروردین با میانگین $30/2$ مترمکعب بر ثانیه و کمترین دبی مربوط به تیر ماه با متوسط $3/8$ متر مکعب بر ثانیه است.

۱-۸- هیدروژئولوژی منطقه مورد مطالعه

نقشه منحنی‌های تراز آب زیرزمینی با استفاده از سطح ایستابی چاه‌های پیژومتریک موجود در منطقه مورد مطالعه، جهت بررسی تاثیر متقابل آب زیرزمینی و رودخانه بر هم، رسم گردید (شکل ۱-۳). با توجه به داده‌های موجود، سطح آب زیرزمینی در منطقه گنبد کاووس بین ۲۰ تا ۱۴۲ متر متغییر است، که پایین‌ترین مقدار آن در جنوب شرقی منطقه مورد مطالعه، و کم‌ترین میزان سطح ایستابی در محل اتصال سرشاخه قلی تپه به گرگانرود قرار دارد. با توجه به این نقشه، در محدوده مورد نظر جهت کلی منحنی‌های تراز آب زیرزمینی عمود بر جهت جریان رودخانه بوده و تحدب منحنی‌ها، به خصوص در محل اتصال سرشاخه قلی تپه، در نزدیکی مسیر رودخانه بیانگر تاثیر آب زیرزمینی بر رودخانه بوده و رودخانه توسط آب زیرزمینی تغذیه می‌شود.



شکل ۳-۱ نقشه هم تراز آب زیرزمینی در محدوده گنبد کاووس (تیموری، ۱۳۹۱)

فصل دوم

مروری بر مطالعات پیشین

۲-۱- مقدمه

رودخانه‌ها در تامین نیاز آبی انسان نقش مهمی را ایفا می‌کنند و این امر لزوم حفاظت از آنها در برابر آلودگی‌ها را بیش از پیش روشن می‌سازد. رشد و توسعه فعالیت‌های انسانی شامل کشاورزی، صنعت و افزایش جمعیت، که در نتیجه رشد شهرنشینی به ویژه در دهه‌های اخیر رخ داده است، باعث ورود بیش از حد آلاینده‌ها به محیط‌های آبی شده است. رودخانه‌ها از جمله حساس‌ترین اکوسیستم‌های طبیعی هستند، به همین دلیل بررسی کیفیت و آلودگی این منابع به دلیل تاثیر مستقیم و غیرمستقیم آنها بر جوامع انسانی از مباحث مهم حال حاضر است.

در سال‌های اخیر توسعه سریع صنعت باعث ورود آلاینده‌های زیادی به رودخانه‌ها شده است، که از بین آنها فلزات بالقوه سمی به علت پایداری و تجمع زیستی باعث نگرانی‌های عمده‌ای شده است (Kaushik et al., 2009). حضور برخی فلزات بالقوه سمی در محیط آبی حتی به میزان ناچیز برای موجودات آبی مشکل آفرین است. فلزات بالقوه سمی در محیط زیست به مدت نسبتاً طولانی پایدار هستند و پتانسیل ورود به زنجیره غذایی را دارا می‌باشند، از این رو می‌توان آنها را یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های محیط آبی در نظر گرفت. این فلزات ممکن است منبع طبیعی داشته باشند و از طریق هوازدگی و فرسایش سنگ‌ها وارد سیستم رودخانه شوند (Baborowski and Einax, 2014) و یا دارای منشا انسان‌زاد باشند و از طریق فعالیت‌هایی مانند معدن‌کاری، کشاورزی و یا فاضلاب‌های شهری و صنعتی وارد رودخانه شوند (Varol, 2011).

۲-۲- منابع آلوده کننده رودخانه‌ها

منابع آبی از حساس‌ترین محیط‌ها نسبت به آلودگی هستند. در این میان رودخانه‌ها به علت قرارگیری مراکز جمعیتی و صنعتی در اطراف آنها بیشتر در معرض آلودگی هستند. به طور کلی رودخانه‌ها می‌توانند به دو شکل زمین‌زاد یا انسان‌زاد آلوده شوند. ترکیب شیمیایی و کیفیت آب رودخانه‌ها تنها به ورود مواد شیمیایی مختلف از طریق راه‌های متفاوت وابسته نیست، بلکه نتیجه برخی از فرایندهای مختلف (فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی) است که پس از ورود این مواد به درون آب رخ

می‌دهد. از جمله مهم‌ترین فرایندها و واکنش‌هایی که بر کیفیت آب اثر می‌گذارند عبارتند از واکنش-های اسید-باز، تبادل میان اتمسفر و آب، انحلال و رسوب مواد، تشکیل کمپلکس، واکنش‌های اکسیداسیون-احیا و فرایندهای جذب و واجذب (Ghanbarpour et al. 2013).

۲-۲-۱- منابع طبیعی (زمین‌زاد) آلودگی رودخانه‌ها

آلودگی‌هایی که به واسطه فعالیت‌های بشر نبوده و به علت فرایندهای طبیعی وارد رودخانه می‌شوند را آلودگی طبیعی یا زمین‌زاد می‌نامند. به عنوان مثال آلودگی ناشی از سازندهای زمین شناسی از انواع آلودگی‌های زمین‌زاد به حساب می‌آید، به این علت که هیچ آبی وجود ندارد که در تماس با انواع خاک و سنگ‌ها نباشد. براساس تحقیقات انجام گرفته بر روی آب‌های سطحی و ترکیب آنها، این نتیجه حاصل شده است، که سه فرایند طبیعی کلی موثر بر ویژگی‌های کیفی رودخانه‌ها عبارتند از بارندگی، واکنش با سنگ و تبخیر. از این عوامل دو عامل اول (واکنش با سنگ و تبخیر) تاثیر بیشتری بر شیمی آب دارند (Vidic et al., 2015).

اولین راه ورود مواد به آب‌های سطحی از جمله رودخانه‌ها از طریق باران می‌باشد. باران به طور طبیعی حاوی مقدار کمی کلر (۰.۲ تا ۰.۸ میلی گرم در لیتر)، سولفات (۱ تا ۳ میلی‌گرم در لیتر)، پتاسیم، منیزیم و دیگر عناصری است که ممکن است در جو حاضر باشند. این مواد از افشانه‌های دریایی، گرد و غبارهای جوی، فوران‌های آتشفشانی و آلودگی‌های ناشی از فعالیت بشر حاصل می‌شود. فلزات به طور طبیعی در آب باران دارای غلظت پایینی هستند، به جز در مناطقی که به خاطر فعالیت‌ها بشری آلوده هستند (Edjah et al., 2015).

دومین راهی که مواد می‌تواند وارد آب‌های سطحی شوند، تماس آب با خاک و سنگ است. عناصر و کانی‌ها از طریق انحلال در آب وارد آن می‌شوند که اغلب این واکنش‌ها از نوع هیدرولیز هستند و در طی آن کاتیون‌ها و آنیون‌ها و دیگر عناصر از ترکیب سنگ‌ها جدا شده و وارد آب می‌شوند. میزان و شدت واکنش آب با سنگ و خاک به مدت زمان تماس آنها با هم، بافت و ساخت سنگ و خاک‌ها، حجم آب و وجود عواملی مانند CO_2 در آب بستگی دارد (Vidic et al. 2015). هوازدگی (واکنش آب

با سنگ) را می‌توان مهم‌ترین عامل طبیعی کنترل کننده شیمی آب به حساب آورد (Golterman, 2004). هوازدگی فیزیکی و شیمیایی سنگ‌ها منبع بارهای معلق و محلول رودخانه‌ها در یک منطقه است و کیفیت فیزیکی و شیمیایی آب را تحت تاثیر قرار می‌دهد (Onojake et al., 2015). علاوه بر این‌ها بسیاری از آلاینده‌ها از جمله عناصر بالقوه سمی نیز از این طریق وارد سیستم آبی می‌شوند. در میان انواع سنگ‌ها، سنگ‌های آذرین مافیک و اولترامافیک و سگ‌های رسوبی چون شیل، سنگ‌های کربناته و تبخیری علاوه بر تغییر کیفیت آب می‌توانند باعث آلودگی طبیعی رودخانه‌ها شوند. برای مثال بسیاری از واحدهای رسوبی نظیر سنگ آهک‌ها و واحدهای رسوبی تبخیری می‌توانند غلظت بالایی از Ba , Ca , Sr , S و گاهی As , Zn و Pb را دارا باشند (عباسی نژاد; ۱۳۸۴). همچنین در مناطقی که سنگ‌های تبخیری وجود دارند غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌هایی نظیر سولفات، کلر، سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم افزایش می‌یابد و ضمن بالا رفتن EC آب، از کیفیت آب در چنین مناطقی نیز کاسته می‌شود (Van der perk, 2006). در مناطق با گستردگی بالای سنگ‌های آهکی، pH و همچنین غلظت یون‌های کلسیم و بی‌کربنات در آب افزایش می‌یابد (Haounslow, 1995). چنین سازندهایی باعث بالا رفتن بیش از حد سختی شده و همچنین خاصیت بافر کنندگی رودخانه‌ها را تحت تاثیر قرار می‌دهند (Devesa-Rey, 2010).

۲-۲-۲- منابع انسان‌زاد آلودگی رودخانه‌ها

امروزه مهم‌ترین عامل تغییر کیفیت آب رودخانه‌ها فعالیت بشری است. فعالیت‌های انسانی با تغییر فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی باعث بر هم خوردن تعادل طبیعی رودخانه‌ها می‌شوند و علاوه بر آن مقادیر بالایی از آلاینده‌ها را وارد این محیط‌ها می‌کنند. فعالیت‌های صنعتی، استخراج و فراوری مواد معدنی، دفع زباله‌ها، فعالیت‌های کشاورزی، توسعه شهرنشینی و ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده از جمله منابع انسان‌زاد و از مهم‌ترین فعالیت‌های آلوده کننده رودخانه‌ها هستند. از میان این عوامل فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و فعالیت‌های انسانی در محدوده‌های شهری و روستایی بیشترین گسترش را دارا هستند.

۲-۲-۱- فعالیت‌های صنعتی

به علت استفاده گسترده از آب در فعالیت‌های صنعتی، در بسیاری از مناطق، واحدهای صنعتی در امتداد رودخانه‌ها از تمرکز بالایی برخوردار هستند (Phiri, 2005). آلاینده‌های صنعتی به علت تنوع مواد اولیه مصرفی و فرایندهای تولید، مشخصات فیزیکی و شیمیایی متفاوتی دارند و بنابراین دامنه تاثیر این منابع آلاینده‌ها بسیار گسترده می‌باشد (Yusof et al., 2007). از مهم‌ترین صنایع آلوده کننده رودخانه‌ها می‌توان به پتروشیمی، کشتارگاه‌ها، صنایع کاغذ سازی و بازیافت کاغذ، فراوری گوشت، لبنیات، دباغی، صنایع پارچه، کارخانه‌های تولید روغن، صنایع تولید شکر، صنایع شیمیایی و دیگر صنایع اشاره کرد (Vymazal, 2014). این صنایع موادی مانند نسوج جامد درختان، پوست حیوانات، مواد شیمیایی چون نمک‌های آهن، روی، مس، کادمیم، کروم، سرب، سیانور، آرسنیک، محلول‌های اسیدی، فنل، سولفور، نمک‌های آلونیک‌دار، مواد رنگی، چربی‌ها، مواد لعابی، مواد پاک‌کننده، مواد سلولزی و مواد آلی را وارد اکوسیستم‌های آبی می‌کنند (Dsikowitzky et al., 2015).

۲-۲-۲- پساب‌های شهری و روستایی

جوامع بشری به دلیل نیاز مبرم خود به آب به طور گسترده‌ای در اطراف رودخانه‌ها متمرکز شده‌اند، که در سال‌های اخیر با توسعه شهرها و روستاها تاثیر آنها بر کیفیت آب رودخانه‌ها افزایش یافته است. تاثیر فعالیت بشری علاوه بر کمیت آب‌های سطحی، باعث آلودگی این منابع نیز گشته است (Holm et al., 2009). هنگامی که یک رودخانه از میان یک شهر عبور می‌کند، کیفیت آب آن اغلب به شکل منفی تحت تاثیر قرار می‌گیرد که در نتیجه رها سازی پساب‌های خانگی و صنعتی است. اهمیت و میزان تاثیر در درجه اول به اندازه (جمعیت ساکنین)، اهمیت فعالیت‌های صنعتی و همین‌طور جریان رودخانه (جریان بیشتر برابر با ظرفیت رقیق سازی بیشتر) بستگی دارد (Ouattara et al., 2014). بسیاری از شهرها و روستاها، به‌ویژه در کشورهای در حال توسعه، فاقد سیستم‌ها جمع‌آوری و تصفیه کارآمد فاضلاب هستند که این امر موجب رهاسازی فاضلاب‌ها و پساب‌ها به صورت کنترل نشده می‌شود. پساب‌های شهری در اغلب موارد حاوی آلاینده‌های آلی و غیرآلی مانند فلزات بالقوه سمی

هستند (Ingvertsen et al., 2013; Qishlaqi et al., 2006). در نهایت این امر موجب آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌گردد. علاوه بر پساب‌ها، روان‌آب‌های سطحی در مناطق شهری باعث آلودگی و ورود عناصر بالقوه سمی مانند آرسنیک، کادمیوم، مس، نیکل و روی به داخل رودخانه‌ها می‌گردد (Mbuligwe and Kaseva, 2005).

۲-۲-۳- فعالیت‌های کشاورزی

فعالیت‌های کشاورزی نیز به دلیل دسترسی آسان به آب و کیفیت مطلوب خاک در اطراف رودخانه‌ها از گسترش بالایی برخوردار هستند. کشاورزی به دلیل گستردگی در طول رودخانه‌ها به لحاظ ورود مواد و عناصر سهم مهمی را دارا هستند و همچنین کنترل ورود مواد از زمین‌های کشاورزی به خاطر عدم تمرکز بسیار دشوار است (Lottermoser, 1998). استفاده از کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها، کودهای حیوانی و آب برگشتی از زمین‌های کشاورزی از جمله مواد آلوده کننده رودخانه‌ها به شمار می‌روند. به عنوان مثال کودهای فسفاتی به‌ویژه کودهای تولید شده از سنگ‌های حاوی آپاتیت دارای مقادیر بالایی از عناصر بالقوه سمی چون کادمیم، آرسنیک، وانادیم، سرب، سلنیم و اورانیم هستند و علاوه بر آلودگی آب و خاک موجب آلودگی در گیاهان مورد استفاده انسان نیز می‌شوند (Saeedi and Jamshidi-Zanjani, 2015). همچنین استفاده از کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی باعث افزایش مقدار سولفات، فسفات و نیتрат در آب رودخانه‌ها می‌شود (Mutisya and Tole, 2010).

۲-۳- شاخص‌های کیفیت آب^۱

در حال حاضر مشکل کیفیت آب اهمیتی جهانی پیدا کرده است، به عنوان مثال بخشنامه چارچوب کار اتحادیه اروپا که در سال ۲۰۰۰ تصویب شده بر بهبود کیفیت آب در رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، آب‌های زیرزمینی و آب‌های ساحلی کشورهای عضو متمرکز است. این مقررات به دنبال روشی هماهنگ برای مدیریت در زمینه حوضه‌های آبریز برای دستیابی به کیفیت مناسب آب است. با این حال وضعیت در کشورهای در حال توسعه، جایی که فشار برای رشد اقتصادی موجب زوال شدید کیفیت

¹ Water Quality Index (WQI)

آب شده، بسیار پیچیده‌تر است. رودخانه‌ها آسیب‌پذیرترین بدنه‌های آبی در برابر آلودگی در این کشورها به حساب می‌آیند و بسیاری از آنها به علت فعالیت‌های انسانی به شدت آلوده شده‌اند. مشکل کیفیت آب در مناطق خشک و نیمه خشک، که چهل درصد از مساحت خشکی‌های جهان را در بر می‌گیرند، حتی پیچیده‌تر و بحرانی‌تر می‌شود. در واقع در این مناطق آب به عنوان یکی از منابع کمیاب به شمار می‌آید. بنابراین هنگامی که آلودگی رخ می‌دهد، احتمال وقوع رقیق شدگی طبیعی در رودخانه بسیار پایین‌تر از احتمال آن در مناطق مرطوب و نیمه مرطوب است.

از آنجایی که کیفیت آب وابسته به نوع کاربرد آن (از قبیل آبیاری، آشامیدن و صنعتی) می‌باشد، بسیار مهم است که تا حد امکان اطلاعات کاملی در هر دو زمینه تعداد پارامترهای آنالیز شده و همچنین پوشش مکانی و زمانی طرح نظارتی داشته باشیم. ولی از سوی دیگر در اختیار داشتن اطلاعات زیاد در صورتی که ابزار مناسبی برای آنالیز و تفسیر به موقع و سریع داده‌ها به کار گرفته نشود، نتیجه معکوس دارد.

یکی از روش‌های موجود برای ادغام و به‌کارگیری حجم زیادی از داده‌های کیفی آب استفاده از شاخص‌های کیفی است. استفاده از این روش جدید نبوده و امروزه به شکل گسترده و فراگیری استفاده می‌شود. ایده اولیه رده‌بندی کیفی آب بر اساس درجه آلودگی یا سالم بودن آن به سال ۱۸۴۸ برمی‌گردد. تقریباً در همان زمان اهمیت کیفیت آب بر سلامت عمومی در انگلستان مورد تایید قرار گرفت. یکی از اولین شاخص‌های کیفی آب شاخص ساپروبیک^۲ بود که به عنوان درجه‌ای بر اساس سهولت تخریب مواد آلی وارد شده در آب‌های جاری تعریف می‌شد. مواد آلی مختلف درجه ساپروبیک متفاوتی دارند و این اصل اساس محاسبه شاخص ساپروبیک بود.

بعد از بوجود آمدن ایده کیفیت آب در غالب شاخص ساپروبیک بیش از یک قرن طول کشید تا شاخص‌های عددی برای ارزیابی کیفی آب ارائه شوند. در سال ۱۹۶۵ هورتون (Horton, 1965) روش جدیدی در جهت ارائه کیفیت آب به شکل یک شاخص عددی براساس اندازه گیری‌های فیزیکی،

² Saprobic Index

شیمیایی و بیولوژیکی برای رتبه‌بندی کیفی آب بوجود آورد و یک فرمول ریاضی با انتخاب، رتبه بندی و یکپارچه سازی پارامترهای مهم فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب تعریف نمود. شاخص کیفیت آب (WQI) عددی منفرد است که پارامترهای مختلف کیفی اندازه‌گیری شده را جمع‌آوری و بیان‌کننده کیفیت آب است. این روش در عین سادگی به لحاظ علمی نیز قابل دفاع می‌باشد.

در این شاخص اغلب اعداد بالاتر بیانگر کیفیت بهتر هستند و اعداد کوچک‌تر کیفیت پایین‌تر آب را نشان می‌دهند. این شاخص روشی ساده و مختصر برای بیان کیفیت آب در کاربردهای مختلف از قبیل آشامیدن، کشاورزی، تفریحی و ماهیگیری بوده و اهمیت آن با توجه به نقش حیاتی منابع آب در تمامی محیط‌ها به سادگی قابل درک است. همچنین با توجه به اهمیت کیفیت آب که از مدت‌ها پیش شناخته شده، این شاخص توسط افراد مختلف در قالب فرمول‌ها و مدل‌های متفاوتی ارائه شده است.

مشابه هر ابزار دیگری استفاده از شاخص کیفیت آب مزایا و معایبی دارد. از میان مزایا، برجسته‌ترین نکته ذکر شده را می‌توان تبدیل اطلاعات مربوط به پارامترهای مختلف با واحدهای متفاوت به یک عدد منفرد در نظر گرفت، که به آسانی قابل درک بوده و به راحتی توسط مسئولین و تصمیم‌گیرندگانی که لزوماً در زمینه کیفیت آب دارای تخصص نیستند، قابل به کارگیری است. همچنین محاسبه آن به افراد این امکان را می‌دهد که به آسانی اطلاعاتی برای ارزیابی زمانی و مکانی کیفیت آب در یک حوضه آبگیر خاص و همچنین مقایسه بین حوضه‌های مختلف بدست آورند.

در عین حال از میان نکات منفی بارز محاسبه شاخص‌های کیفی این است که بعضی از اطلاعات در فرایند محاسبه شاخص از دست می‌روند. در واقع حضور سطوح بالایی از یک آلاینده خاص که می‌تواند برای سلامتی انسان یا محیط زیست مهم باشد، هنگامی که تعداد زیادی از پارامترها برای محاسبه شاخص به کار گرفته می‌شوند، تحت الشعاع قرار می‌گیرد.

تاکنون شاخص‌های کیفی مختلفی برای کاربردهای متفاوت آب ارائه شده است. با توجه به نوع کاربرد آب در رودخانه گرگانرود و همچنین فراگیر و قابل فهم بودن شاخص‌های کیفی، در کنار قابلیت انجام

آنالیز پارامترهای مختلف کیفی آب در منطقه مورد مطالعه، از میان شاخص‌های متعدد معرفی شده در سرتاسر دنیا ۴ مدل مطرح و پرکاربرد جهت استفاده در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفته است. این شاخص‌ها شامل شاخص کیفیت آب سازمان ملی بهداشت آمریکا (NSFWQI)، که یکی از اولین و پرکاربردترین شاخص‌های معرفی شده می‌باشد، شاخص کیفیت آب اورگون (OWQI)، شاخص کیفیت آب کانادا (CCMEWQI) و در نهایت شاخص Said می‌باشد.

۲-۴- مطالعات انجام شده در جهان

خمیس و همکاران (Khamis et al., 2000) تاثیر صنایع دباغی و آبکاری فلزات بر بخش شرقی رودخانه بارادا را مورد بررسی قرار دادند. تحقیقات آنها نشان داد که غلظت بالایی از کادمیم در رسوبات نزدیک صنایع دباغی و همچنین سطح نسبتاً بالایی از کروم در خاک زمین‌های کشاورزی در نزدیک رودخانه یافت می‌شود. همچنین سطح بالایی از دیگر فلزات از قبیل مس و نیکل در نزدیکی مراکز آبکاری یافت قابل مشاهده است.

مطالعات مگدالانو و همکاران (Magdaleno et al., 2001) بر روی یکی از رودخانه‌های شهری آرژانتین نشان داد که با عبور رودخانه از میان شهر، آب رودخانه آلوده شده است. آلودگی آب عمدتاً با کاهش مقدار اکسیژن محلول و افزایش میزان مواد مغذی، مواد معلق و فلزات بالقوه سمی که فراتر از استانداردهای جهانی هستند، در ارتباط است.

هان و همکاران (Han et al., 2005) با مطالعه رودخانه آنیانگ در دو فصل تر و خشک، افزایش چشمگیر سطح آلودگی در فصل خشک را گزارش کردند، به طوری که این رودخانه در فصل خشک دارای سطح بالای آلودگی است. علت اصلی این تغییر چشمگیر توسط آنها طولانی بودن فصل خشک و سیل آسا بودن بارش‌ها در فصل تر عنوان شده است.

کاوشیک و همکاران (Kaushik et al., 2008) با بررسی غلظت آفت‌کش‌ها در رودخانه یامونا نشان دادند که غلظت این آلاینده‌ها در رودخانه با توجه به استاندارد WHO در تمامی ایستگاه‌ها فراتر از مقدار قابل قبول بوده که نتیجه استفاده آفت‌کش‌های آلی-کلری است.

سوتار و همکاران (Suthar et al., 2010) با بررسی کیفیت آب رودخانه هیندون به این نتیجه رسیدند که تخلیه پساب‌های شهری و صنعتی، تاثیر منفی بر کیفیت آب رودخانه مذکور داشته و باعث افت کیفیت آن شده است به طوری که آب این رودخانه برای مصارف خانگی کاملاً نامناسب است.

اکبولوت و اکبولوت (Akbulut and Akbulut, 2010) غلظت فلزات بالقوه سمی را در رودخانه کیزیلیرماک که یکی از منابع تامین آب آشامیدنی آنکارا می‌باشد را بررسی کرده و تجمع فلزاتی چون سرب، جیوه، کبالت، روی، مس، کروم و برم را در آب، رسوب و ماهیچه و آبشش ماهی‌ها نشان دادند.

مطالعه شامروخ و عبدالوهاب (Shamrukh and Abdel-Wahab, 2011) بر روی رودخانه نیل نشان داد که تخلیه پساب صنعتی و خانگی، آب برگشتی از زمین‌های کشاورزی و وقوع سیلاب در رودخانه منابع اصلی آلوده کننده رودخانه هستند.

شیائو و همکاران (Xiao et al., 2013) با بررسی غلظت شش فلز کادمیم، کروم، مس، نیکل، سرب و روی در مناطق شهری و روستایی رودخانه پیرل، به آلودگی تمامی نمونه‌ها در این نواحی پی بردند، به طوری که تمامی نمونه دارای غلظت بالاتر از حد مجاز تعیین شده توسط EPA بودند.

مطالعات رفیق الاسلام و همکاران (Rafiqul Islam et al., 2015) بر روی آب و رسوب رود کارانپولی در بنگلادش، نشان داد آلودگی آب و رسوبات این رودخانه به علت فعالیت‌های انسانی از قبیل تخلیه حجم عظیمی از مواد زاید و پساب صنعتی و خانگی و آب برگشتی از کشاورزی است.

۲-۵- مطالعات انجام شده در ایران

نتایج مطالعات چرخابی (Charkhabi et al., 2005) بر روی رودخانه سیاهرود نشان می‌دهد که چهار فلز سرب، آهن، کادمیم و منگنز از هفت فلز مورد مطالعه توسط آنها از سطوح قابل قبول تعیین شده توسط EPA فراتر رفته است. آنها همچنین مشخص کردند که غلظت بالای آهن و منگنز در ارتباط فعالیت‌های صنعتی است در حالی که غلظت بالای کادمیم ناشی از فعالیت کشاورزی در حوضه آبرگیر این رود بوده، و در نهایت سرب از دیگر فعالیت‌های انسانی ناشی شده است.

کرباسی و همکاران (Karbassi et al., 2008) به ارزیابی غلظت فلزات بالقوه سمی (سرب، کادمیم، روی، مس، آهن و آلومینیوم) در آب و رسوب رودخانه شور، اطراف معدن مس سرچشمه، پرداختند. بر این اساس کادمیم و روی بالاترین سطح آلودگی را نشان دادند.

سلاطی و مر (Salati and Moore, 2010) به بررسی غلظت فلزات بالقوه سمی در آب و رسوب رودخانه خشک پرداخته و چنین نتیجه گرفتند که تخلیه پساب‌های خانگی، صنعتی و شهری منطقه شهری شیراز تاثیر زیادی بر غلظت فلزات بالقوه سمی در این رودخانه داشته‌اند.

رسولی و همکاران (Rasouli et al., 2011) با بررسی کیفی آب رودخانه کر در استان فارس نتیجه گرفتند که خطر منیزیم عامل محدود کننده اصلی جهت استفاده از آب این رودخانه جهت آبیاری است. بیش از یک‌سوم نمونه‌ها دارای خطر منیزیم بالای ۵۰٪ و ۹۴٪ نمونه‌ها نسبت به کلسیت، آراگونیت و دولومیت فوق اشباع هستند.

نصرآبادی و همکاران (Nasrabadi et al., 2011) تاثیرات استفاده از آفت‌کش‌های آلی-فسفوری بر آب و رسوب رودخانه هراز را در دو فصل تر و خشک مورد ارزیابی قرار دادند. براساس این مطالعه غلظت آفت‌کش‌ها در نمونه‌های آب در فصل خشک (خرداد) در مقایسه با فصل تر (آذر) بیشتر است. این امر می‌تواند دو دلیل عمده داشته باشد: دلیل اول مربوط به باران‌های رگباری پس از دوره اصلی سم‌پاشی باغات کشت‌های دیم باشد که باعث شستشوی آفت‌کش‌ها به کانال رودخانه می‌شود و دلیل دوم می‌تواند قابلیت پایین رقیق‌سازی رودخانه در این فصل باشد که کمترین بارش را دارا می‌باشد.

شیخی و مر (Sheykhi and moore, 2012) کیفیت آب رودخانه کر در استان فارس را مورد بررسی قرار دادند. مطالعه آنها به خوبی نشان می‌دهد که فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهرنشینی در نزدیکی این رودخانه عامل افزایش مقادیر فلزات بالقوه سمی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در میانه و پایین دست آن در نتیجه تخلیه پساب این بخش‌ها شده است.

باطنی و همکاران (Bateni et al., 2013) با بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر کیفیت آب در حوضه زاینده رود نشان دادند که از یک سو افزایش زمین‌های بایر باعث کاهش کیفیت آب شده است و از سوی دیگر، تخریب مراتع نیز کیفیت آب این رودخانه را بدتر کرده است.

کاریاب و همکاران (Karyab et al., 2014) به بررسی و اندازه‌گیری هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) در رودخانه کرج که یکی از تامین‌کننده‌های اصلی آب تهران است، پرداختند. نتایج نشان می‌دهند غلظت PAHهای سرطان‌زا در برخی از ایستگاه‌های اندازه‌گیری فراتر از مقادیر قابل قبول تعیین شده توسط اتحادیه اروپا و EPA هستند.

۲-۶- مطالعات انجام شده در منطقه

شمعانیان و همکاران (۱۳۸۴) با ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی در حوضه آبریز گرگانرود و قره‌سو در برخی مناطق با افزایش شدید غلظت کلر و سولفات مواجه شدند که آن را به نفوذ فاضلاب‌های خانگی و صنعتی نسبت داده‌اند.

خاکپور و همکاران (۱۳۸۸) با اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مختلف در رودخانه گرگانرود به بررسی کیفی، رده بندی و برآورد ظرفیت خودپالایی این رودخانه پرداختند. براساس مطالعات ایشان غلظت کلی‌فرم‌ها بالاتر از حد استاندارد بوده و آب این رودخانه برای مصارف شرب و آبیاری نامناسب می‌باشد. آنها همچنین با استفاده از شاخص WQI کیفیت آب را در بهار، با توجه به افزایش دبی، بهتر از سایر فصول تشخیص دادند.

آذرمدل و همکاران (۱۳۸۹) با ارزیابی ایستگاه‌های سنجش کیفیت آب رودخانه گرگانرود و با استفاده از روش‌های آماری، سختی، EC، TDS و سولفات را عوامل اصلی موثر بر کیفیت آب معرفی کرده‌اند. در درجه دوم pH و کربنات عوامل تاثیر گذار بر کیفیت آب معرفی شده است.

شاپوری و همکاران (۱۳۸۹) با مطالعه آب و کفزیان رودخانه گرگانرود به بررسی کیفیت آب این رودخانه پرداختند. نتایج مطالعات آنها نشان می‌دهد که کاهش تنوع گونه‌ای کفزیان به علت ورود پساب‌های صنعتی و شهری و افت کیفیت آب می‌باشد.

بر اساس مطالعات کرمی (۱۳۸۹) بر روی کیفیت آب‌های سطحی حوضه رودخانه گرگانرود هدایت الکتریکی در سرشاخه‌ها در مقایسه با بخش‌های پایانی به طور قابل ملاحظه‌ای کمتر است. بالاترین مقادیر نیتрат نیز مربوط به قسمت‌هایی است که فاضلاب‌های شهری به آنها وارد می‌شود، و در نهایت در اکثر رودخانه‌ها تعداد کلی‌فرم بیشتر از ۱۱۰۰ بود که نشان‌دهنده آلودگی میکروبی بالا در این حوضه است.

رجایی و همکاران (۱۳۹۱) با بررسی غلظت فلزات بالقوه سمی (سرب، کادمیم، کروم و روی) در مصب رودخانه گرگانرود و همچنین خلیج گرگان دریافتند که بیشترین غلظت فلزات در مصب رودخانه گرگانرود مربوط به سرب بوده و سایر فلزات نیز دارای مقادیری بالاتر از استانداردهای تعیین شده توسط WHO در آب می‌باشند.

نوری و همکاران (Noori et al., 2012) با تجزیه آماری داده‌های کیفی آب رودخانه گرگانرود نشان دادند که رابطه‌ای قوی بین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در این رودخانه وجود دارد. همچنین مشخص شد که تمامی ایستگاه‌های ارزیابی در توضیح تغییرات سالانه مهم هستند.

تیموری (۱۳۹۱) به بررسی کیفیت آب و رسوب رودخانه گرگانرود پرداخت. براساس مطالعات ایشان غلظت جامدات حل شده کل و هدایت الکتریکی، در نتیجه غلظت یون‌های اصلی، در بالا دست منطقه مورد مطالعه (پایین دست سد گلستان) بالا بوده و با اتصال شاخه‌های فرعی از مقادیر آنها کاسته می‌شود و پس از این امر فرایندهایی همچون انحلال کانی‌های مختلف و تبادل یونی مجدداً سبب افزایش پارامترهای مذکور می‌شود. کیفیت آب جهت مصارف شرب و کشاورزی به ترتیب نامناسب و غیرقابل استفاده عنوان شده است. در رسوب ظرفیت تبادل کاتیونی مهمترین عامل تاثیرگذار در بین ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی عنوان شده است. عناصر آرسنیک و کادمیم به ترتیب در رسوبات دارای ضریب غنی‌شدگی قابل توجه و متوسط هستند و سایر عناصر غنی‌شدگی جزئی نشان می‌دهند. به طور کلی آلودگی رسوبات در داخل شهر گنبد کاووس بیشتر از سایر نمونه‌ها یافت شده و علت آن را ورود پساب‌های تصفیه نشده شهر گنبد کاووس عنوان نموده‌اند. دلیل احتمالی عنوان شده در این پژوهش

در خصوص پایین بودن کلی غنی‌شدگی عناصر بالقوه سمی در رسوبات، بالا بودن هدایت الکتریکی و غلظت یون‌ها در آب است که سبب باقی ماندن این عناصر در آب شده است.

فصل سوم

روش تحقیق

۳-۱- مقدمه

به منظور بدست آوردن نتایج صحیح و دقیق در مورد کیفیت آب و تعیین ارتباط بین کیفیت آب با عوامل طبیعی و انسان‌زاد، ابتدا لازم است شناخت کلی از منطقه بدست آورد. به این منظور، در مطالعه حاضر ابتدا نقشه‌های زمین شناسی و توپوگرافی منطقه به دقت مورد بررسی قرار گرفت و پس از بدست آوردن اطلاعات کلی از ویژگی‌های زمین شناسی منطقه و شناخت کلی نسبت به رودخانه و ورودی‌های آب و فاضلاب به آن، محل‌های مناسب جهت نمونه‌برداری مشخص شد و پس از آن نمونه‌برداری صورت گرفت.

به منظور ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود، نمونه‌های برداشت شده به آزمایشگاه شرکت آب منطقه‌ای گلستان منتقل شد و پارامترهای مختلف کیفی از قبیل کدورت، غلظت یون‌های اصلی، مجموع جامدات حل شده، غلظت فلزات و غیره توسط روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. در این فصل به نحوه نمونه‌برداری، مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری، پارامترهای اندازه‌گیری شده و همچنین روش‌های مورد استفاده در آنالیز داده‌ها اشاره می‌شود.

۳-۲- انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری

پس از بازدیدهای صورت گرفته از منطقه، محل ورود پساب‌های شهری، موقعیت روستاها و زمین‌های کشاورزی در اطراف رودخانه مشخص گردید. همچنین با بررسی نقشه‌های ۱/۱۰۰۰۰۰ و ۱/۲۵۰۰۰۰ منطقه، ایستگاه‌های نمونه‌برداری مشخص گردید که نام و موقعیت آنها در جدول ۳-۱ ذکر شده است.

۳-۳- نمونه‌برداری از آب و پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل

جهت نمونه برداری از آب رودخانه در هر محل سه نمونه مجزا جهت آنالیزهای فیزیکوشیمیایی، اندازه‌گیری غلظت فلزات و پارامترهای بیولوژیکی برداشت شد. نمونه‌ها در بطری‌های ۱/۵ لیتری و ۱ لیتری پلی‌اتیلنی نو به ترتیب به منظور اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی و اندازه‌گیری غلظت فلزات جمع‌آوری شدند. جهت آنالیز پارامترهای بیولوژیکی از ظروف مخصوص استریل شده مخصوص

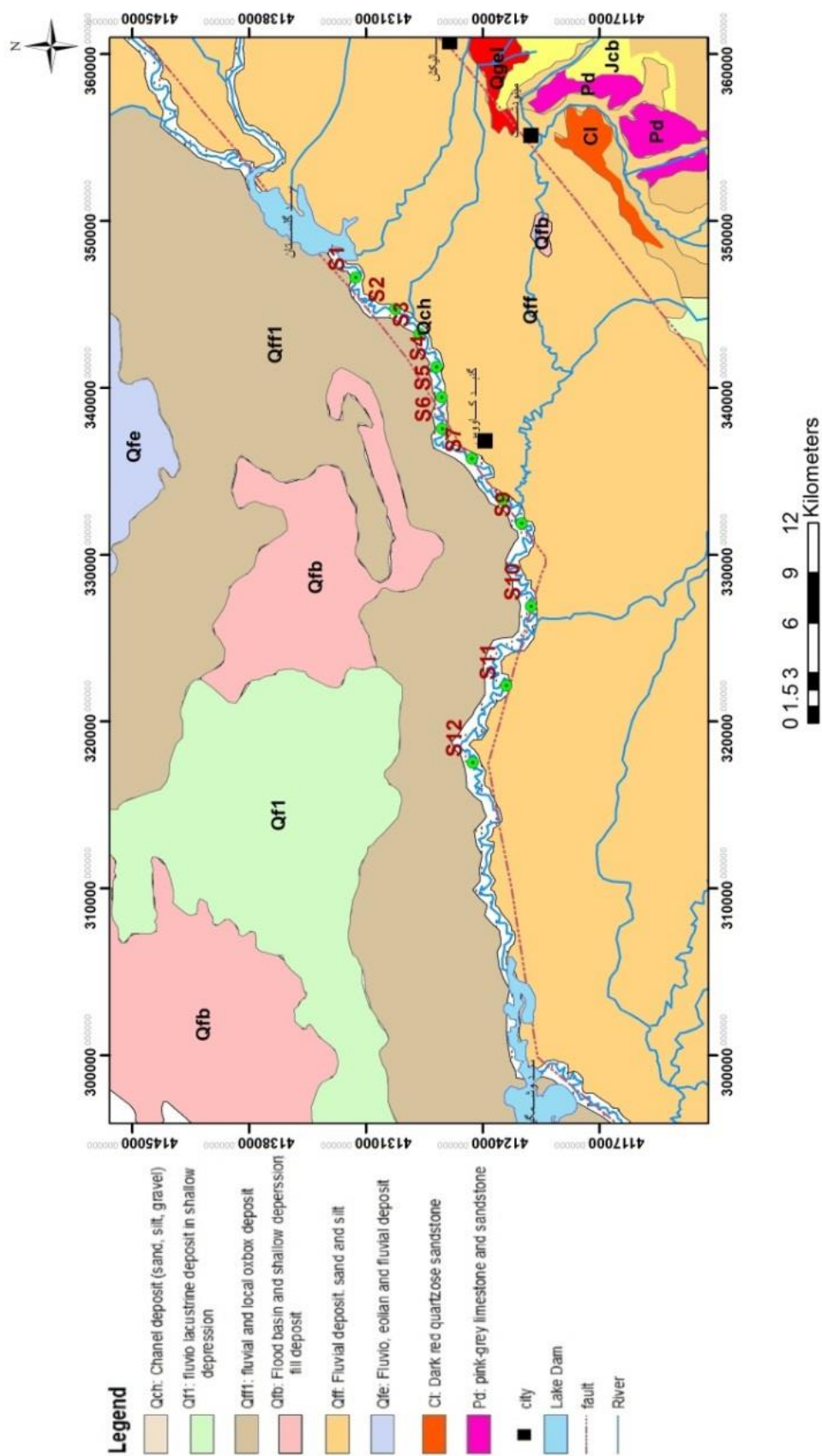
جدول ۳-۱ موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری

ایستگاه	محل نمونه برداری	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
S1	پایین دست سد گلستان	37° 19' 15.85" N	55° 16' 49.28" E
S2	قبل از اتصال شاخه فرعی قلی تپه	37° 17' 15.96" N	55° 14' 48.01" E
S3	بعد از اتصال شاخه فرعی قلی تپه	37° 17' 11.29" N	55° 14' 35.32" E
S4	قبل از شهر گنبد کاووس	37° 16' 20.31" N	55° 12' 27.85" E
S5	بعد از اولین ورودی عمده فاضلاب	37° 16' 13.32" N	55° 10' 29.19" E
S6	بعد از دومین ورودی عمده فاضلاب	37° 16' 2.84" N	55° 10' 13.58" E
S7	بعد از سومین ورودی عمده فاضلاب	37° 16' 7.06" N	55° 10' 4.00" E
S8	قبل از اتصال شاخه فرعی چهل چای	37° 13' 50.07" N	55° 7' 12.00" E
S9	بعد از اتصال شاخه فرعی چهل چای	37° 13' 38.60" N	55° 7' 12.29" E
S10	قبل از روستای قزاقلی	37° 22' 09.60" N	55° 3' 57.09" E
S11	قبل از روستای بی بی شیروان	37° 23' 87.40" N	54° 86' 52.40" E
S12	بعد از روستای بی بی شیروان	37° 22' 54.03" N	54° 79' 77.28" E

استفاده شد. به منظور به حداقل رساندن خطای نمونه برداری، بطری‌ها از قسمت میانی رودخانه و زیر سطح آب پر شده و در آنها بسته شد. به منظور کاهش خطای اندازه‌گیری، برخی پارامترها در محل نمونه برداری اندازه‌گیری شدند. این پارامترها شامل pH، هدایت الکتریکی، اکسیژن حل شده و دما می‌باشند. EC، pH و دما توسط دستگاه HACH با دقت ۰/۰۱ و DO توسط دستگاه Istek مدل D35 با دقت ۰/۰۱ میلی گرم بر لیتر اندازه‌گیری شد.

۳-۴- آماده سازی نمونه‌ها

تمامی نمونه‌ها پس از برداشت در کوتاه‌ترین زمان ممکن به آزمایشگاه شرکت آب منطقه‌ای گلستان منتقل شدند. تمامی نمونه‌ها تا رسیدن به آزمایشگاه در دمای کمتر از ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری



شکل ۱-۳ موقعیت جغرافیایی ایستگاههای نمونه برداری

شدند. نمونه‌های مربوط به بررسی پارامترهای بیولوژیکی، فوراً در دستگاه‌های تجزیه‌ای مربوط به هر پارامتر قرار گرفتند. نمونه‌های مربوط به اندازه‌گیری غلظت فلزات نیز در همان روز توسط کاغذ صافی با قطر ۴۵ نانومتر فیلتر شده و پس از آن توسط اسید نیتریک pH آن به کمتر از ۳ رسید.

۳-۵- اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی شیمیایی

۳-۵-۱- کدورت (Turbidity)

کدورت آب یک مشخصه ظاهری بوده که باعث افزایش دمای آب می‌شود. افزایش کدورت باعث جذب و پراکنش نور خورشید در ستون آب شده و از این طریق بر دمای آب اثر می‌گذارد (Vara, 2012). براساس تحقیق انجام شده توسط پایمانس و همکاران (Paaijmans et al., 2008) دمای سطح بالایی آب در حالتی که کدورت بیشترین مقدار را دارد $2/8^{\circ}\text{C}$ گرم‌تر از هنگامی است که در شفاف‌ترین حالت قرار دارد. همچنین سطح بالای کدورت باعث می‌شود که لاروهای حشرات و ریزجانداران رشد بهتری درون آب داشته باشند که در اثر افزایش دمای آب و همزمان وجود مواد آلی به شکل مواد معلق است که موجب تغذیه ریزجانداران می‌شود (Bentham and Grave, 2009). کدورت در آزمایشگاه شرکت آب منطقه استان گلستان و از طریق قرار دادن نمونه‌ها درون دستگاه کدورت سنج اندازه‌گیری شد. واحد آن بر اساس $(\text{NTU})^1$ بیان می‌شود.

۳-۵-۲- اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی

غلظت یون‌های اصلی مورد نظر در این مطالعه با استفاده از روش‌های استاندارد مورد استفاده در آزمایشگاه شرکت آب منطقه‌ای گلستان اندازه‌گیری گردید. نام یون‌های مورد نظر جهت ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود در این مطالعه و همچنین روش‌های مورد استفاده جهت اندازه‌گیری غلظت آنها در جدول (۲-۳) آورده شده است.

۳-۵-۲-۱- اندازه‌گیری غلظت یون‌های سدیم و پتاسیم

¹ Nephelometric Turbidity Unit

فصل سوم: روش تحقیق

جدول ۲-۳ روش‌های اندازه‌گیری غلظت یون‌ها در نمونه‌های آب

یون	روش اندازه‌گیری
K^+	نور سنج شعله‌ای
Na^+	نور سنج شعله‌ای
Mg^{+2}	تیتراسیون با EDTA
Ca^{+2}	تیتراسیون با EDTA
Cl^-	تیتراسیون با نیترات نقره
HCO_3^-	تیتراسیون با اسید سولفوریک
SO_4^{2-}	طیف سنج نوری
NO_3^-	طیف سنج نوری
PO_4^{3-}	طیف سنج نوری

غلظت دو یون سدیم و پتاسیم توسط دستگاه نورسنج شعله‌ای اندازه‌گیری گردید. برای اندازه‌گیری غلظت این دو یون نمونه‌های مورد نظر درون دستگاه، که از قبل آن را توسط آب مقطر کالیبره شده است قرار داده شد و غلظت سدیم و پتاسیم به طور جداگانه اندازه‌گیری گردید. با توجه به بالا بودن میزان سدیم در نمونه‌های موجود و فراتر بودن آن از حداکثر میزان قابل اندازه‌گیری توسط دستگاه، نمونه‌ها رقیق شدند. پس از آن نمونه شاهد درون دستگاه قرار گرفت و مقدار جذب ثبت شد و در نهایت با توجه به دو مقدار بدست آمده، میزان سدیم نمونه مشخص گردید.

۳-۲-۵-۲- اندازه‌گیری غلظت یون‌های کلسیم، منیزیم، کلر و بی‌کربنات

برای مشخص نمودن غلظت یون کلسیم به روش تیتراسیون ابتدا ۲ میلی گرم هیدروکسید سدیم (NaOH) ۴ نرمال و ۰/۵ گرم پودر موروکسید ($C_8H_8N_6O_6$) به ۲۵ میلی لیتراز نمونه آب نظر اضافه شد. سپس این محلول توسط EDTA ۰/۰۲۵ نرمال تا زمانی که رنگ محلول از صورتی به بنفش تغییر یابد، تیتراژ گردید.

جهت محاسبه غلظت منیزیم ابتدا سختی را محاسبه نموده و سپس با محاسبه اختلاف میان حجم EDTA مصرف شده برای سختی و کلسیم، غلظت منیزیم مشخص می‌شود. سختی کل بر اساس مقدار کلسیم و منیزیم که بر مبنای میلی گرم بر لیتر کربنات کلسیم بیان می‌شود، تعریف می‌گردد. برای محاسبه سختی، ۲ میلی لیتر محلول بافر (تامپون) و چند قطره اریو کروم بلک تی (EBT) به ۲۵ میلی لیتر از نمونه آب اضافه شد و در نتیجه محلول قرمز رنگی را ایجاد گردید. سپس محلول توسط EDTA ۰/۰۲۵ نرمال تا زمانی که رنگ محلول از قرمز به آبی تغییر کند، تیترا شد.

به منظور تعیین غلظت کلر در نمونه‌ها چند قطره کرومات پتاسیم به ۲۵ میلی لیتر آب اضافه گردید، و پس از آن محلول توسط نیترات نقره تیترا شد. یون کلر در مجاورت نیترات نقره رسوب می‌کند و هنگامی که تمام کلر موجود در آب با نیترات نقره واکنش داد، نقره با معرف کرومات پتاسیم وارد واکنش می‌شود و رنگ محلول از زرد به قرمز تغییر کرده، که نشان‌دهنده خاتمه تیتراسیون است. برای تعیین غلظت بی‌کربنات همانند موارد بالا، به ۲۵ میلی لیتر از نمونه مورد نظر آب چند قطره متیل‌اورانژ به عنوان معرف اضافه شد و سپس نمونه به وسیله اسید سولفوریک ۴۰ نرمال تیترا گردید تا محلول از زرد به قرمز تغییر رنگ دهد.

۳-۵-۲-۳- اندازه‌گیری غلظت یون‌های نیترات، سولفات و فسفات

غلظت یون‌های سولفات، فسفات و نیترات با استفاده از دستگاه طیف سنج نوری^۲ اندازه‌گیری شد. در روش مورد استفاده برای تعیین غلظت یون‌های ذکر شده در آزمایشگاه، برای اندازه‌گیری غلظت هر یک از یون‌ها، به نمونه شاهد (آب مقطر) نیاز است. پس از قرار دادن نمونه شاهد درون دستگاه، نمونه مورد نظر در دستگاه قرار داده شد و غلظت پارامتر مربوطه قرائت گردید. جهت اندازه‌گیری سولفات از معرف متشکل از ۱۰ میلی لیتر محلول نمک طعام، ۱۰ میلی لیتر گلیسرین و ۰/۲ گرم باریم کلرید استفاده شد. با توجه به بالا بودن EC و محدودیت دستگاه در اندازه‌گیری غلظت سولفات، نمونه‌ها ابتدا رقیق شده و پس از آن غلظت یون مذکور اندازه‌گیری گردید. برای اندازه‌گیری نیترات ابتدا pH

^۲ Spectrophotometer

نمونه با استفاده از اسید به ۷ رسید و پس از آن معرف مورد نظر، که حاوی ۲ میلی لیتر سالیسیلات، ۱۵ میلی لیتر محلول سدیم پتاسیم تارتارات (سدیم هیدروکسید) و ۲ میلی لیتر اسید سولفوریک بود به نمونه آب اضافه شد تا نمونه به رنگ زرد درآید. برای اندازه‌گیری غلظت فسفات نیز همانند موارد بالا، معرف حاوی ۲ میلی لیتر آمینونفتول سولفوریک اسید، ۵ میلی لیتر آمونیوم مولیبدات و ۰/۵ میلی لیتر اسید سولفوریک اضافه شد تا نمونه به رنگ بنفش درآید و سپس نمونه درون دستگاه قرار داده شد و غلظت فسفات ثبت گردید.

۳-۵-۳- مجموع جامدات حل شده (TDS)

در این مطالعه جامدات حل شده کل به روش فیلتراسیون و تبخیر محاسبه شد. جامدات حل شده که از این روش بدست می‌آید، نمک‌ها حل شده‌ای هستند که قادر به عبور از فیلتر با قطر منافذ ۴۵ میکرومتر می‌باشند (Shin et al. 2012). در این روش نمونه آب پس از عبور از فیلتر درون آون قرار گرفته و در ۱۰۴ درجه سانتی‌گراد خشک شد. سپس جامدات باقی مانده وزن شده و مقدار آن بر حسب میلی‌گرم در لیتر بیان می‌شود.

۳-۵-۴- برآورد صحت نتایج

جهت برآورد صحت نتایج مربوط به داده‌های کیفی، درصد خطا محاسبه می‌شود. با توجه به اینکه آب محلولی خنثی است، در نتیجه غلظت مجموع آنیون‌ها و کاتیون‌ها (بر حسب اکوی والان) باید با هم برابر باشند. بنابراین از طریق رابطه زیر درصد خطای اندازه‌گیری غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها برای هر نمونه قابل محاسبه است (Li et al., 2009):

$$\text{رابطه (۳-۱)} \quad \text{خطا درصد} = \left| \frac{\text{مجموع کاتیون‌ها} - \text{مجموع آنیون‌ها}}{\text{مجموع آنیون‌ها} + \text{مجموع کاتیون‌ها}} \right| \times 100$$

درصد خطای اندازه‌گیری در تمام نمونه‌ها با توجه به رابطه بالا قابل قبول و بین ۰/۵ تا ۴/۸ درصد است.

۳-۶- اندازه‌گیری غلظت فلزات

در این مطالعه غلظت فلزات آلومینیوم (Al)، کروم (Cr)، مس (Cu)، آهن (Fe)، منگنز (Mn) و سرب (Pb) در آزمایشگاه شرکت آب منطقه‌ای گلستان و به وسیله دستگاه طیف سنج جذب اتمی^۳ (AAS) و پس از رسم منحنی‌های کالیبراسیون اندازه‌گیری گردید. منحنی‌های کالیبراسیون با استفاده از سه محلول استاندارد رسم شد. در این منحنی‌ها میزان جذب در مقابل غلظت نمایش داده می‌شود. پس از رسم منحنی‌های استاندارد، غلظت نمونه‌های مورد نظر با مشخص کردن میزان جذب آنها از روی منحنی‌های استاندارد قابل محاسبه خواهد بود. حد آشکارسازی دستگاه جذب اتمی برای کروم ۰/۵، مس ۱ و سرب ۲/۵ میکروگرم در لیتر و برای آلومینیوم ۰/۳، آهن ۰/۰۵ و منگنز ۰/۰۱۵ میلی‌گرم در لیتر است.

۳-۷- اندازه‌گیری پارامترهای بیولوژیکی و میکروبی

پارامترهای بیولوژیکی و میکروبی عوامل کیفی بسیار مهمی هستند که در مصارف مختلف آب موثر هستند. این پارامترها که شامل اکسیژن حل شده (DO)، اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) و باکتری کلی‌فرم مدفوعی و کل هستند، در نمونه‌های برداشت شده مورد بررسی قرار گرفتند.

۳-۷-۱- اکسیژن حل شده^۴ (DO)

اغلب موجودات زنده آبی برای زنده ماندن و رشد به اکسیژن نیاز دارند و در صورتی که اکسیژن کافی در آب موجود نباشد گونه‌های مختلف موجودات بالغ کشته شده و یا رشد آنها متوقف می‌شود، لاروها و تخم موجودات قادر به ادامه حیات نبوده و گونه‌های حاضر در محیط آبی تغییر می‌کنند. در نتیجه اکسیژن حل شده در آب یکی از مهم‌ترین پارامترها برای حیات موجودات است که تحت تاثیر پارامترهایی نظیر فشار جزئی اکسیژن در هوا (فشار بارومتریک)، درجه حرارت آب، جامدات حل شده و شوری قرار می‌گیرد (Gampson et al., 2014). اکسیژن حل شده از طریق هوا و فتوسنتز به آب اضافه می‌شود و از طریق تنفس موجودات آبی و گیاهان (در شب) و یا توسط باکتری‌ها (BOD) و یا

^۳ Atomic Absorption Spectrometer

^۴ Dissolved Oxygen (DO)

در عدم حضور آنها (COD) جهت تجزیه مواد آلی موجود در آب مصرف می‌شود (Xu et al., 2010). این پارامتر توسط دستگاه DO متر و در محل نمونه برداری اندازه گیری شد.

۳-۷-۲- اکسیژن خواهی بیوشیمیایی^۵ (BOD)

BOD میزان اکسیژن مورد نیاز برای میکروارگانیسم‌هایی است که مواد آلی و غیر آلی موجود در آب را تحت شرایط خاصی از آب اکسید و تثبیت می‌کنند. باکتری‌ها اکسیژن حل شده را برای تجزیه مواد آلی مورد استفاده قرار داده، در نتیجه اکسیژن حل شده کاهش پیدا می‌کند (Phu, 2014). یکی از روش‌های متداول اندازه‌گیری اکسیژن خواهی بیولوژیکی، تعیین BOD_5^{20} است که عبارتست از اکسیژن مورد نیاز برای اکسید مواد آلی قابل تجزیه در ۵ روز و در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد. اندازه‌گیری BOD_5^{20} در این مطالعه به روش مانومتري انجام پذیرفت. برای این منظور ابتدا حجم 425^{cc} از نمونه آب در داخل بطری تیره رنگ (جهت جلوگیری از نفوذ نور) ریخته شد و سپس مواد مغذی و معرف به آن افزوده گردید. سپس در بطری‌ها جهت جلوگیری از نفوذ هوا به خوبی بسته شد و بطری‌ها درون دستگاه (جهت تنظیم دما) قرار گرفتند.

۳-۷-۳- اکسیژن خواهی شیمیایی^۶ (COD)

COD اکسیژن مورد نیاز برای اکسید کردن تمام مواد آلی موجود در آب می‌باشد (Phu, 2014). به عبارتی اکسیژن خواهی شیمیایی معادل تعداد اکسیژن‌های مصرف شده برای اکسید کردن ترکیبات آلی با استفاده از اکسید کننده‌های قوی می‌باشد (Wang et al., 2015). برای اندازه‌گیری این پارامتر روش‌های مختلف و معرف‌های بسیاری قابل استفاده هستند. در مطالعه حاضر برای اندازه‌گیری این پارامتر از هر نمونه آب ۵ میلی‌لیتر درون بطری‌های ویژه اندازه‌گیری COD ریخته شد و سپس ۳ میلی‌لیتر محلول هضم که از قبل تهیه شده و متشکل از دی‌کرومات پتاسیم، اسید سولفوریک و سولفات جیوه است، به آن اضافه شده، بطری‌ها درون آون قرار گرفت. نمونه‌ها به آون با دمای ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد منتقل و یک ساعت و نیم در این دما نگهداری گردید. پس از خنک شدن،

⁵ Biochemical Oxygen Demand (BOD)

⁶ Chemical Oxygen Demand (COD)

نمونه‌ها در درون دستگاه طیف سنج نوری قرار داده شدند و با استفاده از آب مقطر به عنوان نمونه شاهد مقدار COD محاسبه گردید.

۳-۷-۴- باکتری‌های کلی‌فرم

کلی‌فرم‌ها عبارتند از باکتری‌های میله‌ای شکل هوازی و بی‌هوازی اختیاری و بدون اسپور که لاکتوز را با تولید گاز طی ۲۴-۴۸ ساعت در ۳۵ درجه سانتی‌گراد تخمیر می‌کنند. بنابراین این باکتری‌ها، پس از ورود به روده انسان و حیوانات خون‌گرم، به دلیل شرایط مناسب تولید گاز و اسید می‌کنند. این گروه شامل انواع زیادی هستند که اکثر آنها به تعداد زیاد از طریق مدفوع انسان و حیوانات خونگرم تخلیه می‌شوند، اما همه آنها منشأ مدفوعی ندارند (Mas and Ahlfeld, 2009). کلی‌فرم‌ها به عنوان شاخص میکروبی مناسبی برای نشان دادن آلودگی مدفوعی در نمونه‌های آب مورد استفاده قرار می‌گیرند. از جمله ویژگی‌هایی که باعث شده این گروه از باکتری‌ها به عنوان شاخص میکروبی برای نشان دادن آلودگی مدفوعی آب مورد استفاده قرار گیرند شامل موارد زیر است:

- زیستگاه طبیعی آنها در دستگاه گوارش حیوانات خون‌گرم است، لذا در مدفوع به تعداد زیاد حضور دارند.
- دوام آنها در آب بیش از باکتری‌های بیماری‌زای روده‌ای است که در نتیجه هرگاه باکتری‌های بیماری‌زای روده‌ای در آب حضور دارند، کلی‌فرم‌ها هم حضور خواهند داشت.
- در آب تکثیر قابل توجهی ندارند بنابراین تعداد نسبی آنها، نسبت به آلودگی مدفوعی در نمونه‌های مختلف آب را نشان می‌دهد.
- کشت، شمارش و جداسازی آنها در آزمایشگاه ساده‌تر از باکتری‌های بیماری‌زای روده‌ای است (Crim et al., 2012).

باکتری‌های کلی‌فرم در فاضلاب‌های انسانی و مدفوع حیوانات و همچنین در آب‌های طبیعی نیز یافت می‌شوند. تعداد محدودی از باکتری‌های کلی‌فرم می‌توانند باعث ایجاد بیماری‌های جدی در انسان

شوند، ولی از فراوانی آنها در درجه اول برای ارزیابی احتمال حضور سایر عوامل خطرناک بیماری‌زا که در ارتباط با فاضلاب هستند استفاده می‌شود (Bhat and Danek, 2012).

در آزمایشگاه از روش ۹ MPN لوله‌ای برای شمارش کلی‌فرم‌ها استفاده شد. این آزمایش در سه مرحله احتمالی، تاییدی و تکمیلی انجام شد. در مرحله اول یا احتمالی، از محیط کشت لاکتوز استفاده می‌شود. در مرحله تاییدی، که در واقع تایید مرحله احتمالی است، مشخص می‌شود که باکتری‌ها کلی‌فرم هستند و تایید این نکته که اشرشیاکلی نباشند. در مرحله آخر اگر تعداد کلی‌فرم‌ها از حد مجاز کمتر بود مرحله تکمیلی انجام می‌شود.

۳-۸- نرم‌افزارهای استفاده شده

در این تحقیق از نرم‌افزارهای زیر استفاده شد:

- ۱- نرم‌افزار Arc GIS 10 برای تهیه نقشه‌های زمین‌شناسی و نقشه حوضه آبریز رودخانه گرگانرود.
- ۲- نرم‌افزار Rock Work AqQA برای ترسیم نمودارهای ارزیابی کیفی آب مانند پایپر، استیف و دورو.
- ۳- نرم‌افزار Chemistry برای رسم نمودارهای ویلکاکس و شولر.
- ۴- نرم‌افزار PHREEQC برای تعیین شاخص اشباع کانی‌های مختلف در آب و تعیین گونه‌های فلزات حل شده در آب.
- ۵- نرم‌افزار SPSS23 جهت تحلیل آماری داده‌های بدست آمده.
- ۶- نرم‌افزار Excel جهت ترسیم نمودارها.

فصل چهارم

ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

۴-۱- مقدمه

در این فصل به تجزیه و تحلیل کیفیت آب رودخانه گرگانرود و بررسی روند تغییرات کیفی و همچنین عوامل تاثیر گذار بر آن در حد فاصل سد گلستان تا سد وشمگیر پرداخته می‌شود. به این منظور ابتدا غلظت یون‌های اصلی، فلزات و پارامترهای بیولوژیکی در طول محدوده مورد مطالعه از شاخه اصلی رودخانه گرگانرود بررسی می‌شود. سپس با استفاده از شاخص‌های مختلف (شاخص‌های الودگی فلزی و شاخص‌های کیفیت آب) تغییرات کیفی آب در محدوده مورد مطالعه مورد بررسی قرار می‌گیرد و محدودیت‌های موجود برای مصارف مختلف مورد ارزیابی قرار می‌گیرد.

۴-۲- بررسی پارامترهای کیفی

در این بخش پارامترهای pH، EC، TDS، سختی کل، دما، کدورت و قلیائیت مورد بحث قرار می‌گیرد. مقادیر این پارامترهای کیفی و نیز غلظت یون‌های اصلی در جدول (۴-۱) آورده شده است.

۴-۲-۱- هدایت الکتریکی (EC) و جامدات حل شده کل (TDS)

هدایت الکتریکی یکی از پارامترهای کیفی آب است که قابلیت عبور جریان الکتریکی از آب را نشان می‌دهد و تابعی از حضور یون‌های محلول موجود در آب است، در نتیجه میزان هدایت الکتریکی یک نمونه آب با جامدات حل شده کل در آب رابطه مستقیمی دارد (Karikari and Ampofo, 2013). به طور کلی بین EC و TDS هر نمونه آب رابطه خطی برقرار است (Thirumalini and Joseph, 2009).

با توجه به شکل (۴-۱) مقدار هدایت الکتریکی نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۲۰۳۰ تا ۵۹۵۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر متغیر می‌باشد. مقدار میانگین هدایت الکتریکی در رودخانه گرگانرود ۳۴۲۳ میکروزیمنس بر سانتی‌متر است. مقادیر هدایت الکتریکی از بالا دست رودخانه به سمت پایین دست تغییرات زیادی را نشان می‌دهد که ناشی از عوامل و فرایندهای مختلفی می‌باشد. این فرایندها

جدول (۴-۱) مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های مورد مطالعه

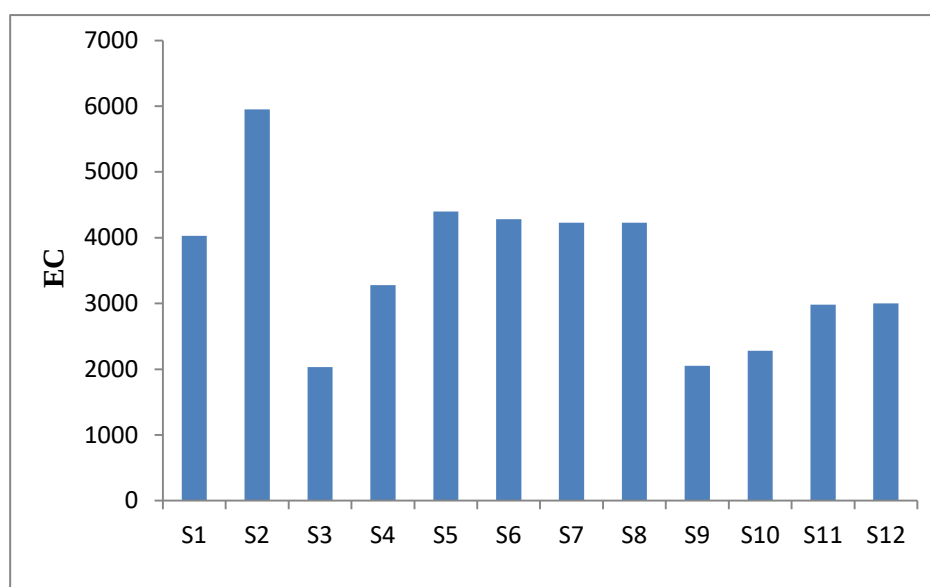
Station	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TDS (mg/l)	pH	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	T (°C)	Total Hardness (mg/l as CaCO ₃)	Turbidity	Alkalinity (mg/l as CaCO ₃)	Error (%)
S1	4030	2533	7.65	168	488	160	3.9	560	1020	366	0.9	3.6	13.9	1100	57	300	0.5
S2	5950	3613	7.84	276	708	220	5.1	998	1350	482	6.8	6.1	15.3	1700	29	395	1.1
S3	2030	1280	8.00	93	204	110	2.3	266	410	354	6.4	4.3	14.6	665	51	290	1.1
S4	3280	2040	7.93	144	368	160	3.1	504	710	403	2.4	5.9	15.1	1000	52	330	1.2
S5	4400	2722	7.73	168	552	200	3.9	791	880	421	2.4	5.9	15.2	1200	19	345	0.9
S6	4280	2518	7.52	163	529	168	3.9	711	835	378	2.6	5.5	15.7	1100	17	310	1.2
S7	4230	2468	7.39	156	515	172	4.3	721	790	397	2.9	5.6	15.9	1080	15	325	4.2
S8	4230	2644	7.69	144	529	184	5.1	770	720	482	3.3	5.2	16	1060	16	395	4.8
S9	2050	1288	7.80	72	253	94	3.1	357	270	348	4.7	6.5	14.6	535	385	285	1.0
S10	2280	1434	7.84	78	305	102	3.5	399	370	342	4.1	5.3	14.6	580	407	280	1.4
S11	2980	1882	7.91	108	393	124	3.9	560	500	347	3.5	5.6	14.8	760	420	285	1.1
S12	3000	1885	7.94	120	375	124	3.5	546	540	336	2.6	5.2	15.1	810	455	275	0.9
Min	2030	1280	7.39	72	204	94	2.3	266	270	336	0.9	3.6	13.9	535	15	275	0.5
Max	5950	3613	8.00	276	708	220	5.1	998	1350	482	6.8	6.5	15.9	1200	455	395	4.8
Average	3561	2192	7.77	141	435	152	3.8	599	700	388	3.6	5.4	15	966	160	318	1.6
S.D.	1169	690	0.18	55	144	40	0.8	208	306	51	1.7	0.8	0.6	323	191	42	0.36

می‌توانند شامل تبادل یونی، تبادل یونی معکوس، تبخیر، هوازگی، برهمکنش بین آب و سنگ، فرایندهای اکسایش و کاهش سولفات و منابع انسان‌زاد مانند تخلیه فاضلاب‌های شهری و کشاورزی در طول مسیر باشد (Zhang et al., 2012).

مقدار EC در اولین ایستگاه واقع در پایین دست سد گلستان ۴۰۳۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر است که با رسیدن به دومین ایستگاه افزایش چشمگیری یافته و به ۵۹۵۰ میکروزیمنس در سانتی‌متر می‌رسد. بالا بودن میزان EC در این دو ایستگاه و همچنین افزایش آن در این ناحیه می‌تواند به دلیل حجم کم آب در پایین دست سد گلستان، تبخیر در طول مسیر و کم بودن سرعت جریان در این ناحیه باشد. شرایط مذکور باعث می‌شود تا فرصت لازم برای انحلال کانی‌های موجود در بستر و افزایش EC فراهم باشد. با پیوستن شاخه فرعی قلی تپه که دارای EC پایین‌تری (۶۷۳ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) نسبت به گرگانرود است (تیموری، ۱۳۹۱) فرایند رقیق‌شدگی و کاهش شدید EC در سومین ایستگاه رخ می‌دهد به طوری که کمترین مقدار هدایت الکتریکی در طول مسیر مورد مطالعه مربوط به این ایستگاه است. پس از آن در اثر طول زیاد رودخانه به علت مؤاندری بودن آن و همچنین آرام بودن جریان شرایط مناسب جهت ته‌نشین شدن رسوبات و ورود املاح به آب مهیا می‌شود. به همین دلیل در ایستگاه‌های S۴ و S۵ مقدار هدایت الکتریکی افزایش می‌یابد. پس از آن با ورود فاضلاب‌های شهری و به علت پایین‌تر بودن EC آنها (میانگین ۲۳۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) (تیموری، ۱۳۹۱) میزان هدایت الکتریکی به مقدار جزیی کاهش می‌یابد. علت کم بودن تغییرات، پایین بودن حجم فاضلاب نسبت به آب رودخانه است، که اثر چندانی بر تغییر مقادیر EC ندارد، ولی قابل مشاهده است. هدایت الکتریکی در ایستگاه S۸ (قبل از اتصال شاخه فرعی چهل چای) به ۴۲۳۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر می‌رسد و پس از اتصال رودخانه چهل چای به شاخه اصلی گرگانرود، هدایت الکتریکی مجدداً کاهش چشمگیری می‌یابد. این امر در نتیجه حجم قابل توجه آب ورودی از طریق این شاخه فرعی و در کنار آن پایین‌تر بودن میزان EC (۷۷۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) (تیموری، ۱۳۹۱) این شاخه فرعی در مقایسه با رودخانه گرگانرود است. مشابه تغییرات EC پس از

اتصال شاخه فرعی قلی تپه، بعد از اتصال چهل چای به گرگانرود نیز افزایش تدریجی EC رخ می‌دهد که در ۳ ایستگاه آخر به خوبی قابل مشاهده است.

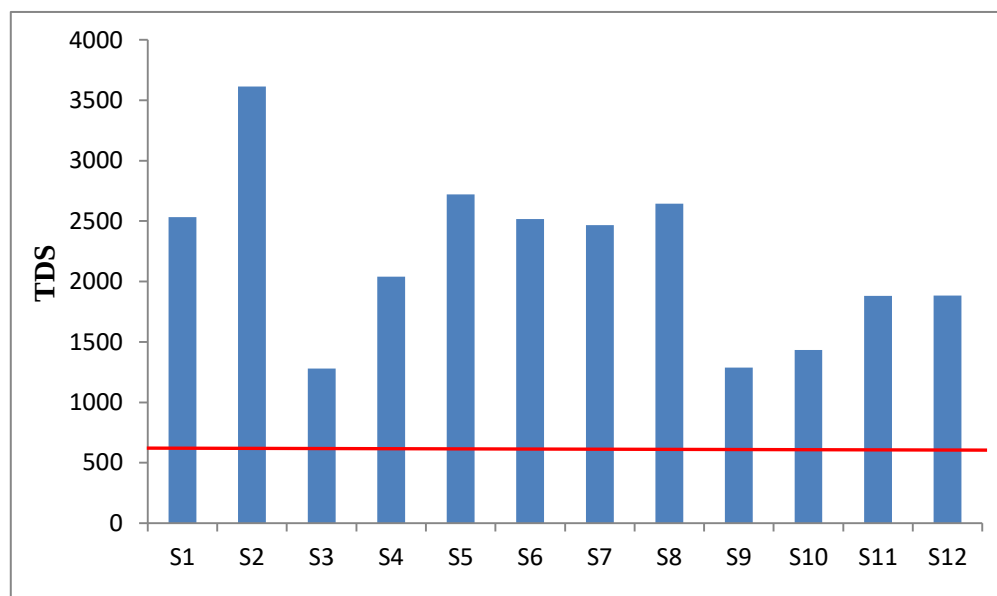
با توجه به مشابه بودن روند تغییرات و رابطه خطی که بین دو پارامتر TDS و EC (شکل ۴-۳) برقرار است، فرایندهای تاثیر گذار رخ داده در مورد هدایت الکتریکی برای جامدات حل شده کل نیز قابل تعمیم است. تغییرات جامدات حل شده کل در رودخانه گرگانرود در شکل (۴-۲) قابل مشاهده است. مقدار جامدات حل شده کل در مقطع مورد بررسی از رودخانه گرگانرود بین ۱۲۸۰ تا ۳۶۱۲ میلی گرم در لیتر متغیر است. با توجه به مقدار قابل قبول اعلام شده TDS برای آب آشامیدنی (۶۰۰ میلی گرم بر لیتر) توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، هیچ کدام از نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود جهت شرب مناسب نیستند.



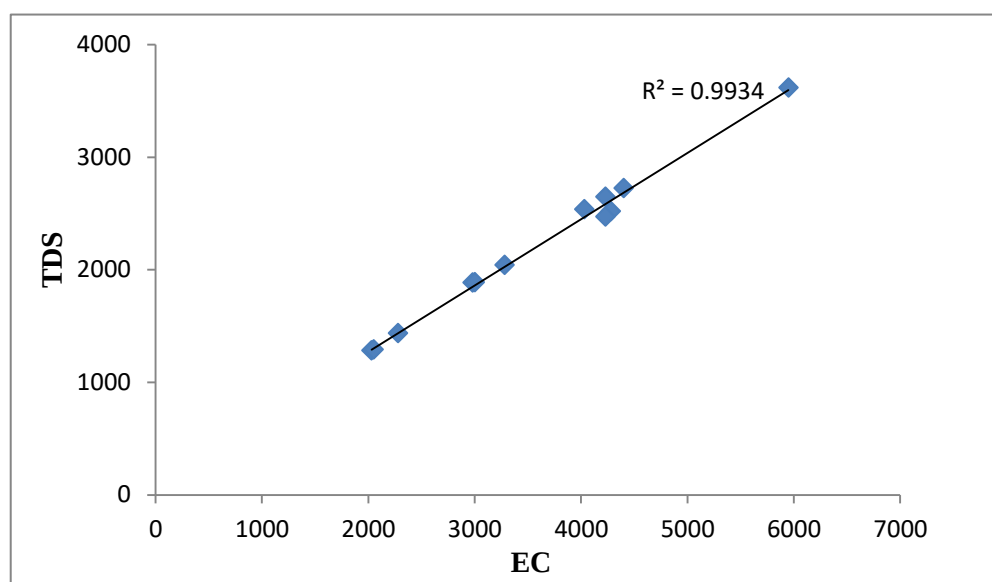
شکل (۴-۱) روند تغییرات EC (میکروزیکنس بر سانتی‌متر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

مطابق شکل (۴-۳) رابطه بین EC و TDS خطی بوده و معادله آن به شکل زیر است (رابطه ۴-۱):

$$TDS = 0.601EC + 74.65 \quad \text{رابطه (۴-۱)}$$



شکل (۴-۲) روند تغییرات TDS (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

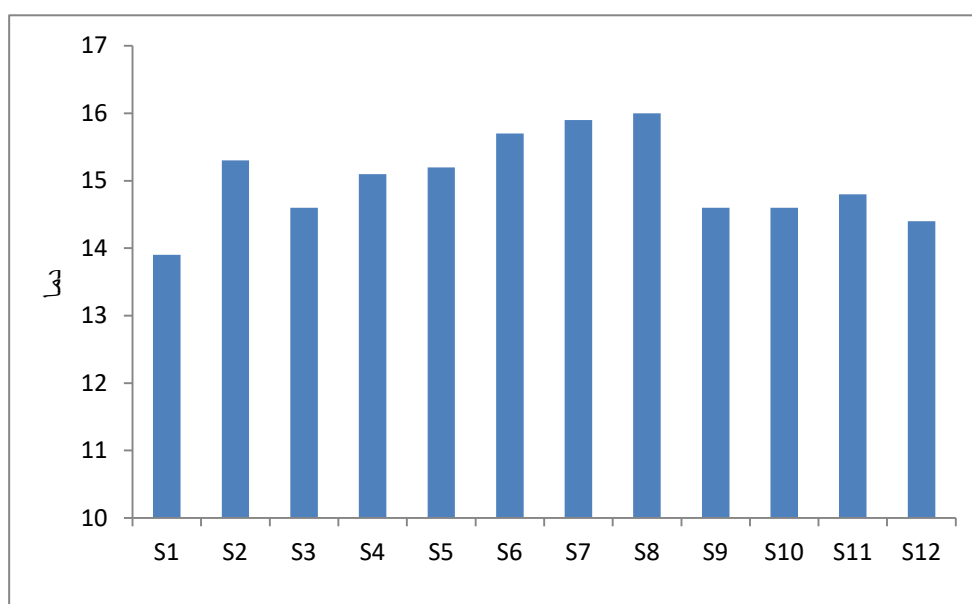


شکل (۴-۳) روند تغییرات هدایت الکتریکی (میکروزیمنس بر سانتی‌متر) در مقابل TDS (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۲-۲- دما و کدورت

دمای آب یکی از پارامترهایی است که تحت تاثیر تغییرات محیطی قرار داشته و با تغییرات دمای محیط در طول سال تغییر می‌کند. این پارامتر به طور مستقل اثرات کمی بر روی کیفیت آب رودخانه دارد ولی با اثر گذاری بر مقادیر پارامترهایی مانند DO، BOD، COD و فعالیتهای میکروبی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Sharma and Kansal, 2009). به عنوان مثال حداکثر غلظت اکسیژن حل شده در آب تابعی از دمای آب بوده و باعث تغییر میزان آن در مکان‌ها و زمان‌های مختلف می‌-

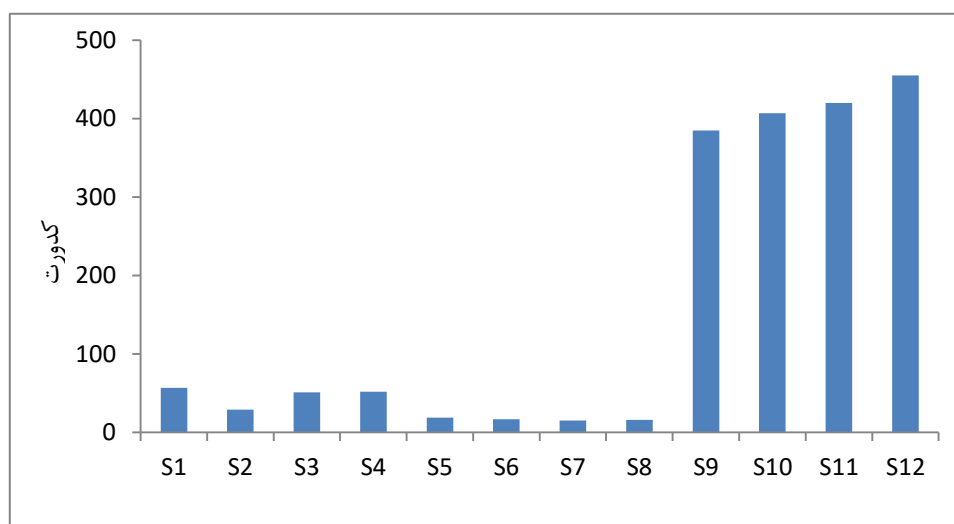
شود (Shah and Joshi, 2015). دمای نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۱۳/۹ تا ۱۶ درجه سانتی-گراد متغیر بوده و میزان آن پس از ورود به شهر احتمالاً به علت تخلیه فاضلاب‌های خانگی، و از آنجا که در پساب شهری مقداری آبگرم استفاده شده در منازل نیز وجود دارد، اندکی افزایش می‌یابد. تغییر قابل ملاحظه دیگری که پس از اتصال سرشاخه‌ها مشاهده می‌شود، تغییر دما است به نحوی که احتمالاً به علت دمای کمتر سرشاخه‌ها نسبت به دمای شاخه اصلی رودخانه گرگانرود، دما اندکی کاهش می‌یابد.



شکل (۴-۴) روند تغییرات دما (°C) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

کدورت پارامتری فیزیکی است و میزان نور جذب و پراکنده شده توسط ذرات موجود در آب را نشان می‌دهد. این ویژگی به وسیله مواد معلق یا ناخالصی‌هایی بوجود می‌آید که شفافیت آب را دچار اختلال می‌کنند. این مواد به طور عمده شامل رس، سیلت، مواد آلی و غیر آلی، ترکیبات آلی رنگی محلول در آب، پلانکتون‌ها و سایر موجودات میکروسکوپی هستند (Mann et al., 2007). میزان کدورت نمونه‌های مورد مطالعه بین ۱۶ تا ۴۵۵ NTU متغیر است (شکل ۴-۵). بالاترین مقدار کدورت در ایستگاه S۱۲ قابل مشاهده است. در ابتدای مسیر مقدار کدورت پایین است که علت آن خروج آب از سد گلستان و مقدار کم مواد معلق آن است، در ادامه تغییرات کمی در میزان این پارامتر مشاهده

می‌شود تا هنگام ورود آب به محدوده شهر گنبد کاووس که در این ناحیه کمترین میزان کدورت مشاهده می‌شود. پس از اتصال شاخه فرعی چهل چای به علت مقدار بالای مواد معلق و در آن کنار حجم قابل ملاحظه آب این شاخه فرعی، مقدار کدورت افزایش زیادی پیدا می‌کند و تا انتهای مسیر به شکل یکنواخت افزایش می‌یابد و به مقدار 455 NTU در ایستگاه $S12$ می‌رسد.

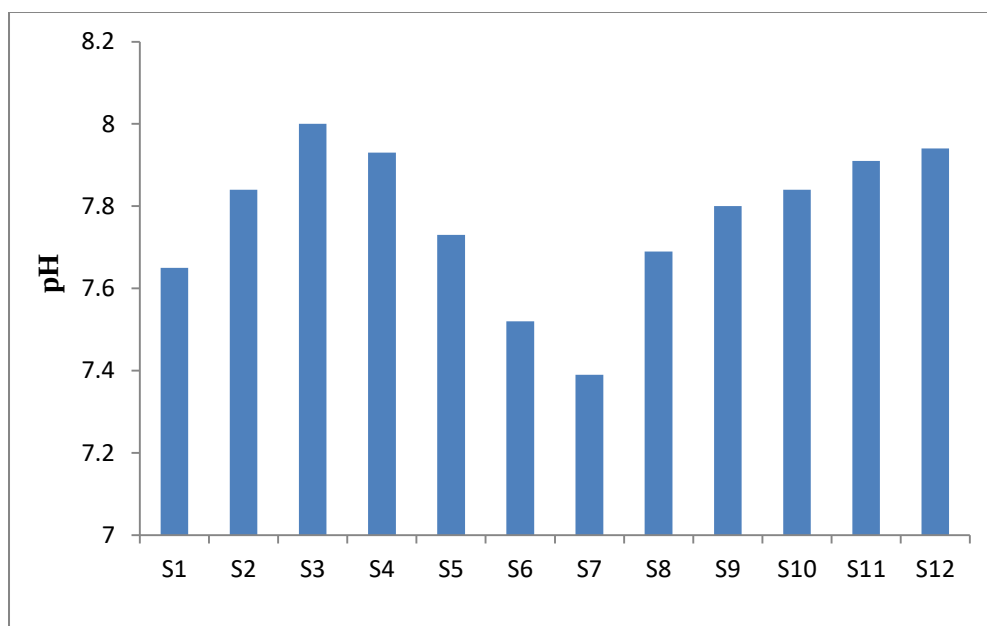


شکل (۴-۵) روند تغییرات کدورت (NTU) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۲-۳- pH

pH بر روی بسیاری از فرایندهای شیمیایی و بیولوژیکی منابع آب اثر می‌گذارد. به عنوان مثال موجودات مختلف در دامنه‌های مختلفی از pH رشد و نمو می‌کنند. اغلب موجودات آبی در $6/5 \text{ pH}$ تا 8 قادر به زندگی هستند. در pH خارج از این دامنه تنوع موجودات آبی بشدت کاهش می‌یابد، زیرا بسیاری از آنها در خارج از این محدوده قادر به تولید مثل نیستند (Cao et al., 2006). pH پایین باعث تحرک برخی عناصر و ترکیبات سمی و به زیست‌دسترس پذیر شدن آنها منجر می‌شود. تغییرات pH می‌تواند به علت بارش‌های جوی (به ویژه باران‌های اسیدی)، واکنش با سنگ بستر و تخلیه فاضلاب‌های مختلف بوجود آید (Tyagi et al., 2013). با توجه به شکل (۴-۶) مقدار pH نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین $7/39$ تا 8 متغیر است. مقادیر پیشنهادی pH توسط سازمان بهداشت جهانی و EPA (EPA, 2012; WHO, 2011) بین $6/5$ تا $8/5$ می‌باشد که با توجه به این مقادیر،

نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود در محدوده مورد مطالعه از این نظر در محدوده قابل قبول قرار می‌گیرند. بالاترین مقدار pH در ایستگاه S۳ و پس از پیوستن شاخه فرعی قلی تپه مشاهده می‌شود (شکل ۴-۶). pH نمونه‌های آب با وارد شدن به محدوده شهر گنبد کاووس روند کاهشی را نشان می‌دهند که علت آن را می‌توان به ورود فاضلاب‌های شهری به این قسمت از رودخانه نسبت داد. دلیل آن نیز پایین‌تر بودن pH فاضلاب‌های تخلیه شده به رودخانه (تیموری، ۱۳۹۱) و در کنار آن غنی بودن آنها از مواد آلی است، که باعث کاهش pH می‌شود.



شکل (۴-۶) روند تغییرات pH در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۲-۴- سختی و قلیائیت کل

سختی یکی از ویژگی‌های آب است که از تشکیل کف توسط آب جلوگیری می‌کند. کاتیون‌های اصلی که موجب بوجود آمدن سختی می‌شوند کلسیم و منیزیم هستند. با این حال کاتیون‌های دیگری از قبیل استرانسیم، آهن و منگنز هم باعث بروز سختی می‌شوند. آنیون‌های عمده‌ای که باعث بوجود آمدن سختی هستند به طور عمده شامل بی‌کربنات و کربنات می‌باشند (Seth et al., 2014). سختی آب بر حسب میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم بیان می‌شود و از طریق رابطه (۴-۲) محاسبه می‌شود:

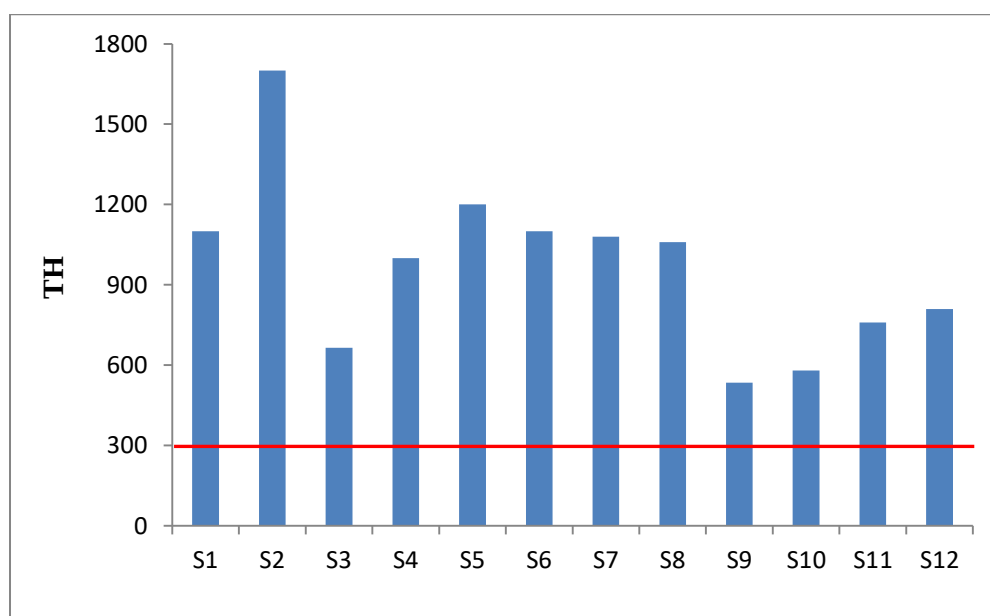
$$TH = 2.497 Ca^{2+} + 4.115 Mg^{2+} \quad \text{رابطه (۴-۲)}$$

کیفیت آب‌ها بر اساس سختی به چهار رده تقسیم می‌شود. این رده‌بندی شامل نمونه‌های نرم تا خیلی سخت می‌شود (WHO, 2011)، که بر این اساس نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود در مقطع مورد مطالعه همگی در رده خیلی سخت قرار می‌گیرند (جدول ۴-۲). ایستگاه‌های S₁ و S₂ به علت حجم و سرعت کم آب، زمان کافی جهت واکنش با رسوبات بستر را نداشته و بالاترین میزان سختی کل را نشان می‌دهند. سایر نمونه‌ها نیز همگی سختی کل بالاتر از ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر دارند. مهمترین تغییر قابل ذکر در مورد تغییرات سختی در مقطع مورد مطالعه از رودخانه گرگانرود کاهش این پارامتر پس از اتصال شاخه‌های فرعی قلی تپه و چهل چای است، که پس از طی مسیر در شاخه اصلی مجدداً رو به افزایش می‌گذارد.

قلیائیت که به عنوان ظرفیت بافری یک محلول هم شناخته می‌شود، مقیاسی برای بیان ظرفیت آب جهت خنثی کردن اسیدها است. ترکیبات قلیائی از قبیل بی‌کربنات‌ها، کربنات‌ها و هیدروکسیدها یون‌های هیدروژن را حذف کرده و pH آب را افزایش می‌دهند (EPA, 2006). قلیائیت توسط سنگ‌ها و خاک‌ها، نمک‌ها، فعالیت گیاهان خاص و بعضی فاضلاب‌های صنعتی تخلیه شده به آب تحت تاثیر قرار می‌گیرد. قلیائیت کل با اندازه‌گیری مقدار اسید مورد نیاز (مانند اسید سولفوریک) برای رساندن pH به ۴/۲ اندازه‌گیری می‌شود. در این pH تمام ترکیبات قلیائی موجود در آب مصرف می‌شود و نتیجه به شکل میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم بیان می‌شود (Guettaf et al. 2014). قلیائیت نمونه‌های برداشت شده از رودخانه گرگانرود بین ۲۷۵ تا ۳۹۵ میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم متغیر است (شکل ۴-۸) و در تمامی نمونه‌ها سختی کل بالاتر از قلیائیت کل می‌باشد، در نتیجه آب رودخانه دارای سختی غیر کربناته یا سختی دایم است.

جدول (۲-۴) رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه بر اساس سختی کل

کیفیت آب	سختی کل (میلی گرم بر لیتر)	نمونه‌های رودخانه گرگانرود
نرم	کمتر از ۷۵	-
نسبتاً سخت	بین ۷۵ تا ۱۵۰	-
سخت	بین ۱۵۰ تا ۳۰۰	-
خیلی سخت	بیشتر از ۳۰۰	تمامی نمونه‌ها

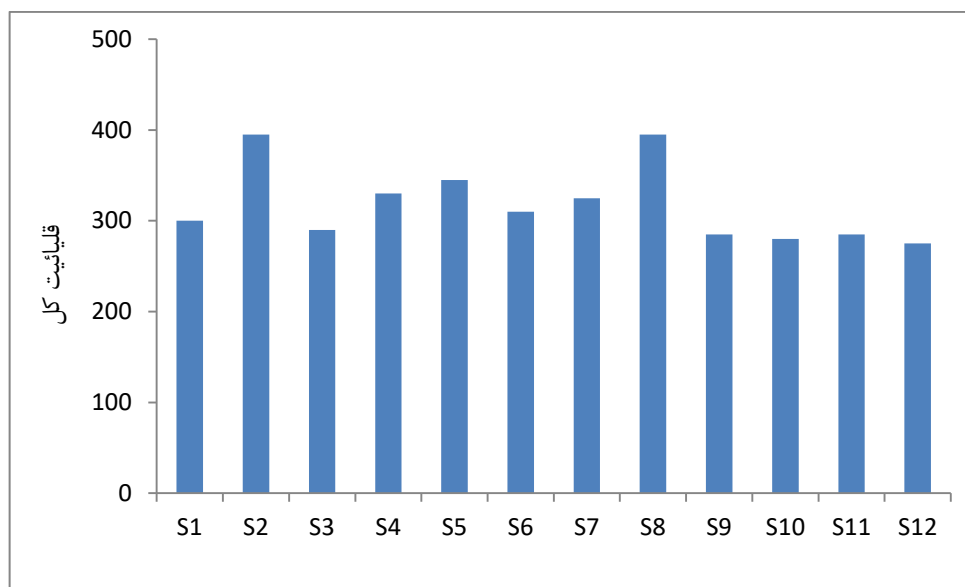


شکل (۷-۴) روند تغییرات سختی کل (میلی گرم بر لیتر کربنات کلسیم) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۳-۴- بررسی تغییرات غلظت یون‌های اصلی آب

۳-۴-۱- سدیم (Na^+)

غلظت سدیم در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۲۰۴ تا ۷۰۸ (میانگین ۴۳۵) میلی گرم بر لیتر متغیر است (شکل ۹-۴). سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر غلظت قابل قبول سدیم در آب آشامیدنی را ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر پیشنهاد کرده است. بر اساس این استاندارد تمام نمونه‌ها از لحاظ غلظت سدیم در محدوده بالاتر از حد مجاز قرار دارند. غلظت بالای سدیم در نمونه‌های S۱ و S۲ احتمالاً ناشی از تبخیر و شیب کم رودخانه است. پس از اتصال شاخه فرعی قلی تپه به علت کمتر

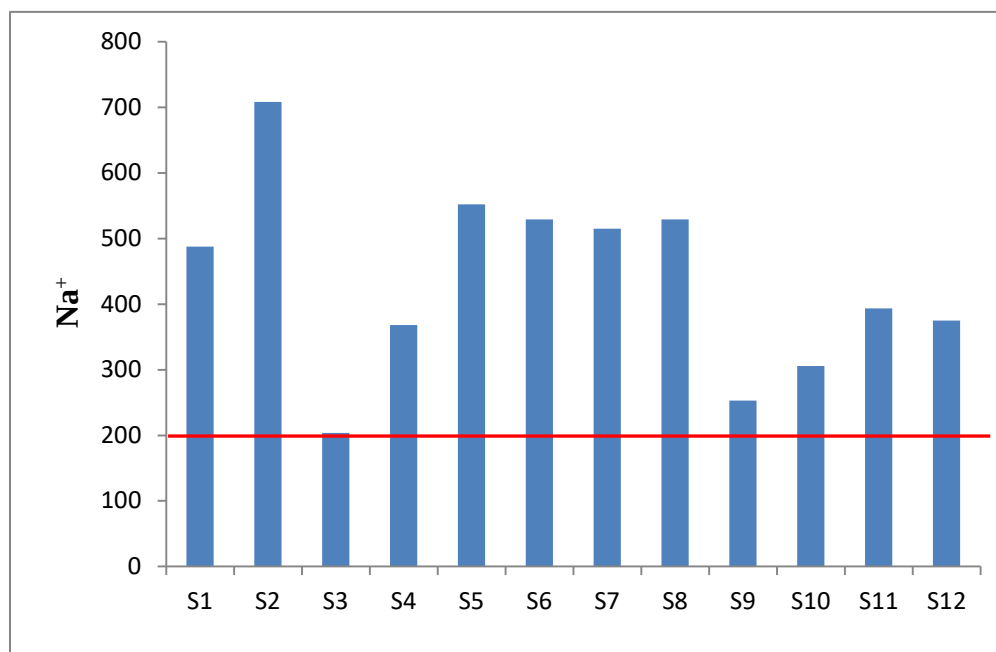


شکل (۴-۸) روند تغییرات قلیائیت (میلی گرم بر لیتر کربنات کلسیم) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

بودن غلظت سدیم در این شاخه فرعی (۱۹ میلی گرم بر لیتر) (تیموری، ۱۳۹۱)، غلظت سدیم در ایستگاه S۳ کاهش می‌یابد و پس از آن مجدداً افزایش پیدا می‌کند و در محدوده شهر گنبد کاووس به علت تخلیه فاضلاب‌های خانگی به مقدار کمی از این میزان کاسته می‌شود. پس از اتصال شاخه فرعی چهل چای به گرگانرود مجدداً کاهش غلظت سدیم مشاهده می‌شود. در ادامه و در ایستگاه‌های S۱۰ تا S۱۲ غلظت سدیم به تدریج افزایش می‌یابد. به طور کلی غلظت بالای سدیم در طول مسیر نمونه-برداری را می‌توان به شیب کم این رودخانه مئاندری و در نتیجه سرعت پایین آب نسبت داد که شرایط را برای انحلال کانی‌های تبخیری به ویژه هالیت، و فرایند تبادل یونی فراهم می‌کند. با توجه به این که سدیم یکی از کاتیون‌های اصلی محلول در نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد تغییرات آن مشابه تغییرات EC در مسیر رودخانه است.

۴-۳-۲- کلسیم (Ca^{2+})

غلظت کلسیم در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۹۴ تا ۲۲۰ (میانگین ۱۵۲) میلی گرم بر لیتر متغیر است (شکل ۴-۱۰). مقدار مجاز برای غلظت کلسیم در آب آشامیدنی توسط WHO و EPA تعیین نشده، ولی با توجه به مقدار اعلام شده توسط موسسه استاندارد ایران (۳۰۰ میلی گرم بر لیتر)

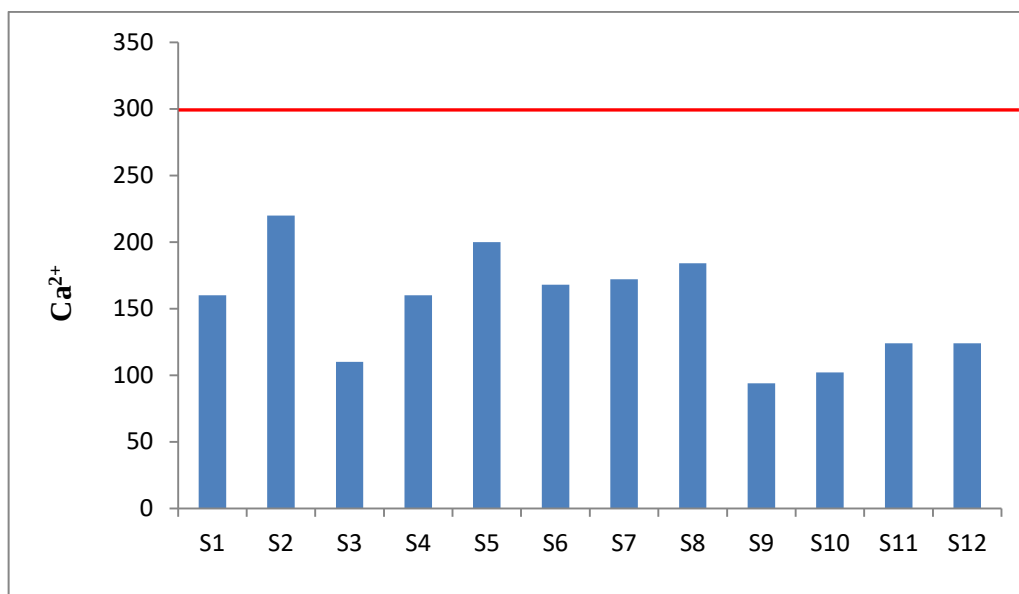


شکل (۴-۹) روند تغییرات یون سدیم (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

تمام نمونه‌های رودخانه گرگانرود در محدوده مجاز قرار دارند. بالاترین میزان کلسیم مربوط به ایستگاه S۲ می‌باشد. پس از اتصال شاخه فرعی قلی تپه غلظت این یون به دلیل کمتر بودن غلظت آن در این سرشاخه (۷۰ میلی گرم بر لیتر (تیموری، ۱۳۹۱)) در اثر فرایند رقیق شدگی کاهش می‌یابد و تا قبل از ورود این رودخانه به محدوده شهر گنبد کاووس غلظت کلسیم افزایش می‌یابد. در داخل شهر غلظت کلسیم تغییر قابل ملاحظه‌ای نمی‌کند. با توجه به اینکه غلظت یون کلسیم در سرشاخه چهل چای (۵۴ میلی گرم بر لیتر) کمتر از رودخانه گرگانرود است (تیموری، ۱۳۹۱)، پس از ورود این سرشاخه به گرگانرود مجدداً پدیده رقیق شدگی رخ می‌دهد و غلظت یون کلسیم کاهش می‌یابد. در ادامه مسیر رودخانه، و در سه ایستگاه آخر، غلظت یون کلسیم اندکی افزایش می‌یابد.

۳-۳-۴ منیزیم (Mg^{2+})

با توجه به شکل (۴-۱۱) غلظت منیزیم در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۷۲ تا ۲۷۶ (میانگین ۱۴۱) میلی گرم بر لیتر متغیر است. موسسه استاندارد ایران حد مجاز غلظت منیزیم در آب شرب را ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر معرفی کرده است. بر اساس این استاندارد نمونه‌های S۱، S۲، S۵، S۶ و S۷

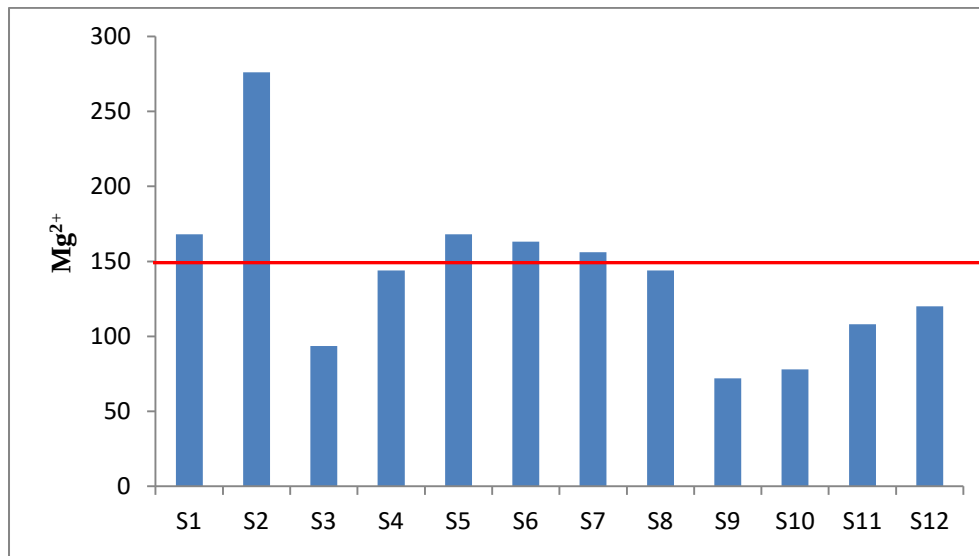


شکل (۴-۱۰) روند تغییرات یون کلسیم (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

غلظت بالاتر از حد مجاز داشته و سایر نمونه‌ها در محدوده قابل قبول قرار می‌گیرند. غلظت یون منیزیم در نمونه‌های بالا دست رودخانه بیشترین مقادیر را دارا می‌باشد که با اتصال شاخه فرعی قلی تپه این مقادیر کاهش می‌یابد، ولی پس از آن افزایش پیدا می‌کند و در محدوده شهر گنبد کاووس به علت تخلیه فاضلاب‌ها با غلظت کمتر منیزیم (میانگین ۹۵/۶ میلی گرم بر لیتر (تیموری، ۱۳۹۱))، غلظت این یون به میزان کمی کاهش نشان می‌دهد. کمترین غلظت منیزیم در طول محدوده مورد مطالعه از رودخانه گرگانرود، پس از اتصال شاخه فرعی چهل‌چای مشاهده می‌شود که به علت رقیق شدگی و بیانگر غلظت کمتر منیزیم (۳۱/۶ میلی گرم بر لیتر (تیموری، ۱۳۹۱)) در آن نسبت به شاخه اصلی است. در ادامه مسیر مجدداً غلظت یون منیزیم با شیب ملایمی رو به افزایش می‌رود.

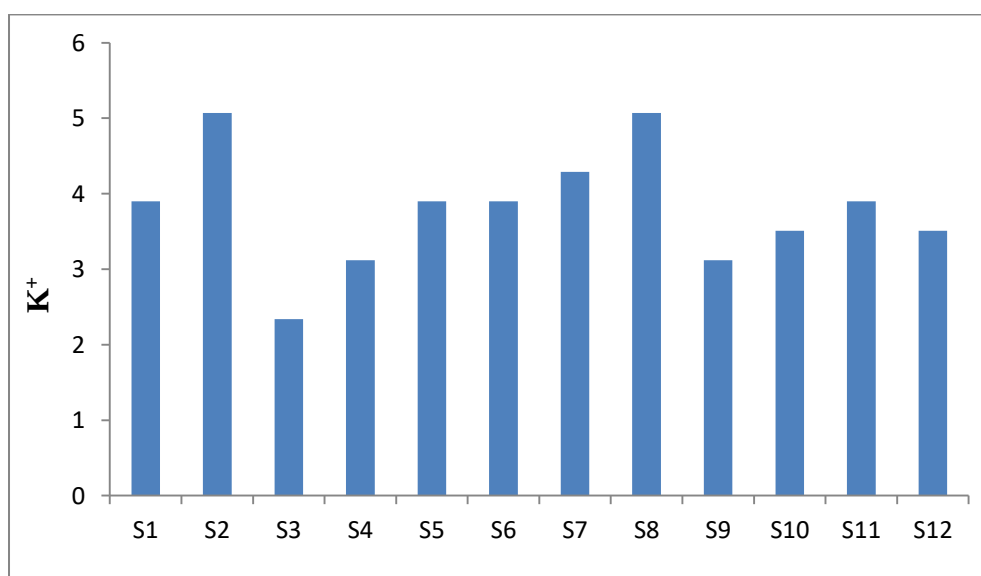
۴-۳-۴- پتاسیم (K⁺)

بر اساس شکل (۴-۱۲) غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود در مقطع مورد مطالعه بین ۲/۳ تا ۵/۱ (میانگین ۳/۸) میلی گرم بر لیتر متغیر است. پتاسیم یک عنصر ضروری برای انسان است و به ندرت در سطحی که برای سلامتی انسان مشکل آفرین باشد در آب مشاهده می‌شود (WHO, 2011)، به همین دلیل مقدار مجاز برای این یون در آب آشامیدنی توسط این سازمان و همچنین سازمان استاندارد ایران معرفی نشده است. از دلایل عمده غلظت پایین پتاسیم علی‌رغم حضور فراوان



شکل (۴-۱۱) روند تغییرات یون منیزیم (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

آن در طبیعت می‌توان به تمایل این عنصر به تثبیت توسط کانی‌های رسی و همچنین مقاومت بالای کانی‌هایی که پتاسیم در آنها حضور دارد اشاره کرد (Guettaf et al., 2014). مهم‌ترین تغییرات غلظت این یون در رودخانه گرگانرود، در نتیجه اتصال شاخه‌های فرعی قلی تپه و چهل چای بوجود می‌آیند و باعث کاهش غلظت آن در شاخه اصلی رودخانه می‌شوند. افزایش غلظت پتاسیم در محدوده شهر گنبد کاووس ناشی از تخلیه پساب‌های خانگی در این قسمت از رودخانه می‌باشد.



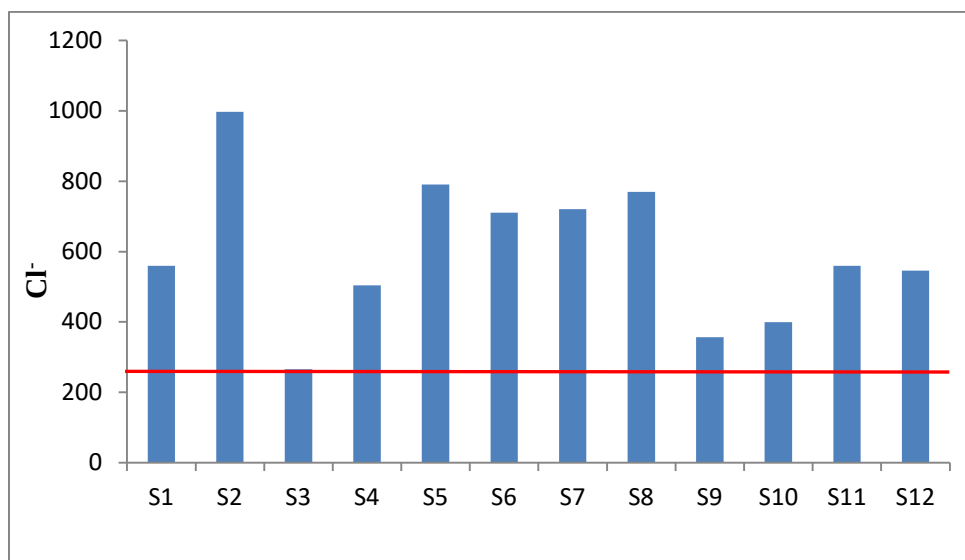
شکل (۴-۱۲) روند تغییرات یون پتاسیم (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۳-۵- کلر (Cl⁻)

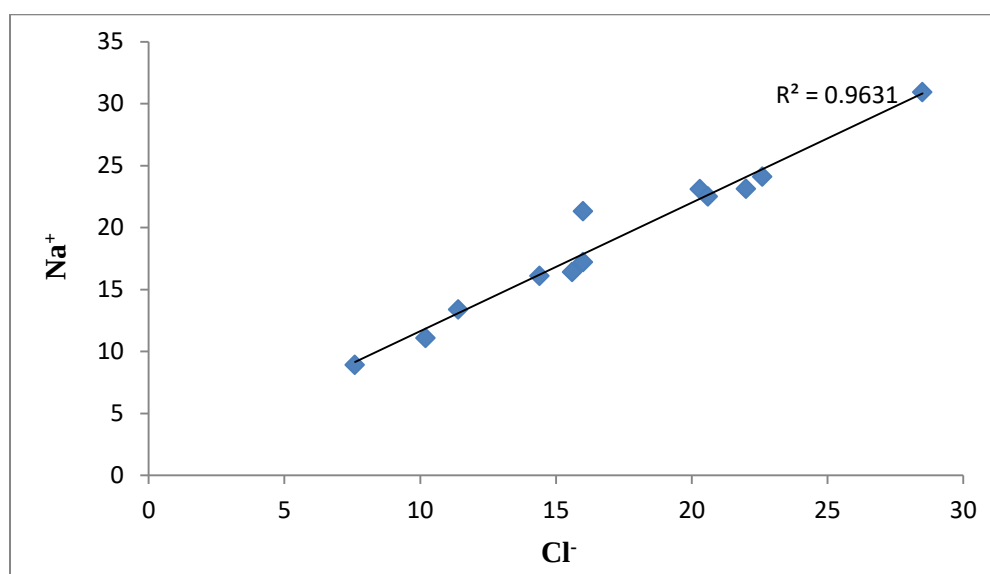
کلر به عنوان یکی از اصلی‌ترین آنیون‌های حاضر در آب رودخانه‌ها در بررسی‌های ژئوشیمیایی از اهمیت بالایی برخوردار است. یون کلر در آب اغلب از منابع طبیعی، فاضلاب‌های صنعتی و خانگی و رواناب‌های شهری حاوی نمک که برای ذوب یخ استفاده می‌شوند، منشا می‌گیرد. سازمان جهانی بهداشت (WHO, 2011)، حد مجاز این یون در آب آشامیدنی را معرفی نکرده است ولی بیان نموده که غلظت بالاتر از ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر آن می‌تواند موجب ایجاد مزه شور در آب شود. غلظت بالای یون کلر در آب سبب افزایش نرخ ورود فلزات به آب که تابع قلیائیت است، می‌شود (Guettaf, 2014). بر اساس شکل (۴-۱۳) غلظت کلر در محدوده مطالعه شده از رودخانه گرگانرود بین ۲۶۶ تا ۹۹۸ (میانگین ۵۹۹) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. روند تغییرات غلظت یون کلر در رودخانه گرگانرود با تغییرات هدایت الکتریکی و یون‌های اصلی به خصوص سدیم مشابه است. با ورود شاخه فرعی قلی تپه غلظت کلر در رودخانه گرگانرود کاهش می‌یابد، پس از آن افزایش این پارامتر مشاهده می‌شود که احتمالاً ناشی از انحلال هالیت است. در محدوده شهر غلظت این یون تغییر قابل ملاحظه‌ای نشان نمی‌دهد و اتصال سرشاخه چهل‌چای باعث کاهش غلظت این یون شده است. در ادامه مسیر و در ایستگاه‌های ۱۰ تا ۱۲ افزایش یون کلر قابل مشاهده است. با توجه به شکل (۴-۱۴) همبستگی بالای بین یون کلر و سدیم به خوبی قابل مشاهده است، که بیانگر منشا یکسان این دو یون در نمونه‌های مورد مطالعه بوده و رخداد فرایند انحلال هالیت می‌باشد.

۴-۳-۶- سولفات (SO₄²⁻)

سولفات نیز یکی از آنیون‌های اصلی آب می‌باشد و منابع اصلی حضور آن حضور در کانی‌های مختلف و همچنین استفاده آن در صنایع شیمیایی است. این یون همچنین توسط پساب‌های صنعتی و نیز از طریق بارش‌های جوی وارد منابع آب می‌شود. با این وجود بالاترین غلظت سولفات در آب‌های زیرزمینی و از طریق منابع طبیعی مانند انحلال ژیپس و سایر کانی‌های حاوی سولفات رخ می‌دهد



شکل (۴-۱۳) روند تغییرات یون کلر (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

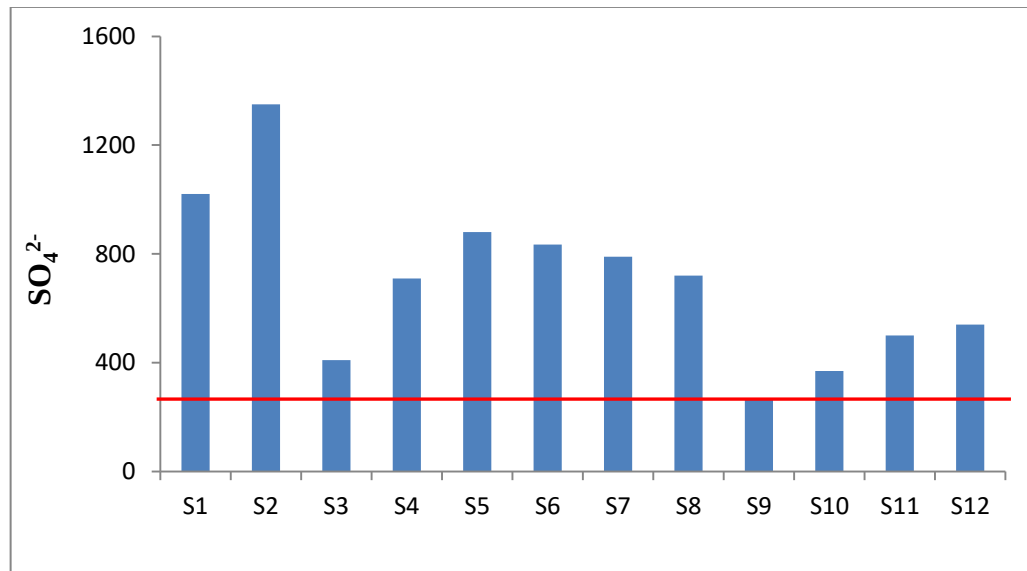


شکل (۴-۱۴) روند تغییرات Cl^- در مقابل Na^+ (میلی‌اکی‌والان بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

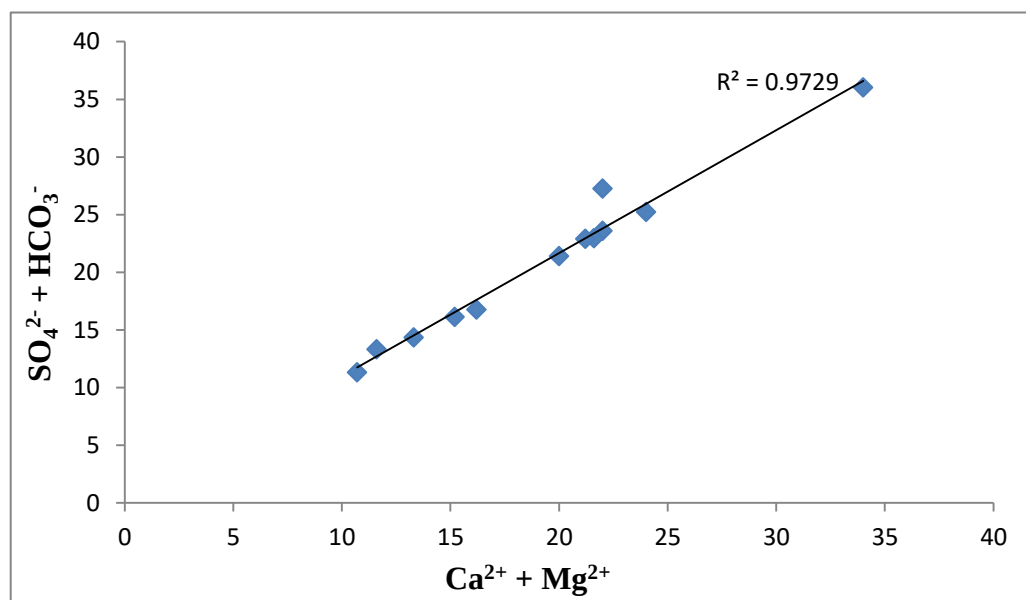
(Merlo and Abril, 2014). با توجه به شکل (۴-۱۴) غلظت سولفات در رودخانه گرگانرود بین ۲۷۰ تا ۱۳۵۰ (میانگین ۷۰۰) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. بیشترین و کمترین مقدار آن به ترتیب در ایستگاه S۲ (پایین دست سد گلستان) و S۹ (پس از اتصال شاخه فرعی چهل چای) مشاهده می‌شود. اتصال دو شاخه فرعی قلی تپه (۶۰ میلی گرم بر لیتر) و چهل چای (۸۴/۵ میلی گرم بر لیتر) باعث کاهش غلظت سولفات در رودخانه گرگانرود شده، همچنین در داخل شهر گنبد کاووس تخلیه پساب‌های خانگی (با میانگین غلظت ۴۲۴ میلی گرم بر لیتر) (تیموری، ۱۳۹۱) باعث کاهش جزیی

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

غلظت این یون شده است. بر اساس حد مجاز اعلام شده توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر غلظت توصیه شده برای سولفات در آب آشامیدنی ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر است که بر این اساس تمامی نمونه‌های رودخانه گرگانرود در محدوده نامناسب قرار دارند.



شکل (۴-۱۵) روند تغییرات یون سولفات (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

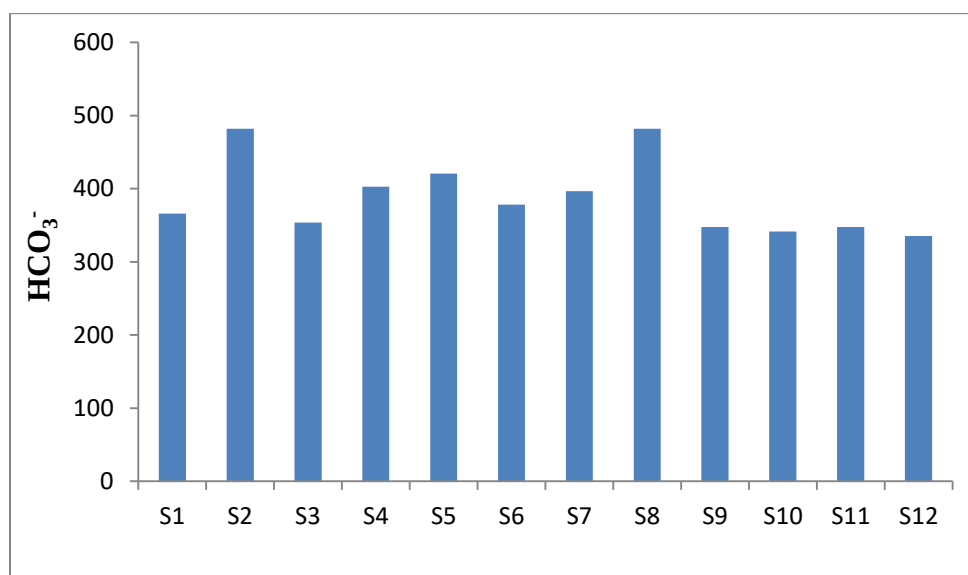


شکل (۴-۱۶) روند تغییرات $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$ در مقابل $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ (میلی اکی‌والان بر لیتر) در نمونه‌های مورد مطالعه

۴-۳-۷- بی کربنات (HCO_3^-)

مطابق شکل (۴-۱۶)، غلظت یون بی کربنات در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۳۴۲ تا ۴۸۲ (میانگین ۳۸۸) میلی گرم بر لیتر متغیر است. تغییرات این یون نیز مشابه تغییرات غلظت سایر یونها

در طول مسیر مورد مطالعه است و پس از اتصال شاخه‌های فرعی غلظت آن کاهش پیدا می‌کند. بالا بودن غلظت یون بی‌کربنات در پساب‌های تخلیه شده به رودخانه گرگانرود در محدوده شهر گنبد کاووس (با میانگین ۴۹۶ میلی گرم بر لیتر (تیموری، ۱۳۹۱)) باعث افزایش کمی در غلظت این یون در این قسمت از رودخانه شده است. بی‌کربنات به طور عمده از انحلال کربنات‌ها و سیلیکات‌ها توسط آب حاوی CO_2 ناشی می‌شود. علاوه بر این بی‌کربنات می‌تواند از طریق تخلیه پساب‌های صنعتی و خانگی به رودخانه‌ها وارد شود. در لایه زیر سطحی خاک نیز مقدار بالایی CO_2 وجود دارد که حاصل از تجزیه مواد آلی و تنفس ریشه گیاهان است. این CO_2 با آب باران ترکیب شده و تشکیل کربنیک اسید داده و در نهایت به بی‌کربنات تجزیه می‌شود (Tiwari et al., 2015). سازمان بهداشت جهانی و سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا حد مجاز برای غلظت این یون در آب ارایه نکرده‌اند. در نمودار مربوط به غلظت $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ در برابر $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$ (شکل ۴-۱۷) همبستگی بالایی بین تغییرات آنها مشاهده می‌شود. این امر بیانگر این است که بیشتر غلظت کلسیم و منیزیم توسط بی-کربنات و سولفات موازنه می‌شود.

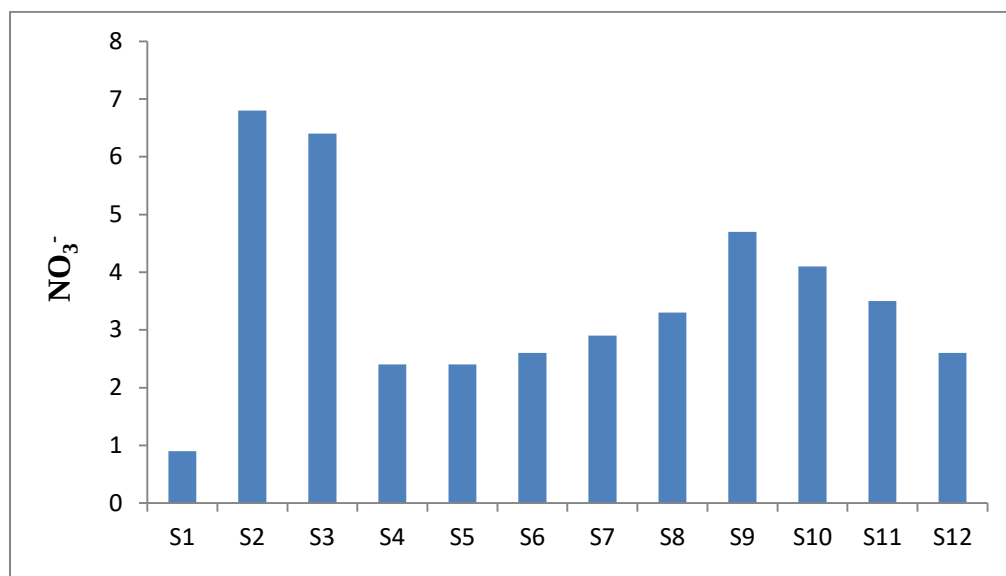


شکل (۴-۱۷) روند تغییرات یون بی‌کربنات (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۳-۸- نیترات (NO_3^-)

نیتрат به طور طبیعی در آب حضور دارد و یکی از مواد مغذی مورد نیاز گیاهان است. نیترات در غلظت‌های متفاوت در تمامی گیاهان حضور دارد و بخشی از چرخه نیتروژن است. این یون می‌تواند توسط باکتری‌های احیا کننده نیترات نیز به محیط افزوده شود (Rafiqul Islam et al., 2015).

سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) غلظت مجاز نیترات در آب آشامیدنی را ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین کرده است. غلظت نیترات در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۰/۹ تا ۶/۸ (میانگین ۳/۵۵) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. غلظت نیترات در بخش بررسی شده از رودخانه گرگانرود در این مطالعه، بنابر استاندارد معرفی شده در محدوده مجاز قرار دارد. کمترین غلظت نیترات مربوط به پایین دست سد گلستان است و در ایستگاه‌های بعدی به بالاترین میزان (۶/۸ و ۶/۴ میلی‌گرم بر لیتر) خود می‌رسد، که دلایل احتمالی آن می‌تواند ناشی از تغذیه رودخانه توسط آب زیرزمینی با غلظت بالای نیترات به خاطر آلودگی محلی در اثر فعالیت‌های کشاورزی و همچنین آب برگشتی از زمین‌های کشاورزی باشد، که با توجه به فعالیت گسترده کشاورزی در اطراف رودخانه محتمل‌ترین راه ورود نیترات به رودخانه گرگانرود است و با توجه به حجم کم آب در این بخش از رودخانه تاثیر آن قابل ملاحظه است. در ادامه مسیر رودخانه غلظت نیترات کاهش می‌یابد و تا قبل از ورود به محدوده شهری ثابت می‌ماند. با ورود به محدوده شهر غلظت نیترات کمی افزایش می‌یابد. با اتصال شاخه فرعی چهل چای مجدداً این مقدار بیشتر هم می‌شود. با توجه به این تغییر در طول مسیر مورد مطالعه احتمالاً غلظت نیترات در سرشاخه چهل‌چای بالاتر از شاخه اصلی است که علت آن می‌تواند آب برگشتی از زمین‌های کشاورزی باشد، که موجب افزایش این یون در آن شده است. غلظت نیترات در انتهای مسیر مورد بررسی مجدداً و به تدریج کاهش می‌یابد.



شکل (۴-۱۸) روند تغییرات نیترات (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

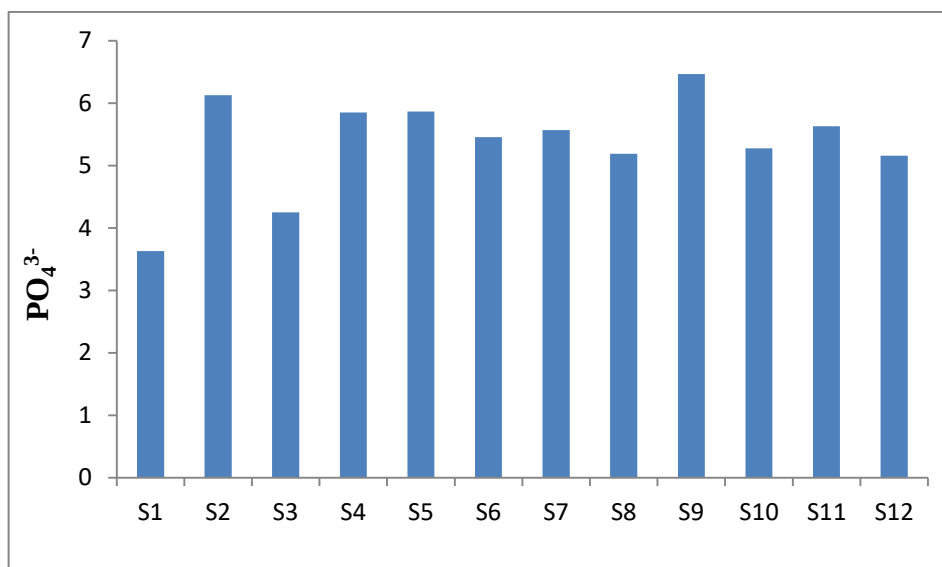
۹-۳-۴- فسفات (PO_4^{3-})

مقادیر بالای فسفات در آب مشکلات جدی زیست محیطی و اکولوژیکی را بوجود می‌آورد و اغلب باعث رشد بیش از حد جلبک‌ها و گیاهان آبی شده و در نتیجه پدیده یوتروفیکیشن در آب رخ می‌دهد که باعث تغییر در بو و مزه آب می‌شود (Gibrilla et al., 2011). غلظت این یون در آب به علت جذب سریع آن روی جایگاه‌های مثبت موجود در رسوبات بستر به طور کلی پایین است. تغییرات غلظت فسفات در شکل (۴-۱۹) نشان داده شده است. غلظت یون مذکور در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۳/۶ تا ۶/۵ (میانگین ۵/۴) میلی گرم بر لیتر متغیر هستند. غلظت فسفات در نمونه‌های مورد مطالعه تغییرات معنا داری را نشان نمی‌دهد و اغلب نزدیک به مقدار میانگین آن است.

۱۰-۳-۴- تحلیل آماری داده‌ها

۱-۱۰-۳-۴- تحلیل همبستگی

جهت تحلیل آماری از ضریب همبستگی اسپیرمن (جدول ۴-۳) استفاده شد. ضریب همبستگی بالا بین عناصر مشخص می‌کند که این عناصر از منابع ورودی مشابه وارد شده‌اند و یا رفتار ژئوشیمیایی مشابهی دارند (Mohammadi Ghalehi and Ebrahimi, 2015). ضرایب همبستگی اسپیرمن نشان‌دهنده عدم همبستگی قوی بین pH و غلظت یون‌های اصلی است، در نتیجه این پارامتر کنترل کننده



شکل (۴-۱۹) روند تغییرات فسفات (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

اصلی غلظت یون‌ها در آب نیست. غلظت یون‌های منیزیم، سدیم، کلسیم، سولفات و کلر در نمونه‌های آب همبستگی بالایی با EC و TDS نشان می‌دهند (به ترتیب با ضرایب ۰/۹۳۳، ۰/۹۵۲، ۰/۹۵۴، ۰/۹۲۷، ۰/۹۳۶)، در نتیجه این یون‌ها در بالا رفتن EC و TDS نسبت به سایر یون‌ها (بیکربنات و پتاسیم) تاثیر بیشتری دارند. همبستگی بالای سدیم و کلر نشان‌دهنده منشا یکسان آنها (انحلال هالیت) است (شکل ۴-۱۴) و همبستگی بالای سولفات با کلسیم و منیزیم نیز بیانگر منشا مشابه و ناشی از انحلال ژیپس و دولومیت است. بین کلسیم و بی‌کربنات نیز همبستگی نسبتاً بالایی برقرار است (۰/۸۵۰) که می‌تواند بیانگر منشا یکسان این دو یون (انحلال کلسیت) باشد، با این حال کلسیم از منابع دیگری نیز وارد آب رودخانه می‌شود به همین دلیل ضریب همبستگی بین این دو یون خیلی بالا نیست. از این موارد می‌توان نتیجه گرفت که انحلال مهمترین فرایند کنترل کننده ترکیب شیمیایی آب رودخانه است.

۴-۱۰-۲- 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 رودخانه گرگانرود (شکل ۴-۲۰) سدیم و کلر در یک خوشه قرار گرفته‌اند که نشان می‌دهد این یون‌ها

جدول (۳-۴) جدول ضرایب همبستگی اسپیرمن یون‌های اصلی نمونه‌های آب مورد مطالعه

	EC	TDS	pH	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	TH
EC	1.000												
TDS	.961**	1.000											
pH	-.162	-.153	1.000										
K ⁺	.496**	.536**	-.692**	1.000									
Na ⁺	.975**	.949**	-.144	.520**	1.000								
Mg ²⁺	.882**	.823**	-.217	.548**	.860**	1.000							
Ca ²⁺	.928**	.893**	-.211	.559**	.924**	.824**	1.000						
Cl ⁻	.951**	.916**	-.144	.516**	.916**	.802**	.912**	1.000					
SO ₄ ²⁻	.851**	.831**	-.231	.560**	.863**	.934**	.796**	.757**	1.000				
HCO ₃ ⁻	.633**	.685**	-.399*	.786**	.643**	.579**	.701**	.648**	.583**	1.000			
NO ₃ ⁻	-.204	-.239	-.066	.043	-.173	-.066	-.212	-.201	-.092	-.096	1.000		
PO ₄ ³⁻	-.051	.024	.303	-.103	-.063	-.267	-.090	.047	-.274	.212	-.217	1.000	
TH	.929**	.869**	-.171	.492**	.918**	.973**	.894**	.860**	.930**	.577**	-.107	-.237	1.000

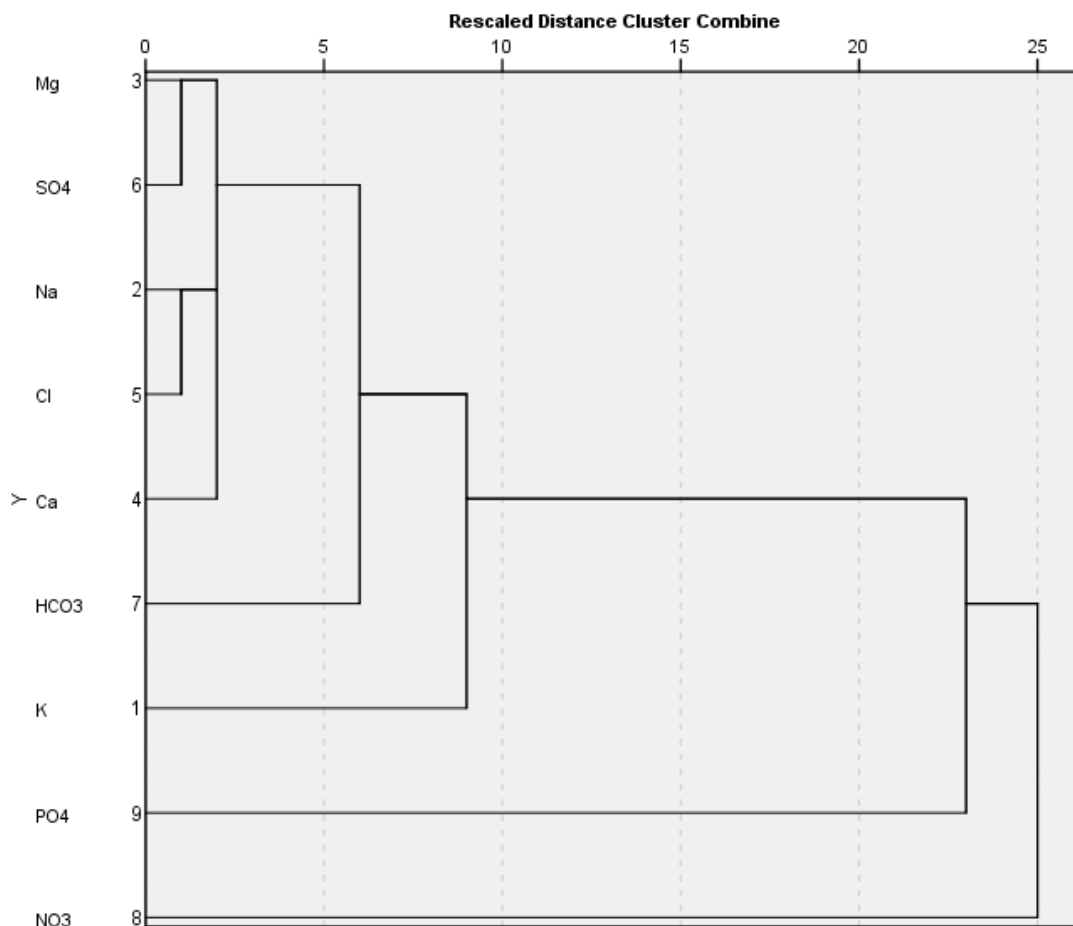
**، Correlation is significant at the 0.01 level

*, Correlation is significant at the 0.05 level

از انحلال هالیت منشا گرفته‌اند. همچنین همبستگی بالایی بین سولفات و منیزیم در این رده مشاهده می‌شود که یکی از دلایل آن می‌تواند منشا یکسان آنها از نمک‌های سولفات منیزیم باشد. در سطح بالاتر کلسیم و سولفات قرار دارند که می‌تواند ناشی از انحلال ژیپس در آب رودخانه باشد. در سطح سوم نیز همبستگی نیز بی‌کربنات مشاهده می‌شود که منشا آن می‌تواند انحلال کربنات‌ها باشد که در اثر فرایند تبادل یونی همبستگی کمتری با کلسیم نشان می‌دهد. نیتрат، فسفات و پتاسیم با توجه به اینکه از روند خاصی پیروی نمی‌کنند و غلظت این یون‌ها در نمونه‌های مختلف به مقدار میانگین آنها نزدیک است، در یک خوشه قرار گرفته‌اند.

۴-۴- منشا یون‌ها در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود و عوامل موثر بر غلظت آنها

با استفاده از نسبت‌های یونی، نمودارهای پراکندگی، شاخص اشباع، نمودار دورو و همچنین گیبس می‌توان منشا یون‌ها و فرایندهای موثر بر کیفیت آب را مشخص کرد. نسبت‌های یونی جهت تعیین منشا یون‌ها و فرایندهای موثر بر کیفیت آب قابل استفاده هستند، به همین جهت می‌توان تشخیص



شکل (۴-۲۰) آنالیز خوشه‌ای غلظت یون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود

داد که انحلال کدام کانی‌ها باعث ورود یون‌ها به آب شده است (Etteieb et al., 2015). بنابراین در این مطالعه با استفاده از نرم‌افزار Wateval نسبت‌های یونی محاسبه و منشا احتمالی یون‌ها در آب مشخص شد (جدول ۴-۴).

۴-۴-۱- انحلال هالیت

وجود همبستگی بالا بین غلظت یون‌های سدیم و کلر در نمونه‌های آب بیانگر منشا یکسان آنها در آب طی انحلال نمک‌های کلر و یا تغلیظ آنها طی فرایند تبخیر است (Olang et al., 2011). انحلال هالیت مقادیر یکسانی از کلر و سدیم را وارد آب می‌کند، به همین دلیل تبعیت یون‌های سدیم و کلر از خط تعادل ۱:۱ نشان‌دهنده انحلال هالیت در آب می‌باشد (شکل ۴-۱۴). با توجه به بالا بودن غلظت سدیم نسبت به کلر در اغلب نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود، احتمال رخداد فرایندهایی مانند

جدول (۴-۴) مقادیر نسبت‌های یونی (میلی اکی‌والان در لیتر) در نمونه‌های مورد مطالعه آب

ایستگاه	$\frac{Na^+ + K^+ - Cl^-}{Na^+ + K^+ - Cl^- + Ca^{2+}}$	$\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$	$\frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$	$\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}}$
S1	۰/۴۰	۰/۵۷	۰/۶۴	۰/۵۷
S2	۰/۱۸	۰/۵۲	۰/۶۸	۰/۴۸
S3	۰/۱۹	۰/۵۴	۰/۵۹	۰/۷۰
S4	۰/۱۷	۰/۵۳	۰/۶۰	۰/۶۷
S5	۰/۱۳	۰/۵۲	۰/۵۸	۰/۷۱
S6	۰/۲۵	۰/۵۳	۰/۶۲	۰/۶۲
S7	۰/۱۸	۰/۵۲	۰/۶۰	۰/۶۶
S8	۰/۱۰	۰/۵۱	۰/۵۷	۰/۷۷
S9	۰/۱۶	۰/۵۲	۰/۵۶	۰/۷۸
S10	۰/۲۸	۰/۵۴	۰/۵۶	۰/۷۹
S11	۰/۱۶	۰/۵۲	۰/۵۹	۰/۶۹
S12	۰/۱۱	۰/۵۱	۰/۶۲	۰/۶۲

انحلال سیلیکات‌ها یا تبادل یونی نیز وجود دارد. با توجه به نتایج یونی به دست آمده از نسبت

$\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$ در نمونه‌های آب مورد مطالعه، منشا اصلی سدیم در نمونه‌ها عمدتاً انحلال هالیت است.

۴-۴-۲- انحلال کانی‌های سولفاتی

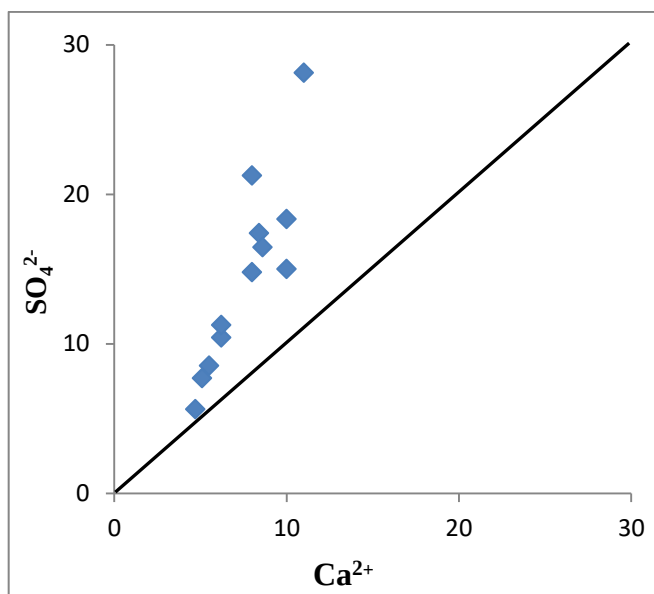
انحلال کانی‌های سولفاتی به عنوان یکی از منابع احتمالی موثر بر افت کیفیت آب رودخانه گرگانرود

مطرح است. تغییرات غلظت سولفات نسبت به کلسیم در شکل (۴-۲۲) نشانگر انحلال کانی ژئوپس

است. غلظت پایین‌تر کلسیم نسبت به سولفات در نمونه‌های مذکور را می‌توان به رسوب یا تبادل یونی

کلسیم نسبت داد (Hounslow, 1995). در نتیجه در رودخانه گرگانرود احتمالاً فرایند تبادل یونی یا

رسوب در مورد یون کلسیم رخ داده است.



شکل (۴-۲۱) تغییرات غلظت کلسیم در مقابل سولفات (میلی‌اکی‌والان بر لیتر)

۴-۳-۴- انحلال کانی‌های کربناتی

کربنات‌ها با توجه به گسترش سازندهای کربناتی در نواحی مرتفع حوضه آبریز رودخانه گرگانرود، نقش مهمی در تشکیل آبرفت‌های منطقه گنبد کاووس دارند. بر همین اساس و با استفاده از نسبت کلسیم به منیزیم می‌توان نقش انحلال کانی‌های کربناتی بر کیفیت آب رودخانه گرگانرود در محدوده مورد مطالعه را مشخص کرد و انتظار می‌رود این فرایند یکی از عوامل تاثیر گذار بر کیفیت نمونه‌های مورد مطالعه باشد. اگر نسبت یون کلسیم به منیزیم برابر یک یا کمتر باشد نشان‌دهنده انحلال دولومیت و اگر بالاتر باشد نشانگر انحلال کلسیت است (Frondini, 2008). با توجه به نسبت یونی Ca^{2+}/Mg^{2+} که در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۰/۴۷ تا ۰/۸۳ متغیر است، نقش احتمالی انحلال دولومیت تایید می‌شود. بالا بودن نسبت یون‌های قلیایی خاکی به یون‌های قلیایی و بالا بودن TDS، بیانگر تاثیر کانی‌های کربناتی بر کیفیت آب رودخانه گرگانرود است. با توجه به مقادیر نسبت Ca^{2+}/Mg^{2+} برای نمونه‌های مورد مطالعه می‌توان به نقش انحلال دولومیت در توجیه حضور یون‌های منیزیم و کلسیم پی برد. همچنین اگر نسبت یونی $\frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+}+Mg^{2+}}$ برابر یا بیشتر از ۰/۵ باشد نشان-

دهنده انحلال دولومیت و یا ته‌نشست کلسیت است (شکل ۴-۲۴). با توجه به این نسبت یونی که در تمامی نمونه‌ها بالاتر از ۰/۵ است، نقش احتمالی انحلال دولومیت یا ته‌نشست کلسیت تایید می‌شود.

۴-۴-۴- انحلال سیلیکات‌ها

هوازگی سیلیکات‌ها یکی از فرایندهای ژئوشیمیایی موثر بر غلظت یون‌های اصلی آب می‌باشد. نتایج

حاصل از محاسبه نسبت یونی $\frac{Na^{+}+K^{+}-Cl^{-}}{Na^{+}+K^{+}-Cl^{-}+Ca^{2+}}$ نقش احتمالی انحلال سیلیکات‌ها در ترکیب

شیمیایی آب را نشان می‌دهد. این نسبت در نمونه‌های مربوط به رودخانه گرگانرود بین ۰/۱ تا ۰/۴

می‌باشند، و اگر این نسبت بین ۰/۲ تا ۰/۸ باشد احتمال انحلال کانی پلاژیوکلاز وجود دارد. همچنین

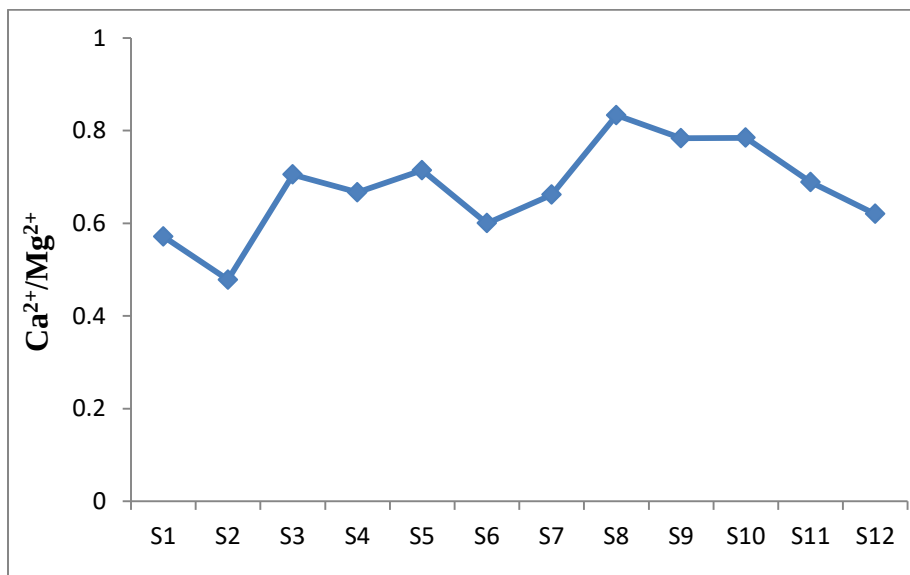
محاسبه نسبت یونی $\frac{Na^{+}}{Na^{+}+Cl^{-}}$ نشان می‌دهد که در تمام ایستگاه‌ها احتمالاً انحلال آلبیت، یا فرایند

تبادل یونی رخ داده است. اگر این نسبت یونی بالاتر از ۰/۵ باشد سدیم از منشا دیگری غیر از انحلال

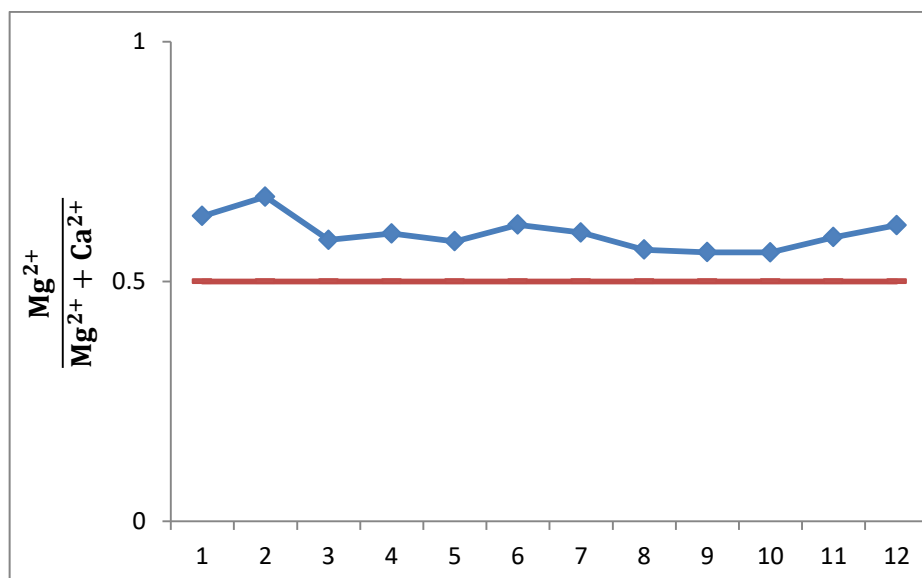
هالیت، مانند انحلال آلبیت، وارد آب شده یا فرایند تبادل یونی رخ داده است، که با توجه به زمین-

شناسی منطقه و شرایط هیدروشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه شرایط برای انحلال سیلیکات‌ها مهیا

نبوده و احتمال وقوع فرایند تبادل یونی بیشتر است.



شکل (۴-۲۳) نمودار تغییرات Ca^{2+}/Mg^{2+} (میلی‌اکی‌والان بر لیتر) در نمونه‌های مورد مطالعه

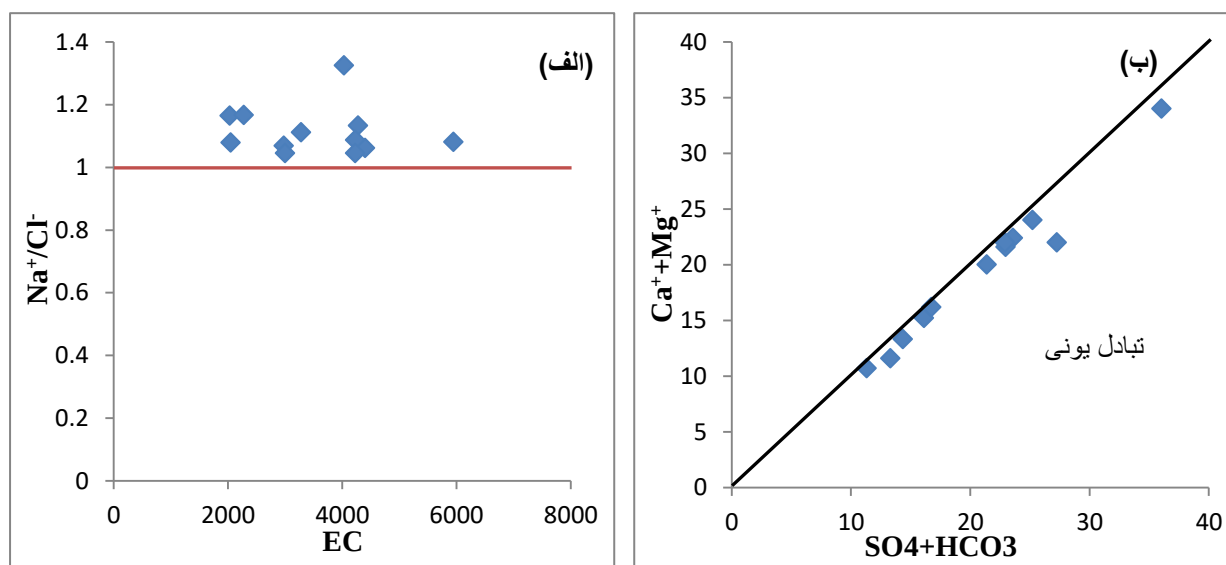


شکل (۴-۲۴) نمودار تغییرات $\frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$ (میلی‌اکی‌والان بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۴-۵- تبادل یونی

تبادل یونی یکی دیگر از فرایندهای موثر و تاثیر گذار بر غلظت یون‌ها در آب می‌باشد. در این فرایند کلسیم و منیزیم به وسیله کانی‌های رسی جذب شده و جایگزین یون سدیم موجود در رسوبات می‌شوند. در نتیجه غلظت سدیم در آب افزایش و غلظت کلسیم و منیزیم کاهش می‌یابد. این فرایند ممکن است به عنوان یکی از دلایل احتمالی افزایش غلظت یون سدیم در نمونه‌های مورد مطالعه در نظر گرفته شود. برای بررسی فرایند تبادل یونی از نمودارهای Na/Cl در برابر EC (شکل ۴-۲۵ الف) و همچنین $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ در برابر $HCO_3^- + SO_4^{2-}$ (شکل ۴-۲۵ ب) استفاده می‌شود (Nganie et al., 2015 ; Ravikumar et al., 2015). در شکل (۴-۲۵ الف) نمونه‌هایی که بالای خط $Y=1$ قرار می‌گیرند تحت تاثیر فرایند تبادل یونی قرار گرفته‌اند و نمونه‌های زیر این خط تبادل یونی معکوس را نشان می‌دهند. نمونه‌های مورد مطالعه تماماً در بالای خط مذکور قرار می‌گیرند که نشانگر رخداد فرایند تبادل یونی است. در شکل (۴-۲۵ ب) نیز نمونه‌هایی که زیر خط ۱:۱ قرار می‌گیرند فرایند تبادل یونی و نمونه‌های بالای این خط هم تبادل یونی معکوس را نشان می‌دهند. مطابق این نمودار نیز فرایند تبادل یونی در این رودخانه نقش مهمی در کاهش غلظت کلسیم و افزایش غلظت سدیم

داشته است، زیرا خط ۱:۱ نشان‌دهنده انحلال کلسیت، دولومیت و ژیپس در محیط آبی است و زیر این خط بیانگر تبادل یون است.



شکل ۴-۲۵ (الف و ب) نمودارهای نشان‌دهنده تبادل یونی

۴-۴-۶ شاخص اشباع

از شاخص اشباع برای ارزیابی حالت تعادلی بین آب و کانی‌های در ارتباط با محیط آبی استفاده می‌شود.

این شاخص توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود (Chidambaram et al., 2011):

$$SI = \log IAP/K_{sp} \quad \text{رابطه (۴-۳)}$$

در این رابطه IAP حاصل ضرب فعالیت یونی یک فاز و K_{sp} حاصل ضرب انحلال‌پذیری آن است. اگر

$SI=0$ باشد، فاز جامد و محلول نسبت به یکدیگر در حالت تعادل بوده و فرایندهای انحلال یا ته‌نشینی

رخ نمی‌دهد.

در این رابطه $SI=0$ باشد، فاز جامد و محلول نسبت به یکدیگر در حالت تعادل بوده و فرایندهای

انحلال یا در صورتی که $SI>0$ باشد محلول به حالت فوق اشباع است و فرایند ته‌نشینی رخ می‌دهد.

اگر $SI<0$ باشد، محلول در حالت تحت اشباع است و احتمال انحلال کانی وجود دارد. در جدول (۴-۴)

(۵) شاخص اشباع برخی از کانی‌ها در نمونه‌های مورد مطالعه ارایه شده است.

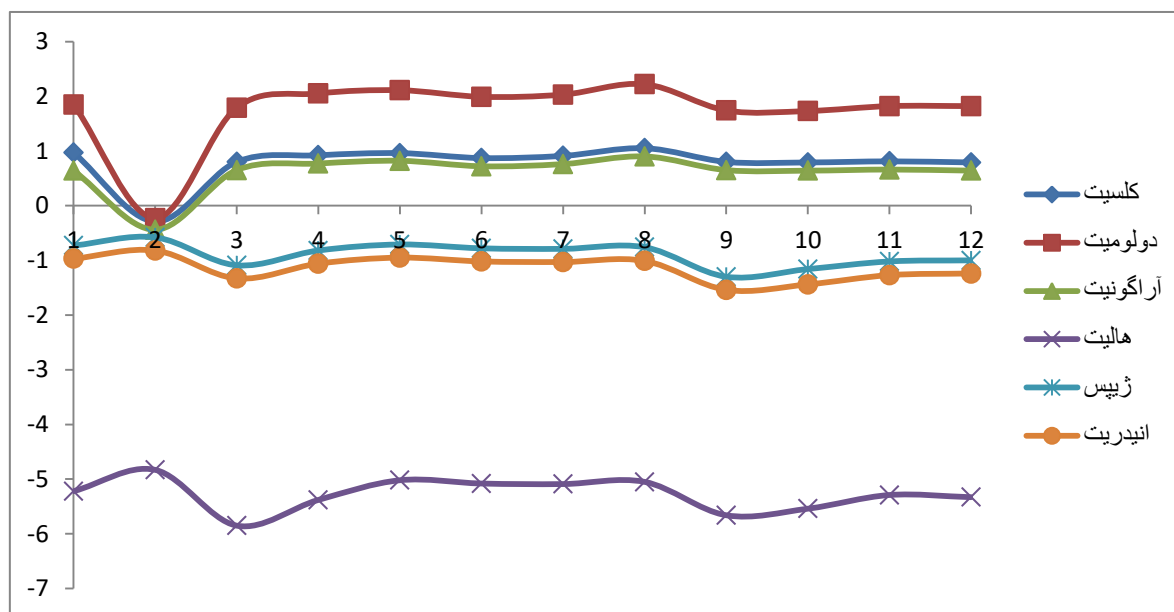
فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

جدول (۴-۵) مقادیر شاخص اشباع کانی‌های مختلف در نمونه‌های مورد مطالعه

ایستگاه	کلسیت	دولومیت	آراگونیت	هالیت	ژیپس	انیدریت
S1	0.97	1.85	0.64	-5.22	-0.73	-0.97
S2	-0.29	-0.23	-0.44	-4.83	-0.58	-0.82
S3	0.80	1.79	0.65	-5.85	-1.09	-1.33
S4	0.92	2.05	0.77	-5.38	-0.82	-1.06
S5	0.96	2.11	0.82	-5.02	-0.71	-0.95
S6	0.87	1.99	0.72	-5.08	-0.78	-1.02
S7	0.91	2.03	0.76	-5.09	-0.79	-1.03
S8	1.05	2.22	0.90	-5.05	-0.76	-1.01
S9	0.80	1.74	0.65	-5.66	-1.30	-1.54
S10	0.79	1.73	0.64	-5.54	-1.16	-1.44
S11	0.81	1.82	0.66	-5.29	-1.02	-1.27
S12	0.79	1.82	0.64	-5.33	-1.00	-1.24

بر اساس جدول (۴-۵) و نیز شکل (۴-۲۶) شاخص اشباع کانی‌های هالیت، ژیپس و انیدریت در تمام ایستگاه‌ها منفی است و بنابراین، آب رودخانه نسبت به این کانی‌ها تحت اشباع بوده و این کانی‌ها در حال انحلال می‌باشند. با توجه به اینکه انحلال‌پذیری هالیت در آب بسیار بالاست، کمترین مقدار شاخص اشباع مربوط به این کانی است. شاخص اشباع کانی‌های دولومیت، کلسیت و آراگونیت متفاوت است، بدین ترتیب که تمام نمونه‌ها به جز نمونه S۲ در حالت اشباع نسبت به این کانی‌ها قرار دارند. در نمونه S۲، به علت سرعت و حجم کم آب، نزدیک‌ترین موقعیت به حالت تعادل در مورد تمام کانی‌ها مشاهده می‌شود و تغییرات حالت اشباع در آن به سمت تعادل (صفر) است. در سایر ایستگاه‌ها تغییرات کمی در مورد شاخص اشباع مشاهده می‌شود و تنها نکته قابل مشاهده در مورد اتصال شاخه‌های فرعی قلی تپه و چهل چای است که کمی تغییر در مقدار شاخص اشباع کانی‌ها ایجاد کرده‌اند. بالاترین میزان شاخص اشباع مربوط به کانی دولومیت است که به علت گستردگی سازندهای

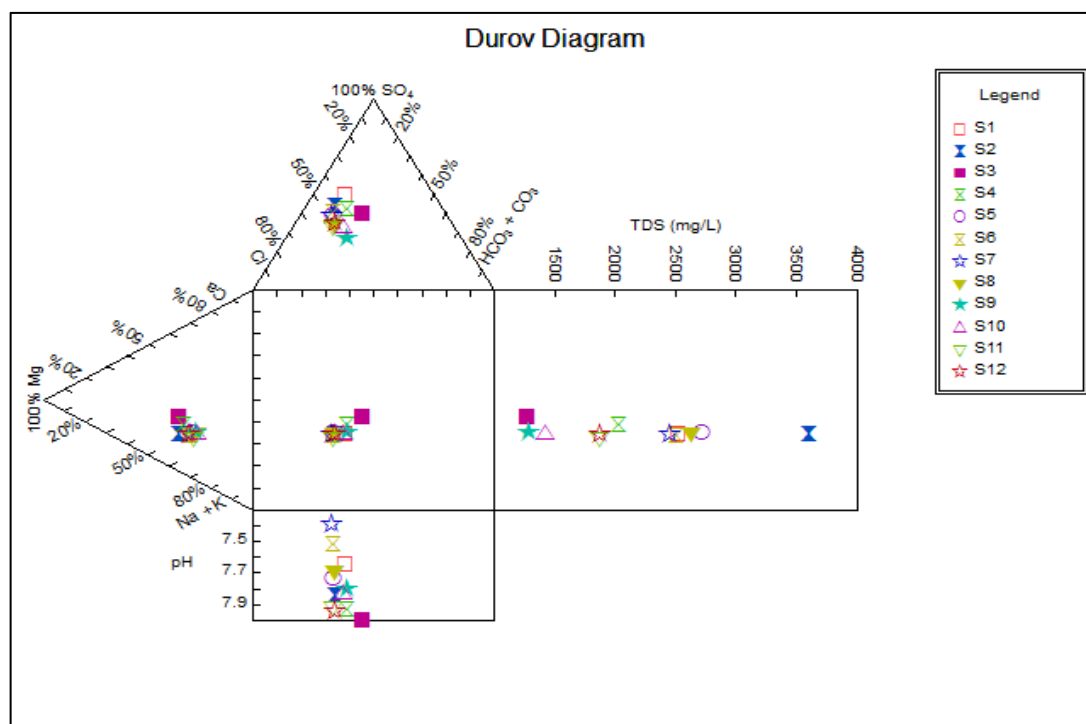
حاوی این کانی در ارتفاعات و البته ضریب انحلال پذیری پایین تر این کانی نسبت به سایر کانی‌های مذکور است. به طور کلی انحلال کانی‌های کلسیت، آراگونیت و ژپس باعث ورود کلسیم و سولفات، انحلال کانی دولومیت باعث ورود منیزیم و انحلال کانی هالیت باعث ورود سدیم و کلر به آب رودخانه شده است.



شکل (۴-۲۶) تغییرات شاخص اشباع در طول مسیر مورد مطالعه

۴-۴-۷- نمودار دورو (Durov Diagram)

جهت تعیین نوع و منشأ آب رودخانه می‌توان از نمودار دورو استفاده کرد. اساس این نمودار مقدار کاتیون و آنیون‌های اصلی آب بر حسب میلی اکی‌والان بر لیتر می‌باشد. از مزایای نمودار دورو نسبت به نمودار پایپر نمایش بهتر رخساره‌های شیمیایی آب و فرایندهای هیدروشیمیایی مانند تبادل یونی می‌باشد (Singal and Gupta, 1999; Sappa et al., 2013). بر اساس نمودار دورو (شکل ۴-۲۷) تمام نمونه‌ها در ناحیه‌ای قرار گرفته‌اند که بیانگر فرایند آمیختگی یونی یا انحلال هستند. بر همین اساس می‌توان نتیجه گرفت که ترکیب شیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه بیشتر توسط فرایند انحلال کانی‌ها و آمیختگی آب‌ها کنترل می‌شود.



شکل (۴-۲۷) موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه در نمودار دورو

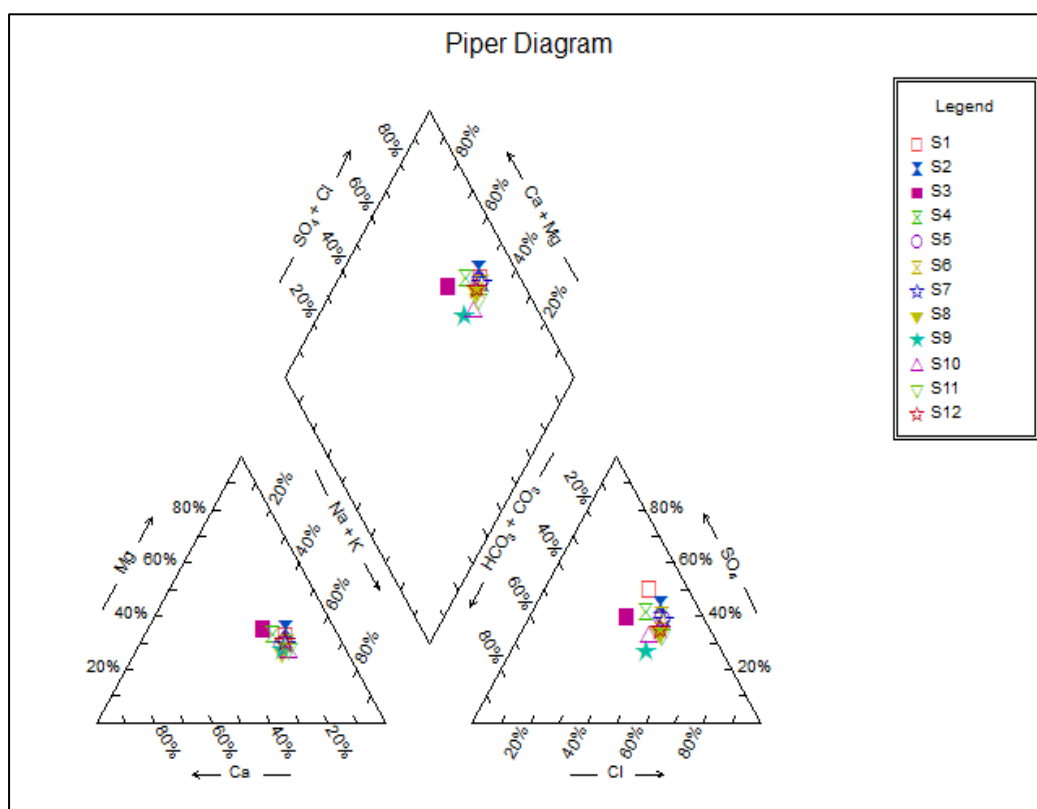
۴-۴-۸- نمودار پایپر (Piper Diagram)

یکی از نمودارهایی که جهت نشان دادن رخساره و تیپ شیمیایی نمونه‌های آب و تشخیص فرایندهای غالب در آب استفاده می‌شود نمودار پایپر است. نمونه‌های آب بر اساس غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها به ۹ تیپ مختلف تقسیم می‌شوند (Ravikumar and Somashekar, 2015). با توجه به نمودار پایپر رسم شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه (شکل ۴-۲۸)، دو گروه اصلی آب قابل مشاهده است، که عبارتند:

گروه ۱: آب‌های سولفات سدیک ($\text{Na}^+ - \text{SO}_4^{2-}$): ایستگاه‌های S۱ تا S۴

گروه ۲: آب‌های کلروره سدیک ($\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$): ایستگاه‌های S۵ تا S۱۲

تیپ نمونه‌های بالا دست رودخانه گرگانرود (بعد از سد گلستان) سولفات سدیک می‌باشد که به علت حجم کم و سرعت پایین آب و همینطور تاثیر احداث سد گلستان بر افزایش غلظت یون‌های این نمونه‌ها است. از ایستگاه S5 به بعد و با تخلیه فاضلاب‌های شهری، تیپ آب به کلروره سدیم تغییر می‌کند و سپس بدون تغییر باقی می‌ماند. پس از اتصال شاخه فرعی چهل چای کمی تغییر در غلظت بی‌کربنات رخ داده است، با این حال تغییری در تیپ آب رخ ایجاد نمی‌کند. به طور کلی و براساس داده‌های نمودار پایپر می‌توان پدیده آمیختگی آب و انحلال را از اصلی‌ترین عوامل کنترل کننده هیدروشیمی نمونه‌های مورد مطالعه معرفی کرد، زیرا اغلب نمونه‌ها در ناحیه آمیختگی قرار گرفته‌اند.



شکل (۴-۲۸) نمودار پایپر نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۹-۴- نمودار استیف (Stiff Diagram)

یکی دیگر از روش‌های نمایش هیدروشیمی آب استفاده از نمودار استیف است. در این نمودار غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی برای هر نمونه به طور مجزا و بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر رسم

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

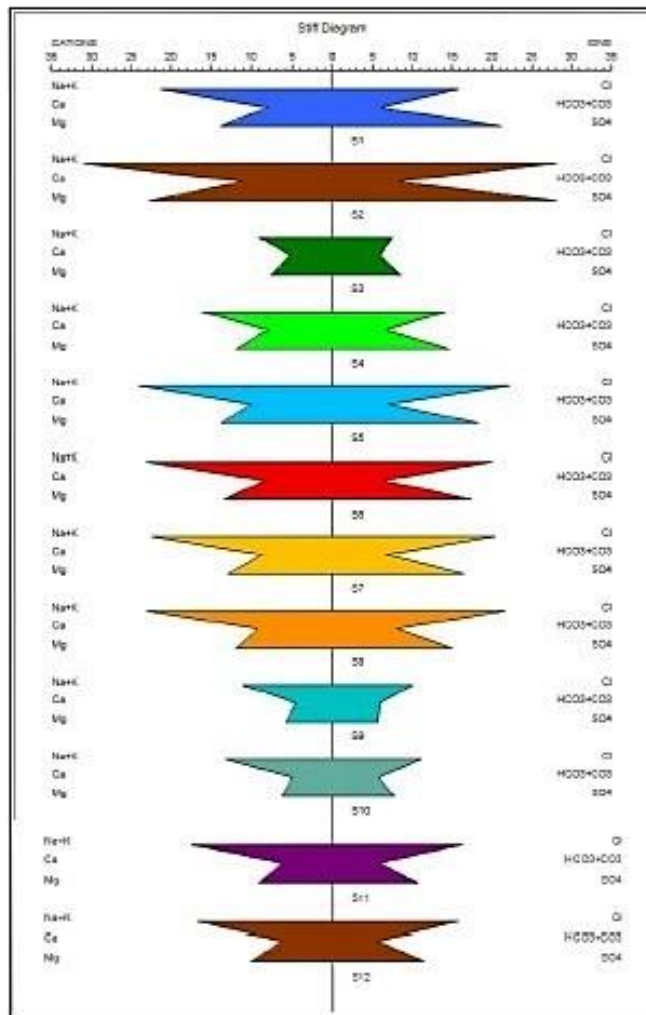
جدول (۴-۶) تغییرات تیپ و رخساره در نمونه‌های آب مورد مطالعه

ایستگاه	غلظت آنیون‌ها	غلظت کاتیون‌ها	تیپ آب	رخساره آب
S1	$\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	سولفاته	سدیک
S2	$\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	سولفاته	سدیک
S3	$\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	سولفاته	سدیک
S4	$\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	سولفاته	سدیک
S5	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیک
S6	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیک
S7	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیک
S8	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیک
S9	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیک
S10	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیک
S11	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیک
S12	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیک

می‌شود. نمودار استیف نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود در شکل (۴-۲۹) قابل مشاهده است. همانطور که مشاهده می‌شود غلظت یون‌ها در بالا دست بالا بوده و با ورود آب شاخه فرعی قلی تپه، غلظت آنها کاهش می‌یابد و مجدداً افزایش نشان می‌دهد. علت اصلی این امر انحلال کانی‌های سولفاته و رخداد فرایند تبادل یونی است. اتصال سر شاخه چهل چای نیز باعث کاهش یون‌ها در رودخانه گرگانرود می‌شود که به علت غلظت کمتر یون‌ها در این شاخه فرعی است (تیموری، ۱۳۹۱). در ادامه مجدداً اندکی افزایش در غلظت یون‌ها مشاهده می‌شود.

۴-۴-۱۰ نمودار گیبس (Gibbs Diagram)

نمودار گیبس از طریق ترسیم نسبت $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ و $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ بر حسب میلی گرم بر لیتر در مقابل TDS (میلی گرم بر لیتر) رسم می‌شود. در این نمودار سه فرایند بارش، هوازدگی سنگ و



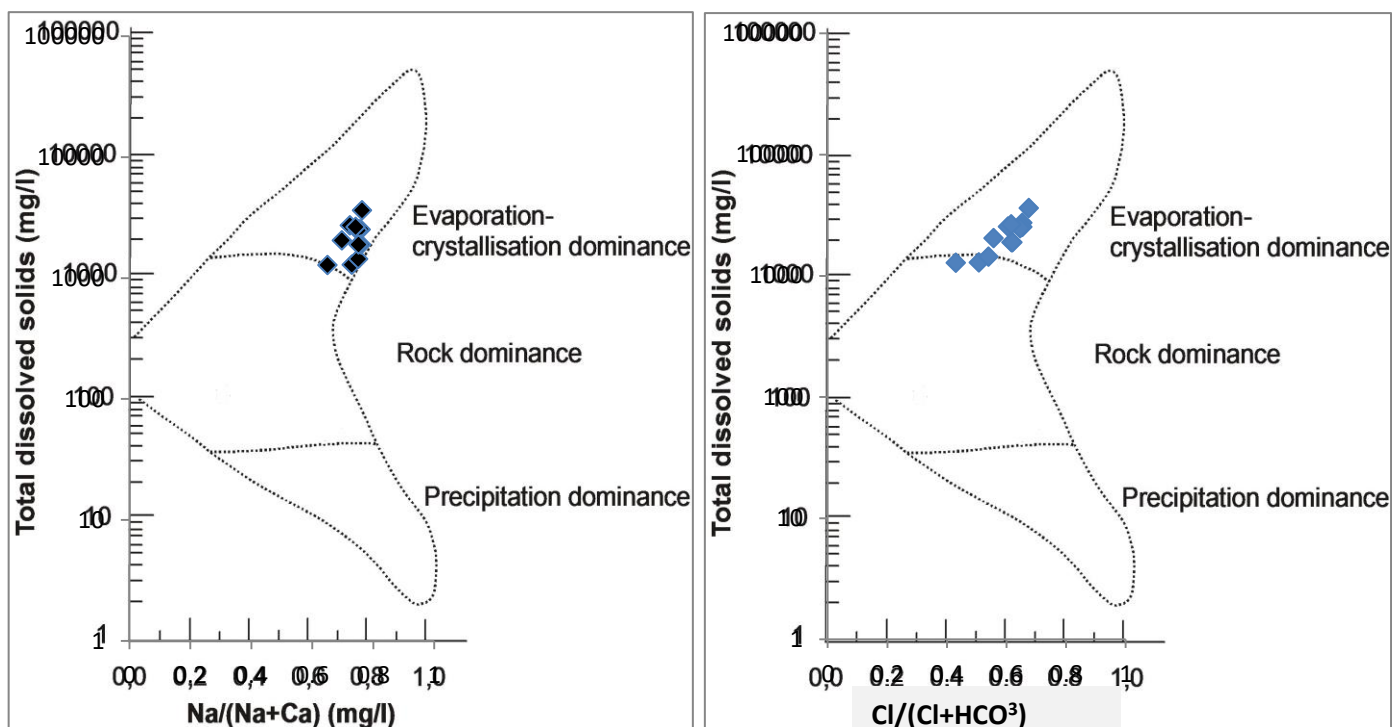
شکل (۴-۲۹) نمودار استیف نمونه‌های آب مورد مطالعه

تبخیر کنترل کننده اصلی ترکیب شیمیایی آب در نظر گرفته می‌شود. با توجه به شکل (۴-۳۰) فرایندهای هوازدگی سنگ و تبخیر عوامل اصلی کنترل کننده شیمی آب در نمونه‌های مورد مطالعه است.

۴-۵- رده‌بندی کیفی آب رودخانه گرگانرود

۴-۵-۱- رده بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف آشامیدنی

به منظور رده‌بندی آب برای شرب از نمودار شولر (Schoeller Diagram) استفاده می‌شود. در این نمودار کیفیت آب جهت شرب با توجه به غلظت یون‌های اصلی (HCO_3^- ، SO_4^{2-} ، Cl^- ، Na^+ ، Mg^{2+} و



شکل (۴-۳۰) موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه در نمودار گیبس

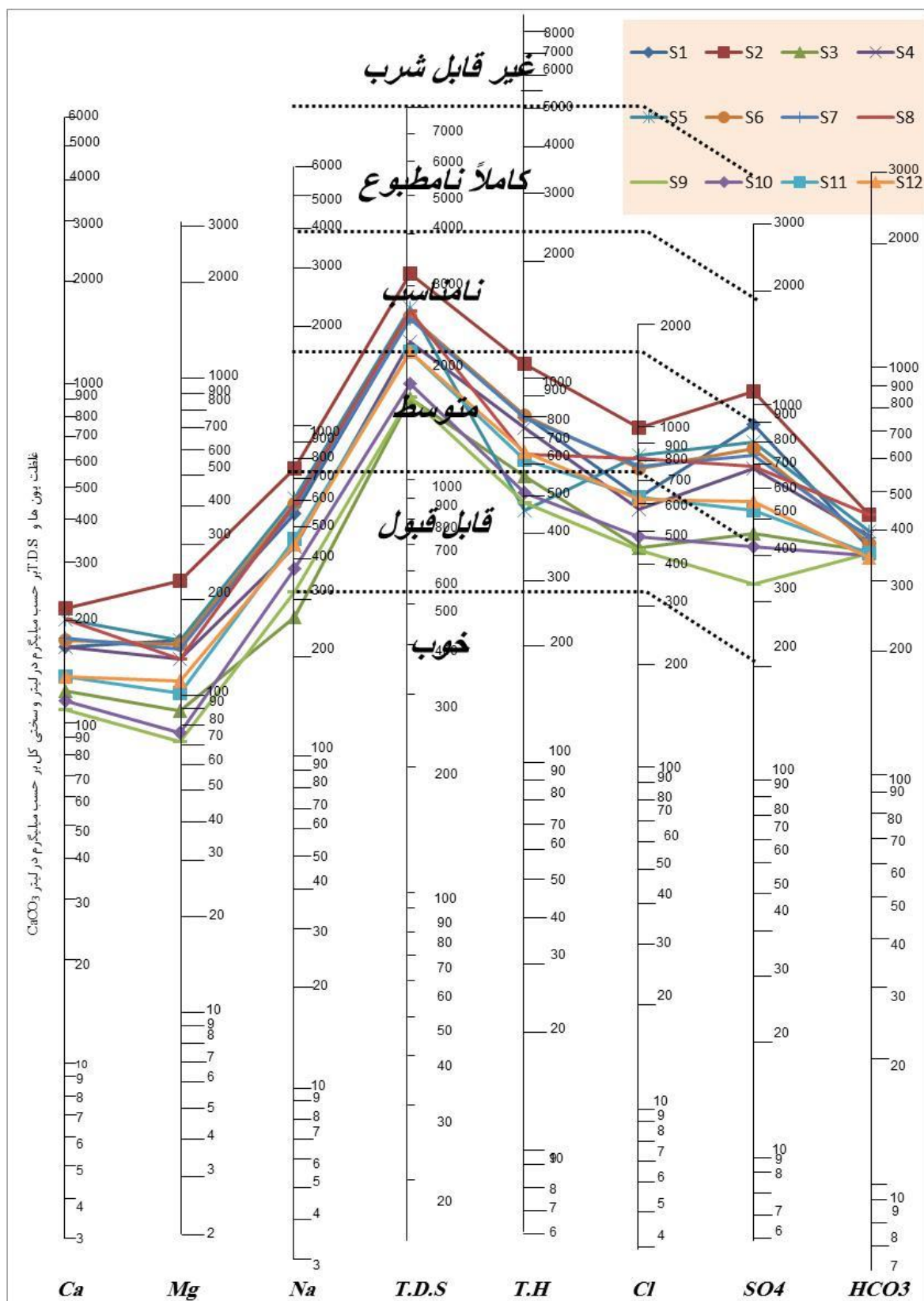
Ca^{2+} و همچنین سختی کل و جامدات حل شده کل (TDS) بر حسب میلی‌گرم بر لیتر در شش رده تقسیم‌بندی می‌شود. این رده‌بندی در شکل (۴-۳۱) قابل مشاهده است. با توجه به نمودار شولر نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده متوسط تا نامناسب، از لحاظ غلظت یون‌های اصلی، جهت شرب قرار می‌گیرند.

۴-۵-۲- رده‌بندی کیفی آب رودخانه گرگانرود جهت مصارف کشاورزی

کیفیت آب کشاورزی به نوع و مقدار یون‌های حل شده در آب بستگی دارد. در این مطالعه جهت تعیین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی از شاخص‌های خطر منیزیم (MH)، درصد سدیم ($\text{Na}\%$)، کربنات سدیم باقی مانده (RSC) و در نهایت از نمودار ویلکاکس استفاده شده است. جدول (۴-۷) مقادیر شاخص‌های مذکور را برای نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد.

۴-۵-۲-۱- خطر منیزیم (Magnesium Hazard)

کلسیم و منیزیم در اغلب آب‌ها در حالت تعادل قرار دارند. غلظت بالای منیزیم در صورتی که میزان شاخص منیزیم بیشتر از ۵۰٪ باشد باعث اثر منفی بر بازده گیاهان با قلیایی شدن بیش از حد خاک



شکل (۴-۳) نمودار شولر نمونه‌های آب مورد مطالعه

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

جدول (۷-۴) مقادیر شاخص‌های تعیین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی

ایستگاه	MH	RSC	Na%	SAR
S1	63.6	-16.0	49.2	6.4
S2	67.7	-26.1	47.6	7.5
S3	58.6	-7.5	40.1	3.4
S4	60.0	-13.4	28.3	5.1
S5	58.3	-17.1	53.1	6.9
S6	61.8	-15.8	45.5	6.9
S7	60.2	-15.1	39.3	6.8
S8	56.6	-13.3	46.5	6.3
S9	56.1	-5.0	50.5	4.8
S10	56.0	-6.0	53.6	5.5
S11	59.2	-9.5	53.1	6.2
S12	61.7	-10.7	50.3	5.7

می‌گذارد. بالا بودن غلظت منیزیم باعث جایگزینی آن با سدیم موجود در خاک شده و ساختار خاک را تخریب می‌کند (Salifu et al., 2015). شاخص مذکور توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود:

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

براساس این شاخص تمامی نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود دارای خطر منیزیم بالای ۵۰٪ بوده و نامناسب جهت آبیاری زمین‌های کشاورزی هستند.

۴-۵-۲- کربنات سدیم باقی مانده (RSC)

شاخص RSC توسط (Ragunath, 1987) معرفی شد و از طریق رابطه زیر (رابطه ۴-۵) محاسبه می‌شود (Ben Alaya et al., 2013).

$$RSC = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad \text{رابطه (۵-۴)}$$

در این رابطه تمام غلظت‌ها برحسب میلی‌اکی والان در لیتر هستند. بر اساس این شاخص، آب‌های دارای $RSC > 1/25$ مناسب، بین $1/25$ تا $2/5$ آب‌های مشکوک و $RSC < 2/5$ نامناسب جهت آبیاری زمین‌های کشاورزی هستند. استفاده طولانی مدت از آب‌های با RSC بالا موجب تغییر در مشخصات

فیزیکی خاک مانند اثر منفی بر تهویه و نفوذپذیری آنها می‌شود (Singh et al., 2013). براساس این شاخص نمونه‌های آب مورد مطالعه همگی دارای RSC منفی و مناسب جهت آبیاری هستند.

۴-۵-۲-۳- درصد سدیم

سدیم یکی از کاتیون‌های مهم آب است و مقدار بیش از حد آن باعث تخریب ساختمان خاک و کاهش بازده محصولات و همچنین نفوذپذیری خاک می‌شود (Thilagavathi et al., 2015). درصد سدیم توسط رابطه (۴-۶) محاسبه می‌شود. در این رابطه تمام غلظت‌ها بر حسب میلی‌اکی والان در لیتر هستند.

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

نمونه‌های آب مورد مطالعه بر اساس درصد سدیم در رده خوب و مجاز (جدول ۴-۸) قرار می‌گیرند.

جدول (۴-۸) رده‌بندی نمونه‌های آب مورد مطالعه براساس درصد سدیم

Na%	رده آب	نمونه‌های رودخانه گرگانرود
<۲۰	عالی	-
۲۰-۴۰	خوب	S۷ و S۴
۴۰-۶۰	مجاز	سایر نمونه‌ها
۶۰-۸۰	مشکوک	-
>۸۰	نامناسب	-

۴-۵-۲-۴- نمودار تصحیح شده ویلکاکس

این نمودار توسط آزمایشگاه شوری آمریکا (US Salinity Lab, 1954) ارائه شده است. این نمودار بر مبنای دو پارامتر هدایت الکتریکی (بر حسب میکرو موهس بر سانتی‌متر) و نسبت جذب سدیم (SAR) رسم می‌شود، که در آن EC، خطر شوری و SAR، خطر سدیم (قلیائیت) را بیان می‌کنند.

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

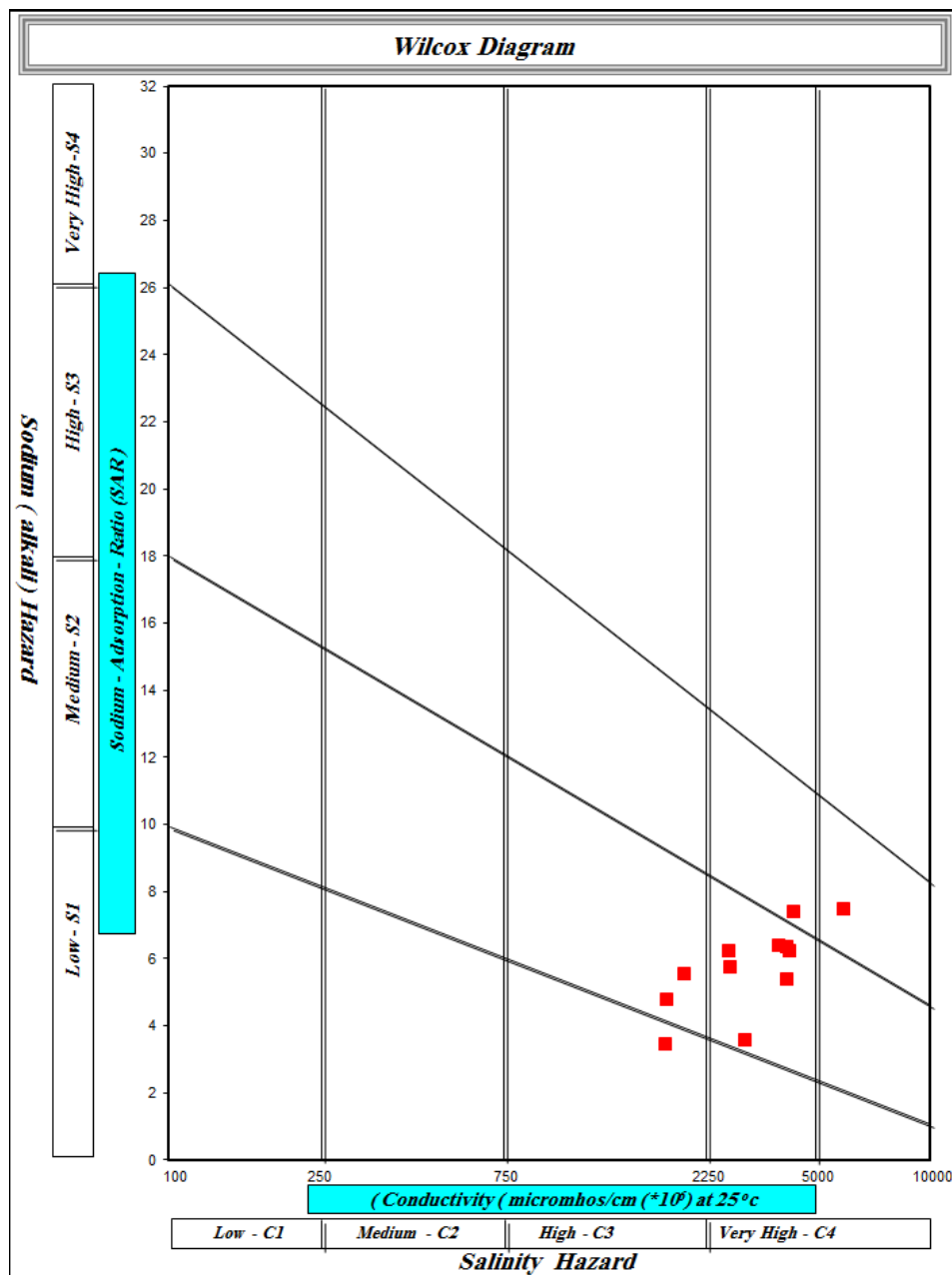
نسبت جذب سدیم (SAR) توسط رابطه (۷-۴) محاسبه می‌شود و در آن غلظت‌ها بر حسب میلی اکی‌والان در لیتر هستند (Rasouli et al., 2011):

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad \text{رابطه (۷-۴)}$$

بر اساس مقدار SAR، نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده خیلی خوب تا متوسط هستند. شکل (۴-۳۲) موقعیت نمونه‌های آب رودخانه آب رودخانه گرگانرود در نمودار ویلکاکس را نشان می‌دهد. با توجه به این جدول (۴-۹) نمونه‌های آب در رده‌های C3S1 (۸/۳ درصد)، C3S2 (۱۶/۶ درصد)، C4S2 (۵۸/۵ درصد) و C4S3 (۱۶/۶ درصد) قرار می‌گیرند. بر اساس این رده‌بندی کیفی تقریباً اغلب نمونه‌ها برای مصارف کشاورزی نامناسب هستند.

جدول (۴-۹) تعیین رده کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه بر اساس مقادیر EC و SAR

یستگاه	SAR	EC	رده آب	کیفیت آب برای کشاورزی
S1	۶/۳۹	۴۰۳۰	C4S2	خیلی شور- مضر برای کشاورزی
S2	۷/۴۷	۵۹۵۰	C4S3	خیلی شور- مضر برای کشاورزی
S3	۳/۴۳	۲۰۳۰	C3S1	شور- با اعمال تمهیدات لازم مناسب
S4	۵/۰۶	۳۲۸۰	C4S2	خیلی شور- مضر برای کشاورزی
S5	۶/۹۳	۴۴۰۰	C4S3	خیلی شور- مضر برای کشاورزی
S6	۶/۹۳	۴۲۸۰	C4S2	خیلی شور- مضر برای کشاورزی
S7	۶/۸۲	۴۲۳۰	C4S2	خیلی شور- مضر برای کشاورزی
S8	۶/۳۴	۴۲۳۰	C4S2	خیلی شور- مضر برای کشاورزی
S9	۴/۷۶	۲۰۵۰	C3S2	شور- با اعمال تمهیدات لازم مناسب
S10	۵/۵۲	۲۲۸۰	C3S2	شور- با اعمال تمهیدات لازم مناسب
S11	۶/۲	۲۹۸۰	C4S2	خیلی شور- مضر برای کشاورزی
S12	۵/۷۳	۳۰۰۰	C4S2	خیلی شور- مضر برای کشاورزی



شکل (۴-۳) موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه در نمودار تصحیح شده ویلکالس

۴-۶- غلظت فلزات در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود

آلودگی محیط‌های آبی به وسیله عناصر بالقوه سمی یکی از مشکلات رو به رشد در سطح جهانی است که به علت رشد جمعیت و شهرنشینی و همچنین صنعتی شدن جوامع به وقوع می‌پیوندد (Zhang et al., 2011). یکی از منابع اصلی ورود عناصر بالقوه سمی به رودخانه‌ها، پساب‌های شهری و صنعتی است (Sponza and Karaoglu, 2002). عناصر بالقوه سمی به علت اثرات سمی، فراوانی و مقاوم بودن آنها در منابع آب، و در نتیجه تجمع آنها در بدن موجودات آبی توجّهات بسیاری را به خود معطوف

ساخته‌اند (Varol and Sen, 2011). پراکنش عناصر بالقوه سمی از طریق ترافیک یکی دیگر از راه‌های ورود این عناصر به محیط هستند که می‌توانند از طریق ریزش‌های جوی و رواناب‌های سطحی وارد رودخانه‌ها در مناطق شهری شوند (Shin et al., 2013). مطالعات علمی متعدد نشان می‌دهند که غلظت عناصر بالقوه سمی به طور عمده توسط pH، قدرت یونی، قلیائیت، حضور مواد آلی و همچنین بافت رسوبات کنترل می‌شود (Suthar et al., 2009). عناصر بالقوه سمی پس از تخلیه به سیستم رودخانه توسط منابع طبیعی و انسان‌زاد، در طی حمل و نقل آنها بین فاز آبی و رسوبات بستر توزیع می‌شوند. به علت رخداد فرایندهای جذب، هیدرولیز و رسوب همزمان، مقدار زیادی از این عناصر وارد رسوب می‌شوند و تنها بخش کوچکی از یون‌های فلزی آزاد به شکل محلول باقی می‌مانند (Ishaq et al., 2013). فلزات محلول در فاز آبی گونه‌های مختلفی را شامل می‌شوند، که تعیین گونه‌های آنها به علت سمیت، انحلال‌پذیری و دسترس‌پذیری متفاوت آنها حایز اهمیت است (Alomary, 2013).

به دلیل تخلیه پساب‌های متعدد شهری در شهر گنبد کاووس و همچنین پساب‌های کشاورزی در طول مسیر مورد مطالعه از رودخانه گرگانرود ارزیابی فلزات در آب این رودخانه از اهمیت بالایی برخوردار است. در این پژوهش غلظت فلزات بالقوه سمی آهن، آلومینیم، منگنز، مس، سرب و کروم مورد ارزیابی قرار گرفته است. نمونه‌های آب برداشت شده توسط دستگاه طیف سنج جذب اتمی (AAS) آنالیز شد. حد آشکار سازی برای کروم (۰/۵)، سرب (۲/۵) و مس (۱) میکروگرم بر لیتر و برای آلومینیم (۰/۳)، آهن (۰/۵) و منگنز (۰/۰۱۵) میلی‌گرم بر لیتر است. در جدول (۴-۱۰) غلظت عناصر مذکور و همچنین مقدار مجاز براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) مربوط به هر عنصر نیز ارائه شده است.

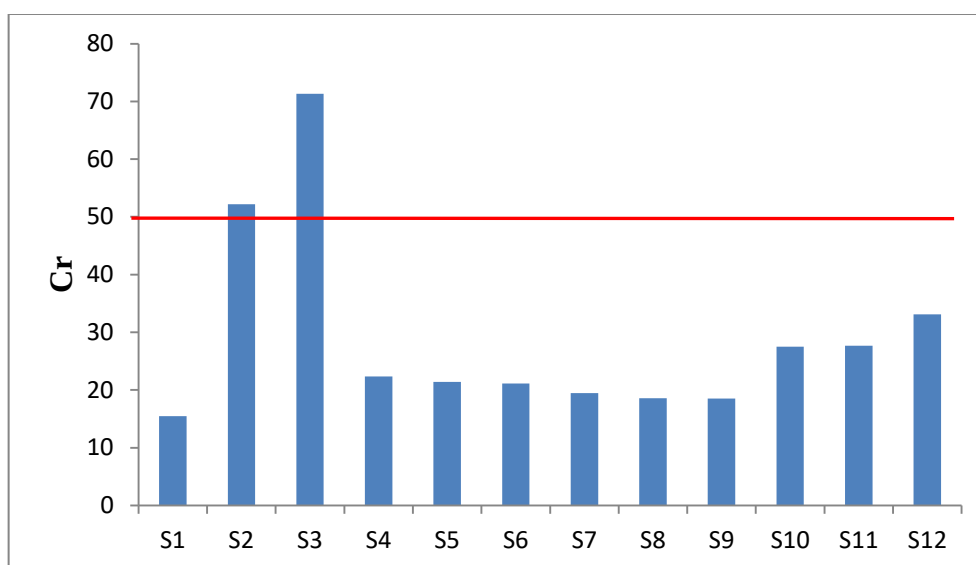
جدول (۴-۱۰) غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب مورد مطالعه

Station	Fe (mg/l)	Al (mg/l)	Mn (mg/l)	Pb (µg/l)	Cu (µg/l)	Cr (µg/l)
S1	1.329	5.773	0.502	27.211	21.548	15.466
S2	0.780	11.709	0.187	38.585	18.202	52.183
S3	1.341	12.663	0.035	1.460	16.334	71.349
S4	1.553	5.401	0.247	7.023	12.928	22.347
S5	0.724	4.190	0.169	14.690	23.040	21.383
S6	0.694	4.202	0.254	15.860	21.950	21.124
S7	0.748	4.865	0.215	16.130	19.255	19.441
S8	0.678	5.011	0.301	16.097	13.922	18.559
S9	4.032	7.249	0.269	3.585	29.713	18.505
S10	4.224	8.263	0.487	7.050	16.052	27.525
S11	4.821	10.297	0.452	8.019	16.983	27.688
S12	4.983	10.405	0.440	5.132	16.210	33.122
WHO (2011)	0.3	0.2	0.4	10	2000	50

۴-۶-۱- کروم (Cr)

ژئوشیمی کروم به علت تبدیل آسان آن از یک حالت اکسیداسیون به حالت دیگر پیچیده است. وابستگی ژئوشیمیایی کروم با آهن و منگنز با توجه به غلظت بالای آن در نودل‌های فرو منگنز رسوبات دریایی و خاک‌های با غلظت بالای آهن به خوبی قابل مشاهده است (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). ورود کروم شش ظرفیتی از طریق طریق استنشاق آن به بدن، به عنوان یکی از عوامل سرطان‌زا تشخیص داده شده است ولی سرطان‌زا بودن آن از طریق گوارش هنوز اثبات نشده (Linios et al., 2011). به طور کلی تحرک کروم در pH بین ۶ تا ۸ بسیار پایین بوده و جذب کانی-های رسی و مواد آلی می‌شود، در نتیجه به دلیل افزایش میزان مواد آلی در محدوده شهر گنبد کاووس کاووس غلظت این فلز کمی پایین‌تر از سایر نقاط است. به طور کلی Cr^{6+} تحرک بسیار بالاتری نسبت به Cr^{3+} دارد و این تحرک در شرایط بسیار اسیدی یا بسیار قلیایی به شدت افزایش

می‌یابد (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007)، که با توجه به pH نمونه‌های مورد مطالعه (بین ۷/۴ تا ۸) انتظار غلظت بالایی از کروم نمی‌رود. مطابق شکل (۴-۳۴) غلظت کروم در نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود بین ۱۵/۴۶ تا ۷۱/۳۴ میکروگرم در لیتر متغیر است. حد مجاز کروم برای آب آشامیدنی توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۵۰ میکروگرم در لیتر تعیین شده، که با توجه به این استاندارد مقدار کروم در ایستگاه‌های S۲ و S۳ فراتر از حد مجاز است. در سایر ایستگاه‌ها تغییرات غلظت کروم چندان قابل توجه نبوده و اغلب نزدیک به مقدار میانگین است.

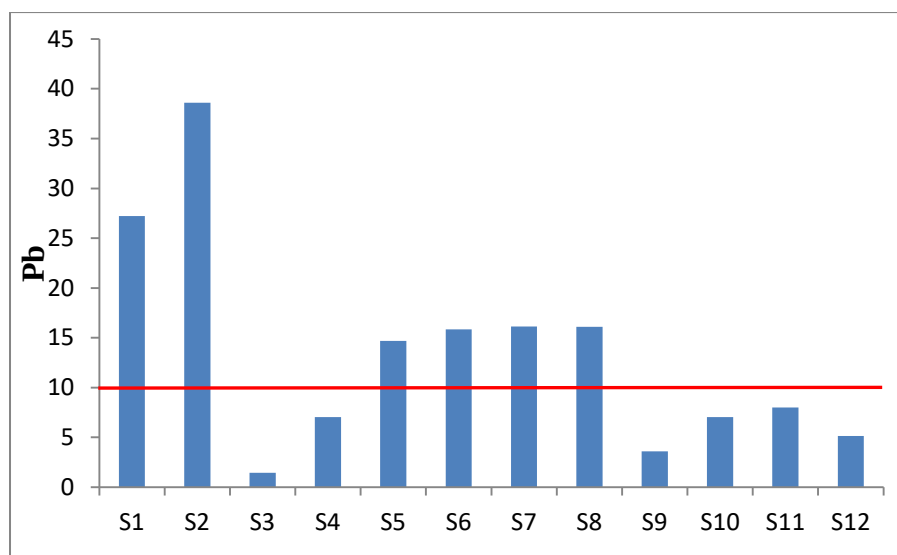


شکل (۴-۳۳) غلظت کروم (میکروگرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۶-۲- سرب (Pb)

سرب یکی از آلاینده‌های شناخته شده است که رقبای کمی به عنوان یک آلاینده مقاوم دارد و اثرات مخربی بر انسان، جانوران و گیاهان و اکوسیستم دارد. با این حال این عنصر در صنعت فلز مفیدی است که از آن در تولید باتری، لحیم و آلیاژها به طور گسترده استفاده می‌شود. این فلز به طور عمده در طبیعت به شکل Pb^{2+} وجود دارد و ترکیبات آن اغلب در آب نامحلول هستند، با این حال مقدار زیادی سرب در بخش‌های مختلف طبیعت به شکل $PbSO_4$ و $PbCO_3$ وجود دارد (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). سرب به مقدار ناچیزی در آب تصفیه شده در اثر انحلال کانی‌ها (منابع طبیعی) وجود دارد. رفتار این فلز در سیستم‌های آبی به شدت پیچیده و در آب‌های سطحی به طور

عمده به pH و مقدار نمک‌های محلول بستگی دارد. فاکتورهای دیگری از قبیل از قبیل منابع آلاینده، مقدار سرب رسوبات، دما، نوع و میزان مواد آلی از عوامل تاثیر گذار بر مقدار سرب در آب هستند (Maduka Ignatius et al., 2012). حداکثر غلظت مجاز اعلام شده سرب در آب آشامیدنی توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۱۰ میکرو گرم در لیتر است. بر اساس این استاندارد میزان سرب در ۶ ایستگاه (S1، S2 و S5 تا S8) فراتر از حد مجاز اعلام شده است. مشاهده بالاترین مقدار این فلز در ایستگاه S2، می‌تواند به علت غلظت بالای نمک‌های محلول در آب و همچنین غلظت بالای SO_4^{2-} در بالا دست رودخانه و قبل از اتصال شاخه فرعی قلی تپه باشد که شرایط را برای انحلال سرب فراهم می‌کند. در محدوده شهر گنبد کاووس نیز به علت تخلیه پساب‌های این شهر به رودخانه، افزایش غلظت سرب مشاهده می‌شود.

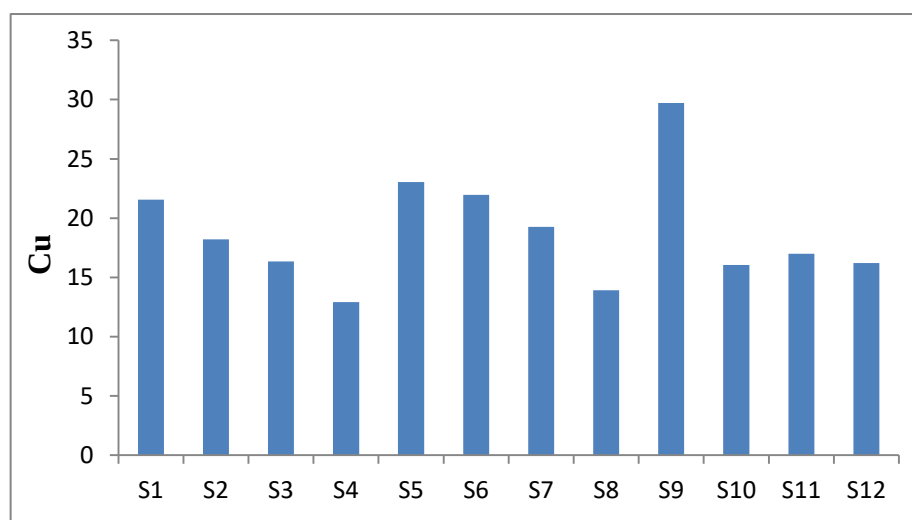


شکل (۴-۳۴) تغییرات غلظت سرب (میکروگرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۶-۳- مس (Cu)

مس هم یک آلاینده آب و هم یک عنصر ضروری برای انسان است. غلظت مس در آب توسط عواملی از قبیل pH، دما، سختی و تراکم مواد معلق کنترل می‌شود. غلظت مس در آب در تعادلی پویا با مقدار آن در رسوبات سطحی قرار دارد. به طور کلی محتوای مس در رسوبات سطحی یا در ارتباط با کانی‌ها است و یا مس با پیوندی قوی به مواد آلی متصل است (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007).

سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) غلظت مجاز مس برای آب آشامیدنی را ۲ میلی گرم بر لیتر عنوان نموده، که با توجه به این مقدار غلظت مس در نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده مجاز قرار دارد. بالاترین غلظت این فلز در ایستگاه S۹ مشاهده می‌شود که می‌تواند تحت تاثیر غلظت بالای این فلز در شاخه فرعی چهل چای باشد. با ورود رودخانه به محدوده شهر گنبد کاووس و تخلیه پساب‌های این شهر به رودخانه، غلظت مس کمی افزایش نشان می‌دهد که با طی مسیر و احتمالاً به علت غلظت بالای مواد آلی در پساب‌ها، رسوب کرده و تا قبل از اتصال شاخه فرعی چهل چای به تدریج کاهش می‌یابد.

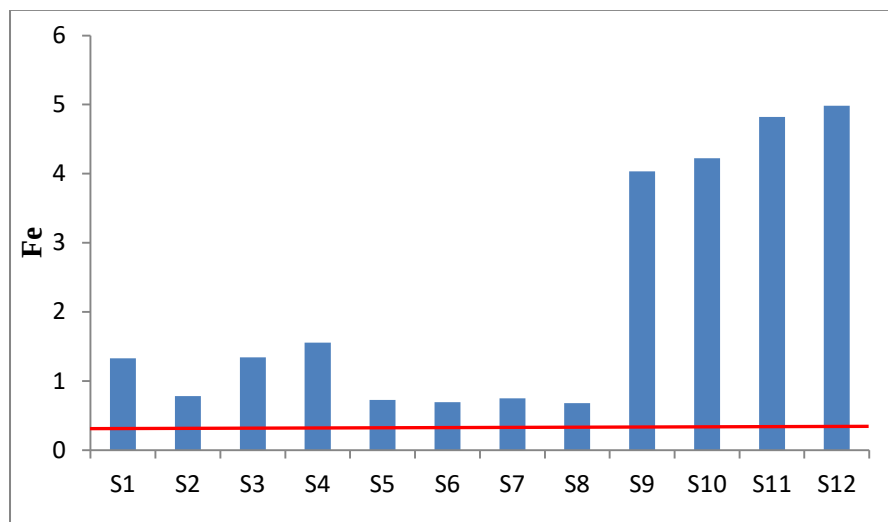


شکل (۴-۳۵) تغییرات غلظت مس (میکروگرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۶-۴- آهن (Fe)

آهن مهم‌ترین فلز موجود در لیتوسفر و یکی از تشکیل دهنده‌های اصلی آن است. رفتار و شیمی آهن در آب بسیار پیچیده بوده و توسط چندین عامل که مهمترین آنها پتانسیل اکسیداسیون-احیا است کنترل می‌شود. فرم غالب آهن در آب کلوئیدها هستند و اغلب در شرایط اکسیداسیون رسوب می‌کند (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). با توجه به این که آهن یکی از مواد مغذی ضروری برای انسان است و مشکل جدی برای سلامتی انسان ایجاد نمی‌کند حد مجاز برای آن اعلام نشده است، با این حال با توجه به این که غلظت بالای آن باعث تغییر در مزه و ظاهر آب می‌شود مقدار ۰/۳ میلی گرم بر لیتر را به عنوان حد مطلوب پیشنهاد کرده است (WHO, 2011). غلظت آهن

در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۰/۶۷۸ تا ۴/۹۸۳ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. غلظت آهن در رودخانه گرگانرود و پس از اتصال شاخه فرعی چهل چای به طور ناگهانی افزایش پیدا می‌کند که می‌تواند به علت غلظت بالای آن در این شاخه فرعی باشد و پس از آن نیز به تدریج افزایش می‌یابد.

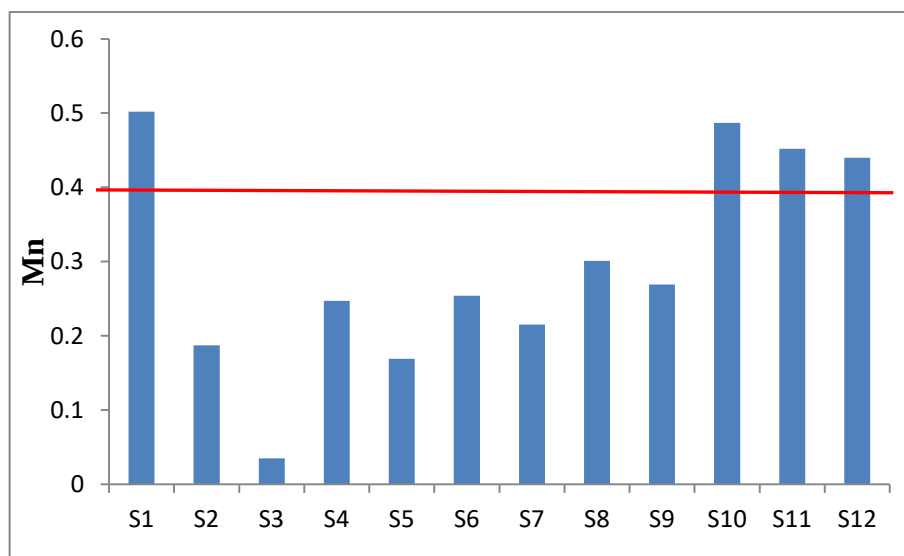


شکل (۴-۳۶) تغییرات غلظت آهن (میلی‌گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۵-۶- منگنز (Mn)

منگنز یکی از فراوان‌ترین فلزات در پوسته زمین است و رخداد آن اغلب همراه با آهن است. این فلز به لحاظ ژئوشیمیایی رابطه بسیار نزدیکی با آهن دارد و در محیط‌های مختلف چرخه آهن را دنبال می‌کند. منگنز در محیط خشکی نسبتاً آسان متحرک می‌شود. با این حال مقدار آن در رسوبات و مواد معلق بیشتر از آب است. منگنز به طور طبیعی در بسیاری از منابع آب سطحی و زیر زمینی، به ویژه در محیط‌های احيایی و یا با اکسیژن پایین حضور دارد (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). منگنز یکی از عناصر ضروری برای انسان و حیوانات است. با این حال غلظت بالای آن باعث تأثیرات منفی بر روی سیستم عصبی می‌شود. اصلی‌ترین بیماری مرتبط با سمیت منگنز پارکینسون بوده که اغلب از طریق استنشاق باعث ایجاد این بیماری می‌شود (Kumasaka et al., 2014). منگنز در اغلب آب‌های آشامیدنی در غلظت‌های مضر برای انسان مشاهده نمی‌شود، به همین دلیل سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) استاندارد برای آن معرفی نکرده است و تنها مقدار ۰/۴ میلی‌گرم بر لیتر را

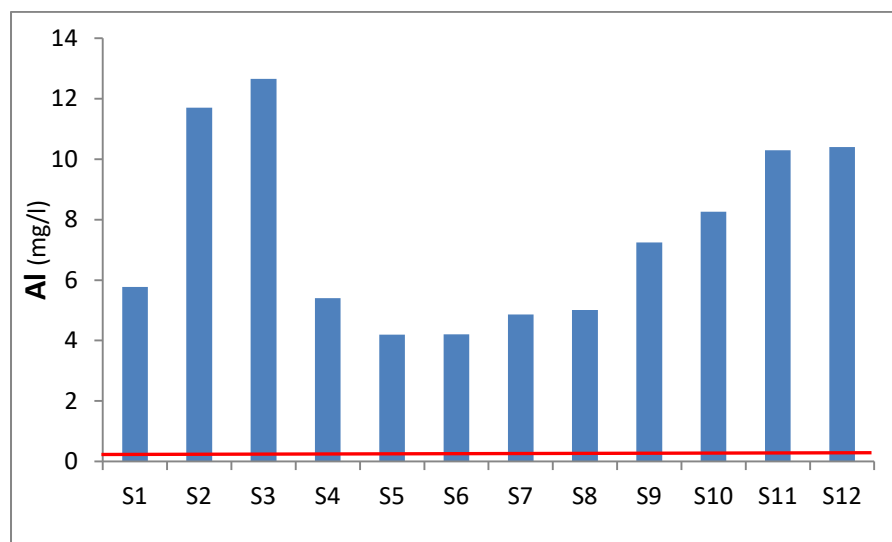
به عنوان حد مطلوب در نظر گرفته است. بر اساس این استاندارد در ۴ ایستگاه (S1، S10 تا S12) مقدار منگنز فراتر از حد مطلوب است.



شکل (۴-۳۷) تغییرات غلظت منگنز (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۶-۶- آلومینیم (Al)

آلومینیم در محیط اغلب در حالت اکسیداسیون (Al^{3+}) حاضر می‌شود و تحرک خیلی کمی دارد. با این حال در محیط‌های اسیدی انحلال‌پذیری آن افزایش پیدا می‌کند و برای گونه‌های خشکی و آبی سمی می‌شود. غلظت آلومینیم در آب به عوامل مختلفی از قبیل pH، کربن آلی حل شده (DOC)، مقدار فلور، سولفات، فسفات، سیلیکات و مواد معلق بستگی دارد (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). سازمان بهداشت جهانی حد مجاز برای غلظت آلومینیم اعلام نکرده، ولی مقدار قابل قبول آن را در قوانین ثانویه آب آشامیدنی ۵۰ تا ۲۰۰ میکروگرم در لیتر اعلام نموده است. غلظت آلومینیم در نمونه‌های آب برداشت شده از رودخانه گرگانرود بین ۴/۱۹۰ تا ۱۲/۶۶۳ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. بالاترین مقدار مشاهده شده مربوط به ایستگاه S3 است که می‌تواند به دلیل غلظت بالای آن در شاخه فرعی قلی تپه باشد. علت کاهش آلومینیم در نمونه‌های آب در محدوده شهر گنبد کاووس می‌تواند به غلظت بالای مواد آلی در این قسمت از رودخانه باشد. پس از اتصال شاخه فرعی چهل چای غلظت آلومینیم افزایش دوباره نشان می‌دهد.



شکل (۴-۳۸) تغییرات غلظت آلومینیم (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۶-۷- گونه‌های عناصر در آب رودخانه گرگانرود

سمیت و زیست‌دسترس‌پذیری عناصر به گونه‌های فیزیکوشیمیایی آن وابسته است (Kikuchi et al., 2009). به طور کلی 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 (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007).

در این پژوهش از نرم افزار PHREEQC، به منظور تعیین گونه‌های فلزی موجود در آب رودخانه گرگانرود استفاده شد. داده‌های ورودی به نرم افزار شامل pH، دما، غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و غلظت عناصر مورد مطالعه است. در جدول (۴-۱۱) گونه‌های غالب عناصر مورد مطالعه ارائه شده است. نتایج بیانگر این هستند که در بین گونه‌های سرب، بیشترین فعالیت مربوط به گونه‌های کربناتی (PbCO_3 - PbHCO_3^+) می‌باشد. حضور گونه‌های کربناتی، حضور گونه‌های فلزی را در آب به غلظت-های پایین محدود می‌کند که با غلظت نسبتاً پایین این فلز در آب مطابقت دارد. در آب‌های سطحی مس بیشتر به صورت Cu^{2+} ، $\text{Cu}(\text{OH})^+$ و SuSO_4 حضور دارد (Kabata Pendias and Mukherjee, 2007). مس دو ظرفیتی (Cu^{2+}) و $\text{Cu}(\text{OH})^+$ جزء سمی‌ترین گونه‌های مس هستند. در نمونه‌های

مربوط به گرگانرود نیز مس به صورت Cu^{2+} بیشترین فعالیت را دارد. به طور کلی بیشترین فعالیت مس در این نمونه‌ها مربوط به گونه‌های با بار مثبت است، به همین دلیل مقدار زیادی از مس جذب رسوبات می‌شود. بیشترین فعالیت آهن به شکل $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ و پس از آن $\text{Fe}(\text{OH})_3$ است. آهن عنصری ضروری برای انسان است و در آب سمیتی ایجاد نمی‌کند و بیشترین فعالیت آن در نمونه‌های مورد مطالعه به شکل سه ظرفیتی است. در pH بالاتر از ۷ آلومینیم اغلب به شکل $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ حضور دارد، که در نمونه‌های مربوط به رودخانه گرگانرود نیز این گونه غالب است. فعالیت بالای آلومینیم با غلظت بالای آن در نمونه‌ها مطابقت داشته و بیشترین فعالیت مربوط به گونه‌های $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ، $\text{Al}(\text{OH})_3$ و $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ است. بیشترین فعالیت کروم نیز مربوط به $\text{Cr}(\text{OH})_3$ و $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$ است، بنابراین در نمونه‌های مورد مطالعه گونه‌های سه ظرفیتی کروم که سمیت کمتری نسبت به کروم شش ظرفیتی دارند، غالب هستند.

۴-۶-۸- شاخص فلزی (MI)

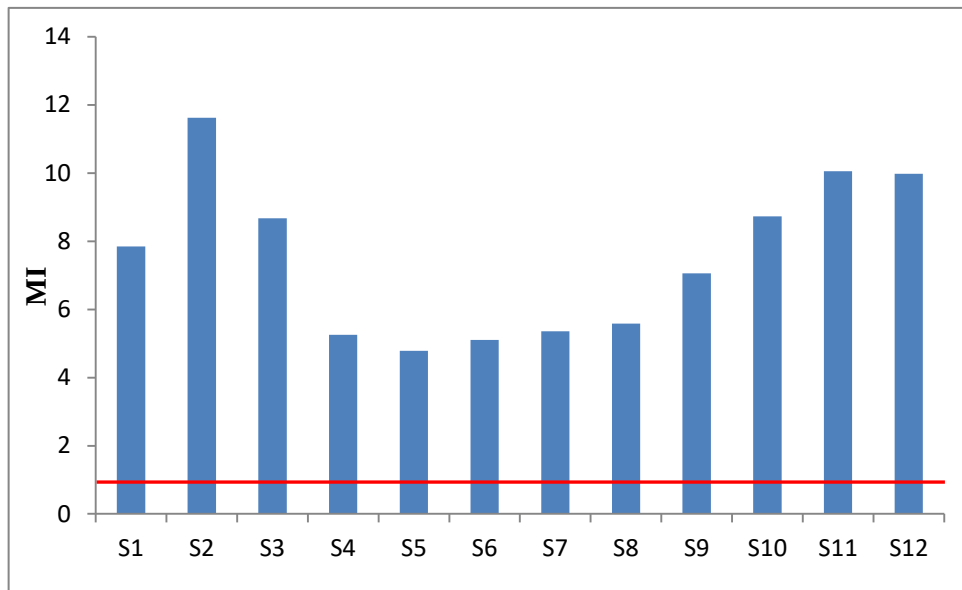
از این شاخص برای ارزیابی آلودگی آب رودخانه گرگانرود به فلزات سنگین استفاده شد. شاخص فلزی از رابطه (۴-۸) محاسبه می‌شود (Caruso et al, 2012):

$$\text{MI} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_0} \right) \quad \text{رابطه (۴-۸)}$$

در این رابطه MI شاخص فلزی، C_i غلظت اندازه‌گیری شده عنصر i ام و C_0 غلظت مجاز بر طبق استاندارد مورد نظر می‌باشد. در این پژوهش از استاندارد سازمان جهانی بهداشت (WHO, 2011) استفاده شد. اگر مقدار این شاخص بیشتر از ۱ باشد نمونه نسبت به فلزات آلوده و اگر کمتر باشد غیر آلوده خواهد بود. شکل (۴-۳۷) شاخص فلزی نمونه‌های آب مورد مطالعه را نشان می‌دهد. براساس این شاخص تمام طول رودخانه در مقطع مورد مطالعه از نظر غلظت فلزات آلوده بوده و بیشترین مقدار این شاخص در ایستگاه S۲ (قبل از اتصال سر شاخه قلی تپه) مشاهده می‌شود.

جدول (۱۱-۴) گونه‌های غالب عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های آب مورد مطالعه

گونه‌ها	فعالیت (Activity)	گونه‌ها	فعالیت (Activity)
Cr		Pb	
Cr(OH) ₃	0.0000001564	PbCO ₃	0.0000000004652
Cr(OH) ₂ ⁺	0.00000001237	PbHCO ₃ ⁺	0.0000000001035
Cr(OH) ²⁺	0.00000008412	Pb ²⁺	0.00000000003761
CrOHSO ₄	0.000000006542	PbSO ₄	0.00000000003728
Cr(O) ₂ ⁻	0.0000000008541	PbCl ⁺	0.000000000007332
Cr(OH) ₄ ⁻	0.00000000006541	PbOH ⁺	0.000000000004081
Al		Pb(CO ₃) ₂ ²⁻	0.000000000008319
Al(OH) ₄ ⁻	0.00002836	Fe	
Al(OH) ₂ ⁺	0.000008364	Fe(OH) ₂ ⁺	0.000001469
Al(OH) ₃	0.000003016	Fe(OH) ₃	0.0000006587
AlOH ²⁺	0.0000005041	Fe ²⁺	0.00000001190
AlSO ₄ ⁺	0.00000008828	FeHCO ₃ ⁺	0.000000004120
Al ³⁺	0.00000001821	FeSO ₄	0.000000003062
Al(SO ₄) ₂ ²⁻	0.000000004681	Fe(OH) ₄ ⁻	0.000000002168
Cu		FeOH ²⁺	0.000000001200
Cu ²⁺	0.000000009099	FeCO ₃	0.0000000002031
Cu(OH) ₂	0.000000005890	FeCl ⁻	0.0000000002031
CuSO ₄	0.000000003040	FeOH ⁺	0.00000000009360
CuOH ⁺	0.0000000005065	FeSO ₄ ⁺	0.000000000009585
Cu ⁺	0.0000000000004318	Fe ³⁺	0.0000000000006294
		Mn	
		Mn ²⁺	0.00000002563
		MnHCO ₃ ⁺	0.000000007912
		MnSO ₄	0.000000006542
		MnCO ₃	0.000000001449
		MnCl ⁺	0.0000000006680



شکل (۳۹-۴) تغییرات شاخص فلزی در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۶-۹- شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)

در سال‌های اخیر با توسعه و استفاده از شاخص آلودگی فلزات سنگین، توجه بیشتری به ارزیابی آلودگی ناشی از حضور فلزات بالقوه سمی در آب‌های سطحی و زیر زمینی شده است. این شاخص از رابطه (۹-۴) محاسبه می‌شود:

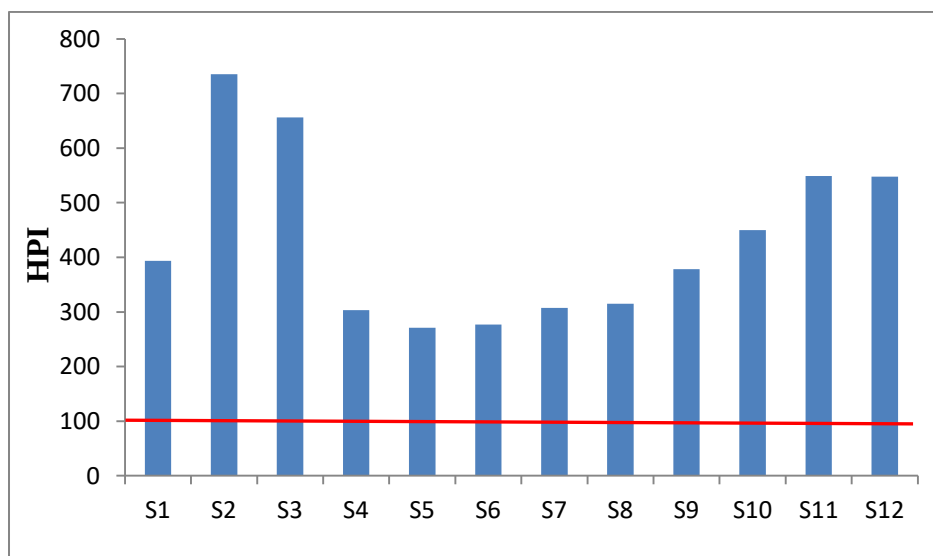
$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{رابطه (۹-۴)}$$

در این رابطه W_i واحد وزنی پارامتر I_i ، و n تعداد پارامترها است. شاخص فرعی Q_i نیز از رابطه (۹-۴) تعیین می‌شود:

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{\{M_i(-)I_i\}}{(S_i - I_i)} \times 100 \quad \text{رابطه (۱۰-۴)}$$

در رابطه فوق (۱۰-۴) M_i مقدار مشاهده شده پارامتر I_i ، S_i مقدار استاندارد مربوط به پارامتر I_i و I_i مقدار ایده‌آل برای پارامتر I_i می‌باشد. حد بحرانی HPI برای آب آشامیدنی ۱۰۰ می‌باشد. با توجه به شکل (۳۸-۴) شاخص آلودگی فلزات سنگین در تمام طول رودخانه گرگانرود بالاتر از حد بحرانی بوده و نمونه‌ها دارای آلودگی فلزی هستند، به گونه‌ای که کمترین مقدار HPI، ۲۷۰/۸ و مربوط به ایستگاه S۵ است که می‌تواند به حضور بالای مواد آلی مربوط باشد که از طریق پساب‌های شهری به رودخانه

تخلیه شده‌اند. بالاترین مقدار این شاخص نیز در ایستگاه S۲ بدست آمد که می‌توان آن را به غلظت بالای یون‌های SO_4^{2-} و Cl^- در آب نسبت داد.



شکل (۴-۴) تغییرات شاخص آلودگی فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه

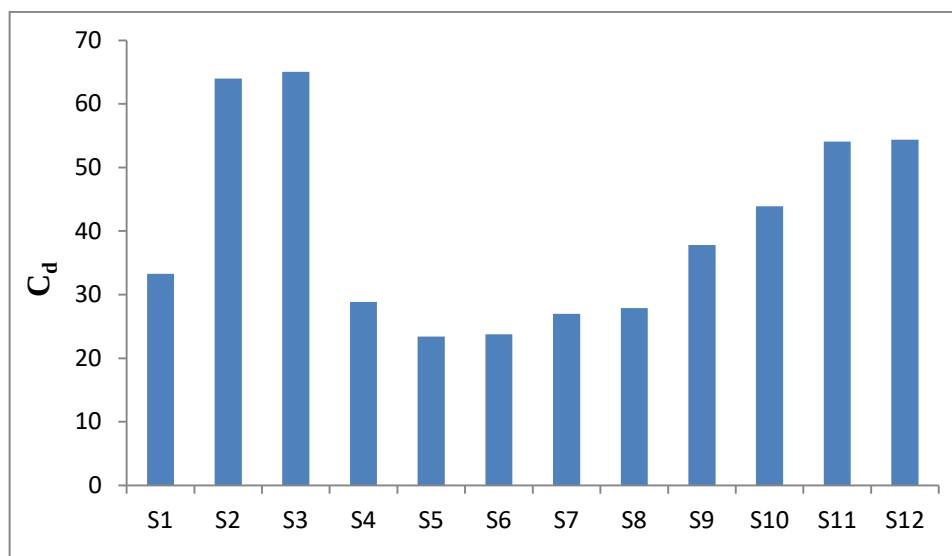
۴-۶-۱۰- درجه آلودگی (C_d)

برای ارزیابی سطح آلودگی فلزی نمونه‌های آب، ضریب آلودگی (C_f) در مورد هر فلز و درجه آلودگی (C_d) برای هر ایستگاه محاسبه شد. درجه آلودگی و ضریب آلودگی از طریق روابط زیر محاسبه می‌شوند (Dehghan Madseh et al., 2008):

$$C_f = \frac{C_i}{C_{pi}} \quad \text{رابطه (۴-۱۱)}$$

$$C_d = \sum_{i=0}^n C_f \quad \text{رابطه (۴-۱۲)}$$

در این روابط C_i مقدار مشاهده شده و C_{pi} حد مجاز مربوط به پارامتر نام می‌باشد. بر اساس رده‌بندی صورت گرفته توسط این شاخص (جدول ۴-۱۲)، نمونه‌های برداشت شده از رودخانه گرگانرود دارای درجه آلودگی قابل ملاحظه (۳۳ درصد نمونه‌ها) و درجه آلودگی خیلی بالا (۶۷ درصد نمونه‌ها) هستند.



شکل (۴-۴۱) تغییرات شاخص درجه آلودگی در نمونه‌های آب مورد مطالعه

جدول (۴-۱۲) رده‌بندی کیفی آب براساس درجه آلودگی عناصر بالقوه سمی

درجه آلودگی	رده	نمونه‌های مورد مطالعه	درصد نمونه‌ها
کم	$C_d < 7$	-	-
متوسط	$7 < C_d < 14$	-	-
بالا	$14 < C_d < 28$	S۵ تا S۸	۳۳ درصد
خیلی بالا	$C_d > 28$	سایر نمونه‌ها	۶۷ درصد

۴-۷- آلودگی بیولوژیکی رودخانه گرگانرود

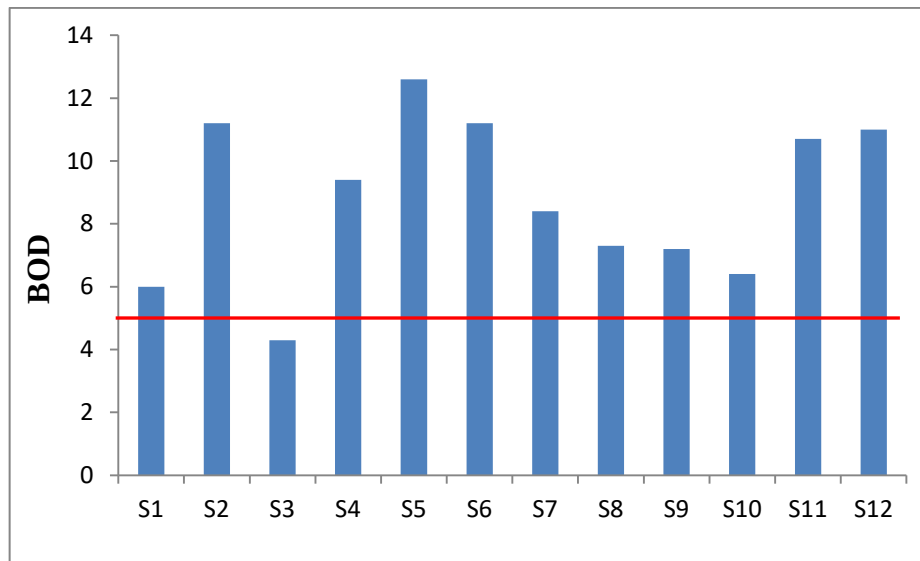
پارامترهایی که تحت عنوان ارزیابی بیولوژیکی در این مطالعه مورد ارزیابی قرار گرفتند شامل اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، اکسیژن حل شده (DO)، باکتری کلی فرم کل (TC) و کلی فرم مدفوعی (FC) هستند. BOD و کلی فرم مدفوعی مهم‌ترین پارامترها برای ارزیابی کیفیت و میزان آلودگی رودخانه‌ها هستند (Phu, 2014; Bhat and Danek, 2012). در جدول (۴-۱۳) مقادیر مربوط به هر یک از پارامترهای BOD، COD و DO که در ارتباط با میزان اکسیژن نمونه‌های آب هستند ارایه شده است.

جدول (۴-۱۳) مقادیر پارامترهای BOD, COD و DO در نمونه‌های آب مورد مطالعه

ایستگاه	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	DO (mg/l)
S1	6.0	11	6.5
S2	11.2	27	6.9
S3	4.3	6	6.3
S4	9.4	20	6.4
S5	12.6	32	5.6
S6	11.2	27	5.1
S7	8.4	18	4.3
S8	7.3	13	4.2
S9	7.2	10	6.3
S10	6.4	9	6.2
S11	10.7	16	6.6
S12	11.0	21	6.4

۴-۷-۱- اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)

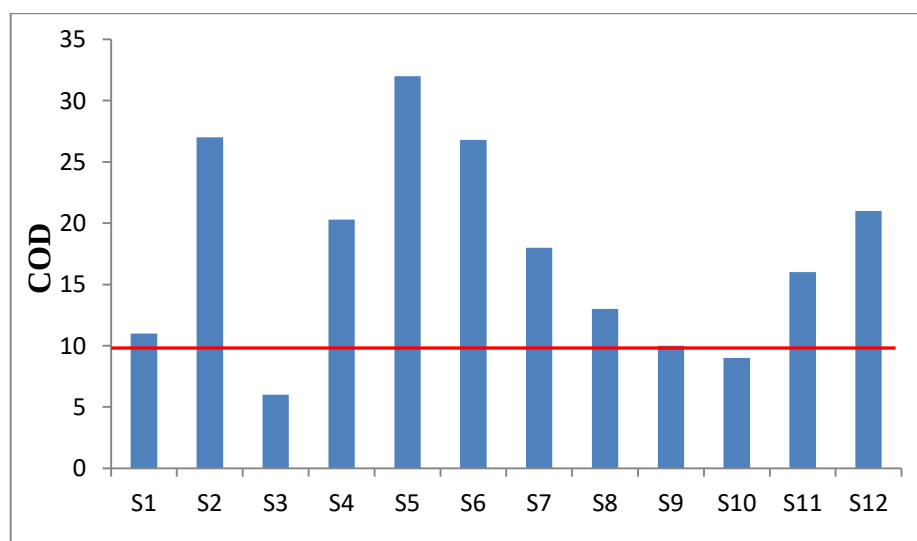
مطابق شکل (۴-۴۰) مقدار BOD نمونه‌های مورد مطالعه بین ۴/۳ تا ۱۲/۶ (میانگین ۸/۸) میلی گرم بر لیتر متغیر است. با مقایسه این مقادیر با حداکثر مجاز ارایه شده توسط اتحادیه اروپا برای آب رودخانه‌ها، (حداکثر مقدار ۵ میلی گرم بر لیتر) (Magara, 2010)، تمام نمونه‌های مورد مطالعه (غیر از نمونه S۳) دارای BOD فراتر از حد مجاز هستند. بالاترین مقدار BOD اندازه‌گیری شده مربوط به ایستگاه S۵ است که تحت تاثیر تخلیه پساب‌های خانگی تخلیه شده به رودخانه است. در انتهای مسیر نیز به دلیل ورود آب‌های برگشتی از زمین‌های کشاورزی و همچنین تخلیه فاضلاب‌های روستای بی‌بی شیروان BOD افزایش یافته است.



شکل (۴-۴۲) تغییرات میزان BOD (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۷-۲- اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)

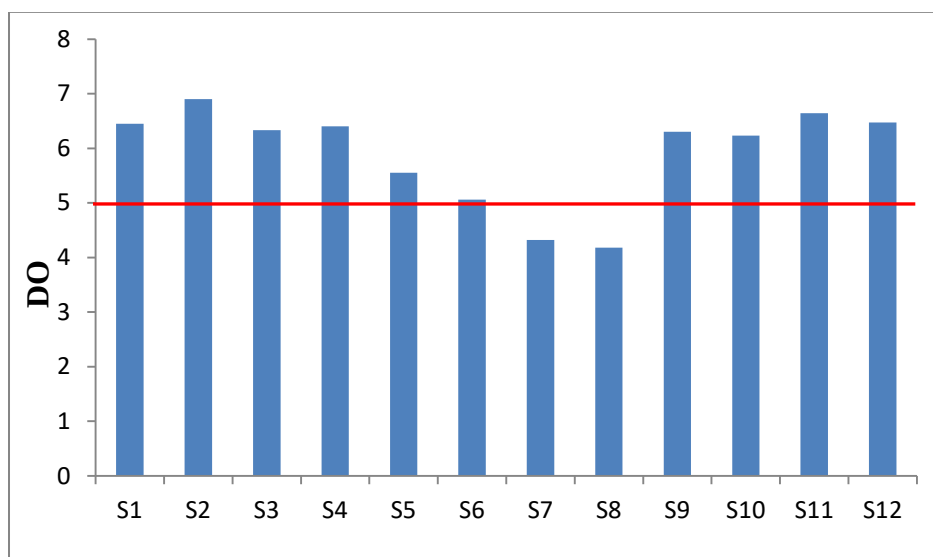
مطابق شکل (۴-۴۱) مقدار COD نمونه‌های رودخانه گرگانرود بین ۶ تا ۳۲ (میانگین ۱۷/۵) میلی-گرم بر لیتر متغیر هستند. با توجه به میزان مجاز ۱۰ میلی گرم اعلام شده توسط اتحادیه اروپا برای رودخانه‌های دارای حیات آبی (Magara, 2010)، تنها ۲ نمونه آب برداشت شده (۱۷ درصد نمونه‌ها) از رودخانه گرگانرود در محدوده مجاز قرار دارند و سایر نمونه‌ها دارای مقادیر COD بیش از این مقدار هستند. کمترین مقدار مربوط به نمونه S۳ (پس از شاخه فرعی قلی تپه) و بیشترین مقدار مربوط به ایستگاه S۵ و ناشی از تخلیه پساب‌های شهر گنبد کاووس است.



شکل (۴-۴۳) تغییرات میزان COD (میلی گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۷-۳- اکسیژن حل شده (DO)

در اکثر استانداردهای رایج شده، میزان اکسیژن حل شده مطلوب برای اکوسیستم‌های آبی ۵ میلی-گرم بر لیتر، عنوان شده است و اغلب آبریان در مقادیر کمتر از این میزان برای ادامه حیات دچار مشکل می‌شوند. اگر میزان اکسیژن محلول کمتر از ۳ میلی-گرم بر لیتر شود، بیانگر آلودگی شدید آب و تاثیر فعالیت‌های انسانی بر منابع آبی است (Jong et al., 2015). براساس شکل (۴-۴۵) اکسیژن حل شده در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۴/۱۸ تا ۶/۹ (میانگین ۵/۹) میلی-گرم بر لیتر متغیر است. با ورود رودخانه گرگانرود به محدوده شهر گنبد کاووس غلظت اکسیژن محلول اندکی کاهش پیدا می‌کند و پس از خروج از شهر و همزمان اتصال شاخه فرعی چهل چای مقدار آن افزایش می‌یابد. کاهش غلظت اکسیژن محلول در آب رودخانه گرگانرود در داخل شهر ناشی از تخلیه پساب توسط خروجی‌های متعدد و متعاقب آن افزایش مقدار مواد آلی در رودخانه است، که باعث افزایش نرخ تجزیه شیمیایی و زیستی می‌شود.



شکل (۴-۴۴) تغییرات میزان اکسیژن حل شده (میلی‌گرم بر لیتر) در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۷-۴- باکتری‌های کلی‌فرم کل و مدفوعی

کلی‌فرم‌ها باکتری‌هایی هستند که همیشه در مجرای گوارشی حیوانات و انسان حضور دارند و در زباله‌ها و همچنین در گیاهان و مواد روغنی نیز یافت می‌شوند. از پایه‌ای و اساسی‌ترین آزمایش‌های

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

تعیین آلودگی باکتریایی منابع آب و حتی غذا، آزمایش شمارش کلی فرم‌ها می‌باشد که توسط سازمان بهداشت جهانی در سال ۱۹۱۴ برای خانواده انتروباکتریاسه برگزیده شد (WHO, 2011). تمامی نمونه‌های آب برداشت شده از رودخانه گرگانرود بر اساس مقدار کلی فرم و کلی فرم مدفوعی دارای آلودگی میکروبی هستند. با توجه به بالا بودن مقدار آلودگی، مقادیر اعلام شده همگی عدد بیشتر از ۱۱۰۰ را نشان می‌دهند (جدول ۴-۱۴)، به همین جهت تعیین تغییرات شدت آلودگی در طول مسیر مقدور نمی‌باشد.

۴-۸- ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود با استفاده از شاخص‌های کیفیت آب (WQI)

شاخص‌های کیفی آب (WQI) عدد منفردی بوده که با تلفیق اندازه‌گیری پارامترهای کیفی آب (از قبیل اکسیژن حل شده، نیتрат، فسفات، آمونیاک، کلر، سختی، فلزات و pH) کیفیت آب را بیان می‌کند. اغلب امتیاز بالاتر به کیفیت بهتر آب و امتیاز پایین‌تر به کیفیت نازل‌تر آب اشاره می‌کند.

جدول (۴-۱۴) نتایج ارزیابی باکتریولوژی در نمونه‌های آب مورد مطالعه

ایستگاه	نتیجه میکروبیولوژی	کلی فرم مدفوعی	کلی فرم کل
S1	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	1100	1100
S2	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S3	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S4	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S5	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S6	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S7	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S8	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S9	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S10	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S11	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100
S12	دارای آلودگی کلی فرمی و کلی فرم مدفوعی	>1100	>1100

این شاخص‌ها روشی ساده و مختصر جهت بیان کیفیت پیکره‌های آبی برای کاربردهای مختلف از قبیل مقاصد تفریحی، شنا، آشامیدن، آبیاری، ماهیگیری و سایر کاربردها ارائه می‌کنند (Lumb et al., 2011). اهمیت شاخص‌های کیفی در بیان کیفیت منابع آبی از مدت‌ها پیش شناخته شده و با فرمول‌ها و مدل‌های مختلف نشان داده شده است. شاخص‌های متعددی از سال ۱۹۶۵ تاکنون جهت بیان کیفیت آب مطرح گردیده‌اند. اولین شاخص از این نوع شاخص هورتون (Horton, 1965) است که در آن با استفاده از هشت پارامتر، کیفیت آب تعیین می‌شود. پس از آن شاخص‌های متعددی برای بیان کیفیت آب معرفی و توسعه یافته‌اند. که از آن میان می‌توان به شاخص بنیاد ملی بهداشت آمریکا (NSFWQI)، شاخص کیفیت آب اورگان (OWQI)، شاخص کیفی آب بریتیش کلمبیا (CCMEWQI) و شاخص کیفی کبک (IQBP) اشاره نمود. در این مطالعه از شاخص‌های NSFWQI، OWQI و CCMEWQI جهت بررسی کیفیت آب رودخانه گرگانرود استفاده شد.

۴-۸-۱- NSFWQI^۱

شاخص کیفیت آب بنیاد ملی بهداشت آمریکا یکی از رایج‌ترین شاخص‌های مورد استفاده در سرتاسر جهان است. این شاخص دارای مقیاس افزایشی می‌باشد و با افزایش کیفیت، مقدار عددی آن افزایش می‌یابد. شاخص NSFWQI در ابتدا براساس رابطه (۴-۱۳) محاسبه می‌شد. ولی با توجه به این نکته که وجود یک پارامتر با مقادیر بسیار بد، می‌تواند به تنهایی باعث نامناسب بودن کیفیت آب شود، به منظور کم اثر کردن اثر پارامتر منفرد، شکل ضربی آن نیز ارایه شد، که در آن تاثیر پارامترهای با مقادیر بسیار بد اثر بیشتری بر عدد نهایی دارند. فرم ضربی این شاخص با استفاده از رابطه (۴-۱۴) محاسبه می‌شود.

$$WQI_a = \sum_{i=1}^n W_i S_i \quad \text{رابطه (۴-۱۳)}$$

$$WQI_m = \prod_{i=1}^n S_i^{W_i} \quad \text{رابطه (۴-۱۴)}$$

¹ National Sanitation Foundation Water Quality Index

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

در این روابط W_i ضریب وزنی مربوط به پارامتر Σ است که با توجه به اهمیت هر پارامتر در کیفیت آب این ضرایب تعیین می‌شود و به پارامترهایی که نقش بیشتری در تعیین کیفیت آب دارند ضرایب بالاتری اختصاص می‌یابد (جدول ۴-۱۵). مجموع تمام ضرایب وزنی (W_i) باید برابر با ۱ شود. Σ شاخص فرعی مربوط به رتبه‌بندی هر پارامتر است، که با استفاده از نمودارهای استاندارد بدست می‌آید و عددی بین ۰ تا ۱۰۰ با توجه کیفیت آب با توجه به پارامتر مربوطه به آن پارامتر اختصاص می‌یابد و به کیفیت بهتر مقادیر بالاتری اختصاص داده می‌شود (جدول ۴-۱۷). در جدول (۴-۱۶) پارامترهای مورد نیاز برای محاسبه این شاخص ارایه شده است.

با توجه به استفاده از پارامتر جامدات کل در این شاخص و عدم اندازه‌گیری آن در آزمایشگاه، مقدار جامدات کل با استفاده از رابطه‌های زیر محاسبه شد.

$$\text{Turbidity (NTU)} = 0.3645 (\text{TSS, mg/l}) + 0.0211 \quad \text{رابطه (۴-۱۵)}$$

$$\text{TS} = \text{TDS} + \text{TSS} \quad \text{رابطه (۴-۱۶)}$$

در این روابط TSS مجموع جامدات معلق، TS مجموع جامدات و TDS مجموع جامدات حل شده می‌باشند.

جدول (۴-۱۵) ضریب وزنی (W_i) مربوط به هر پارامتر

ضریب وزنی	پارامتر
۰/۱۷	اکسیژن حل شده
۰/۱۶	باکتری کلی‌فرم
۰/۱۱	pH
۰/۱۱	اکسیژن خواهی بیولوژیکی
۰/۱۰	نیتрат
۰/۱۰	فسفات
۰/۱۰	درجه حرارت آب
۰/۰۸	کدورت
۰/۰۷	جامدات کل

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

جدول (۴-۱۶) مقادیر پارامترهای مورد نیاز برای محاسبه شاخص NSFQI

ایستگاه	pH	دما	کدورت	TS (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Coliform (count/100ml)
S1	7.65	13.9	57	2681	0.9	3.63	6.45	6.0	1100
S2	7.84	15.3	29	3684	6.8	6.13	6.90	11.2	>1100
S3	8.00	14.6	51	1412	6.4	4.25	6.33	4.3	>1100
S4	7.93	15.1	52	2174	2.4	5.85	6.40	9.4	>1100
S5	7.73	15.2	19	2766	2.4	5.87	5.55	12.6	>1100
S6	7.52	15.7	17	2556	2.6	5.46	5.06	11.2	>1100
S7	7.39	15.9	15	2501	2.9	5.57	4.32	8.4	>1100
S8	7.69	16.0	16	2680	3.3	5.19	4.18	7.3	>1100
S9	7.80	14.6	385	2336	4.7	6.47	6.30	7.2	>1100
S10	7.84	14.6	407	2542	4.1	5.28	6.23	6.4	>1100
S11	7.91	14.8	420	3026	3.5	5.63	6.64	10.7	>1100
S12	7.94	14.4	455	3125	2.6	5.16	6.47	11.0	>1100

شاخص فرعی (Si) برای هر یک از نمونه‌ها با استفاده نرم‌افزار آنلاین NSFQI Calculator بدست

آمد (جدول ۴-۱۷).

جدول (۴-۱۷) مقادیر شاخص فرعی (Si) مربوط به هر نمونه

ایستگاه	pH	دما	کدورت	TS (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Coliform (count/100ml)
S1	92	33	35	20	96	18	65	51	18
S2	89	31	54	20	58	10	69	30	18
S3	84	32	38	20	59	16	62	59	18
S4	86	31	38	20	93	10	64	36	18
S5	91	30	62	20	93	10	51	26	18
S6	92	30	65	20	92	12	44	30	18
S7	93	29	67	20	91	11	34	40	18
S8	91	29	66	20	84	12	33	45	18
S9	90	32	5	20	67	9	62	45	18
S10	89	32	5	20	70	12	61	49	18
S11	87	31	5	20	80	11	69	31	18
S12	86	32	5	20	92	13	95	30	18

بر اساس مقادیر بدست آمده توسط شاخص NSFQI (شکل ۴-۴۶)، در فرم جمعی شاخص کیفیت

بین ۴۰/۹ تا ۴۹/۷ و در فرم ضربی بین ۳۳/۴ تا ۴۹/۹ متغیر است و تمامی نمونه‌های رودخانه

گرگانرود در رده کیفی بد قرار گرفتند. در این میان بهترین کیفیت متعلق به ایستگاه S۱ و بدترین

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

کیفیت مربوط به ایستگاه S۹ می‌باشد. رده‌های کیفی آب بر اساس فرم جمعی و ضربی این شاخص در جدول (۴-۱۷) قابل مشاهده است.

جدول (۴-۱۸) رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود، بر اساس شاخص NSFQI (دو فرم ضربی و جمعی)

مقادیر شاخص	رده‌بندی کیفی	نمونه‌های مورد مطالعه
۰-۲۵	خیلی بد	-
۲۶-۵۰	بد	تمامی نمونه‌ها
۵۱-۷۰	متوسط	-
۷۱-۹۰	خوب	-
۹۱-۱۰۰	خیلی خوب	-

۴-۸-۲- شاخص کیفیت آب اورگون (OWQI)

شاخص کیفیت آب اورگون به رشد فهم عمومی از مشکلات کیفی آب کمک می‌کند. توسط این شاخص، اطلاعات پیچیده به صورت یکپارچه در می‌آیند و امتیازی حاصل می‌شود که وضعیت کیفیت آب را تشریح نموده و روند تغییرات کیفی را ارزیابی می‌کند. هنگام یکپارچه سازی متغیرهای متفاوت کیفی آب برای محاسبه این شاخص، برخی اطلاعات از دست می‌رود، با این وجود درک شرایط کیفیت آب توسط عموم و سیاست‌گذاران مهمتر از اطلاعات از دست رفته می‌باشد. به عبارتی درک عمومی از شرایط کیفی منابع آب برای مدیران در جهت افزایش حمایت از تلاش‌های صورت گرفته برای بهبود وضعیت این منابع بسیار مهم‌تر می‌باشد (Cude, 2001).

از دهه ۱۹۷۰ که برای اولین بار شاخص کیفیت آب اورگون معرفی شد علوم مربوط به کیفیت آب پیشرفت قابل ملاحظه‌ای داشته‌اند، در همین راستا جهت منعکس نمودن این پیشرفت‌ها در دانش مربوط به کیفیت آب و طراحی شاخص‌ها، در سال ۱۹۹۵ شاخص کیفیت آب اورگون ارتقا پیدا کرد. شاخص ارتقا یافته اورگون به طور گسترده‌ای در سراسر جهان مورد استفاده قرار می‌گیرد. این شاخص بیشتر در برای ارزیابی آب برای کاربردهای تفریحی استفاده می‌شود. پارامترهای مورد استفاده در این شاخص عبارتند از اکسیژن حل شده، اکسیژن خواهی بیوشیمیایی، دما، pH، نیتروژن، فسفر، جامدات

حل شده کل و کلی فرم مدفوعی. در این شاخص به پارامترها ضریب وزنی اختصاص داده نشده و تمامی آنها اثر یکسانی در عدد نهایی دارند. شاخص کیفی اورگون از طریق رابطه (4-17) محاسبه می‌شود:

$$WQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{S_i^2}}} \quad \text{رابطه (4-17)}$$

که در این رابطه n تعداد پارامترها و S_i زیر شاخص پارامتر i ام است. در جدول (4-19) رده‌بندی شاخص کیفیت آب اورگون و و موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه ارایه شده است.

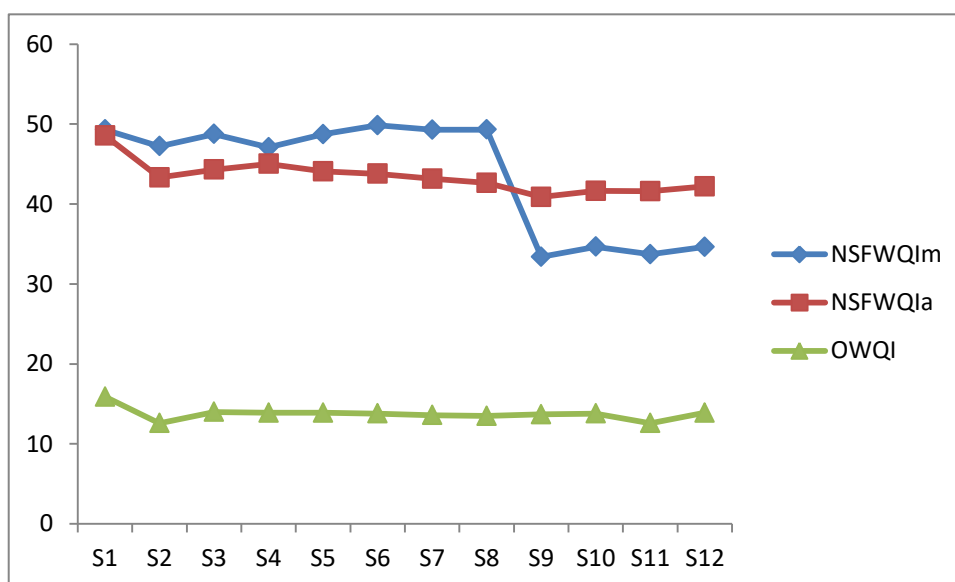
براساس این رده‌بندی تمامی نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۱۲/۶ تا ۱۵/۹ متغیر است (شکل 4-۴۵) و در رده خیلی بد قرار دارند. با توجه به نتایج به دست آمده بهترین کیفیت آب مربوط به نمونه S_{11} در پایین دست سد گلستان و بدترین نمونه متعلق به ایستگاه S_{11} می‌باشد.

با مقایسه نتایج حاصل از سه شاخص $NSFWQI_a$ ، $NSFWQI_m$ و $OWQI$ ، فرم ضربی شاخص $NSFWQI$ جهت رده‌بندی کیفیت آب این رودخانه مناسب‌تر تشخیص داده شد. با توجه به شکل (4-۴۶) رده‌بندی انجام شده توسط شاخص کیفیت آب اورگون خیلی محتاطانه بوده و مقدار کمی به کیفیت آب اختصاص داده و از بین دو فرم ضربی و جمعی شاخص $NSFWQI$ ، فرم ضربی این شاخص نتایج بهتری را ارایه کرده و تغییرات کیفی را بهتر نشان می‌دهد.

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

جدول (۴-۱۹) رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه، بر اساس شاخص OWQI

مقادیر شاخص	رده‌بندی کیفی	نمونه‌های مورد مطالعه
۵۹-۰	خیلی بد	تمامی نمونه‌ها
۷۹-۶۰	بد	-
۸۴-۸۰	متوسط	-
۸۹-۸۵	خوب	-
۱۰۰-۹۰	عالی	-



شکل (۴-۴۵) مقادیر شاخص‌های NSFWQIm، NSFWQIa و OWQI برای نمونه‌های مورد مطالعه از رودخانه گرگانرود

۴-۸-۳- شاخص کیفیت آب کانادا (CCMEWQI^۲)

شاخص کیفیت آب کانادا ابزاری برای ساده کردن گزارشات مربوط به کیفیت آب است. گزارشات قدیمی مربوط به کیفیت آب، اغلب به شکل خلاصه‌های آماری پارامترهای مجزا است. این نوع از گزارشات برای متخصصان بسیار با ارزش است، ولی اغلب برای افراد غیر متخصص قابل فهم نیست. انتظار می‌رود که شاخص کیفیت آب کانادا این کمبود را جبران کرده و خلاصه‌ای قابل فهم از مجموعه کیفیت آب و روند تغییرات آن را در اختیار افراد غیرمتخصص قرار دهد. به هنگام استفاده از

^۲ Canadian Council of Ministers for the Environment Water Quality Index

این شاخص باید محدودیت‌های آن را نیز مدنظر قرار داد. این شاخص به عنوان جایگزینی برای آنالیزهای دقیق گزارشات پایش محیط زیست نبوده و نباید به عنوان تنها ابزار برای ارزیابی و مدیریت منابع آب به کار گرفته شود. کاری که این شاخص انجام می‌دهد ارایه یک دیدگاه گسترده از شرایط محیط زیست است (Lumb et al., 2011).

این شاخص براساس ترکیب سه فاکتور شکل گرفته و محاسبه می‌شود که عبارتند از:

- ۱- اولین فاکتور تعداد متغیرهایی است که مقادیر مجاز مورد نظر را رعایت نکرده و دارای نمونه‌هایی با مقادیر بیش از حد مجاز هستند و به آن دید کلی (Scope) گفته می‌شود.
 - ۲- دومین فاکتور فراوانی (Frequency) نمونه‌هایی است که از حدود مجاز فراتر رفته‌اند.
 - ۳- فاکتور سوم بزرگی (Amplitude) یا میزان تجاوز از حدود مجاز اعمال شده است.
- شاخص کیفیت آب کانادا با استفاده از رابطه (۴-۱۸) بدست می‌آید (Lumb et al., 2006).

$$CCMEWQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right) \quad \text{رابطه (۴-۱۸)}$$

همانطور که در بالا ذکر شد این شاخص از سه بخش تشکیل شده که هر کدام از آنها توسط روابط زیر محاسبه می‌شوند:

$$F_1 = \left(\frac{\text{Number of failed variables}}{\text{Total number of variables}} \right) \times 100 \quad \text{رابطه (۴-۱۹)}$$

$$F_2 = \left(\frac{\text{Number of failed tests}}{\text{Total number of tests}} \right) \times 100 \quad \text{رابطه (۴-۲۰)}$$

$$F_3 = \left(\frac{nse}{0.01nse + 0.01} \right) \quad \text{رابطه (۴-۲۱)}$$

بخش سوم این شاخص (F_3)، خود توسط روابط زیر محاسبه می‌شود:

$$excursion_i = \left(\frac{\text{failed test value}_i}{\text{Objective}_i} \right) - 1 \quad \text{رابطه (۴-۲۲)}$$

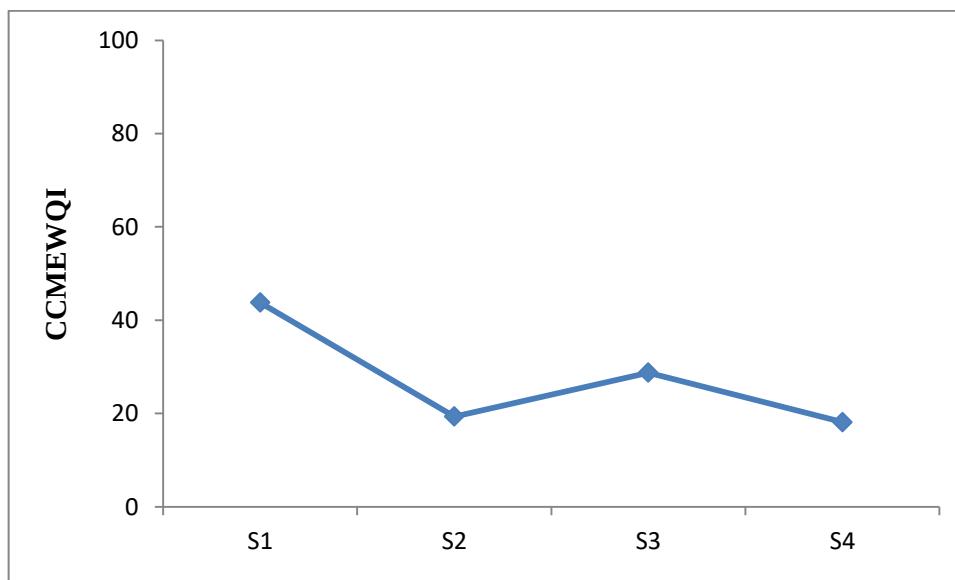
$$nse = \left(\frac{\sum_{i=1}^n excursion_i}{\# \text{ of test}} \right) \quad \text{رابطه (۴-۲۳)}$$

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

برای محاسبه این شاخص از داده‌های ایستگاه‌های هیدرومتری سازمان آب منطقه‌ای گلستان که در محدوده مورد مطالعه قرار دارند استفاده شد. تعداد این ایستگاه‌ها ۴ مورد است و پارامترهای مورد استفاده نیز شامل جامدات حل شده کل، هدایت الکتریکی، pH، Na^+ ، Cl^- ، SAR و HCO_3^- هستند. استاندارد در نظر گرفته شده نیز مقادیر اعلام شده توسط سازمان غذا و کشاورزی ایالات متحده (FAO) برای آب کشاورزی است. براساس رده‌بندی بدست آمده توسط این شاخص (جدول ۴-۱۸) تمامی نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده بد قرار می‌گیرند.

جدول (۴-۲۰) رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه، بر اساس شاخص CCMEWQI

مقادیر شاخص	رده‌بندی کیفی	نمونه‌های مورد مطالعه
۰-۴۴	بد	تمامی نمونه‌ها
۴۵-۶۴	مرزی	-
۶۵-۷۹	مناسب	-
۸۰-۹۴	خوب	-
۹۵-۱۰۰	عالی	-



شکل (۴-۴۶) مقادیر شاخص CCMEWQI برای ایستگاه‌های هیدرومتری در طول مسیر مورد مطالعه

۴-۸-۴ - شاخص سید (Said)

قرار داشتن کیفیت آب رودخانه‌ها و جویبارها در حدود استاندارد برای محافظت از منابع آب آشامیدنی، ترغیب به انجام فعالیت‌های تفریحی و فراهم نمودن محیطی مناسب برای رشد و نمو ماهی‌ها و حیات وحش ضروری به نظر می‌رسد. بر همین اساس سید و همکاران (Said et al. 2004) با مطالعه و بررسی چندین معیار موثر در محافظت از منابع آبی جهت استفاده‌های عمومی، یک شاخص کیفیت آب که وضعیت کلی کیفیت آب را نشان می‌دهد را ارایه کردند. این شاخص با اختصاص یک عدد به منابع آبی وضعیت کیفی آنها را نشان می‌دهد.

اغلب شاخص‌های کیفی موجود دارای حداقل هشت پارامتر یا بیشتر هستند که اطلاعات این تعداد پارامتر در اغلب حوضه‌های آبریز برای طولانی مدت در اختیار نیست. به همین خاطر سید و همکاران (Said et al. 2004) شاخص جدیدی را که به تعداد کمتری از متغیرها نیاز دارد بوجود آوردند که با استفاده از آن می‌توان کیفیت آب را در نقاط نمونه‌برداری مختلف با هم مقایسه نمود. این شاخص شامل متغیرهای کیفی متشکل از اکسیژن حل شده، هدایت الکتریکی، کدورت، فسفر و کلی فرم مدفوعی است، هر کدام از این متغیرها تاثیر ویژه‌ای بر استفاده‌های عمومی دارند.

شاخص سید از طریق رابطه (۴-۲۴) محاسبه می‌شود:

$$WQI = \log \left(\frac{(DO)^{1.5}}{(3.8)^{TP} (Turb)^{0.15} (15)^{Fcol/10000} + 0.14(SC)^{0.5}} \right) \quad \text{رابطه (۴-۲۴)}$$

در این رابطه DO اکسیژن حل شده بر حسب درصد اشباع، TP غلظت فسفر کل بر حسب میلی گرم بر لیتر، Turb کدورت بر حسب NTU، Fcol کلی فرم مدفوعی بر حسب تعداد در ۱۰۰ میلی لیتر و SC هدایت الکتریکی بر حسب میلی زیمنس بر سانتی متر است.

بر اساس طبقه‌بندی صورت گرفته با استفاده از شاخص سید، نمونه‌های آب مورد مطالعه همگی در رده کمتر از ۱ (جدول ۴-۱۹) قرار می‌گیرند و نیازمند کنترل مجموع بار روزانه و بهترین شیوه‌های مدیریت است. بر اساس این شاخص ایستگاه S۱ (با مقدار شاخص ۰/۲۲) دارای بهترین کیفیت و ایستگاه S۱۱ (با مقدار شاخص ۱/۱-) دارای پایین‌ترین کیفیت آب است. علت پایین بودن کیفیت آب در این ایستگاه (S۱۱) را می‌توان به بالا بودن میزان کدورت و فسفات در آن ارتباط داد.

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگانرود

جدول (۴-۲۱) رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب مورد مطالعه، بر اساس شاخص Said

مقادیر شاخص	رده‌بندی کیفی	نمونه‌های مورد مطالعه
۱-۰	TMDL و بهترین روش‌های مدیریتی	تمامی نمونه‌ها
۲-۱	TMDL	-
۳-۲	خوب	-

TMDL: Need total maximum daily loads

فصل پنجم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۵-۱- مقدمه

رودخانه گرگانرود بزرگ‌ترین و یکی از مهم‌ترین رودخانه‌های استان گلستان است. فعالیت‌های گسترده کشاورزی در اطراف این رودخانه در حال انجام است و همچنین عبور بخشی از آن از داخل شهر گنبد کاووس احتمال آلودگی رودخانه در اثر تخلیه پساب‌های شهری و آب برگشتی از زمین‌های کشاورزی را بسیار افزایش می‌دهد. این رودخانه در بستری آبرفتی و با شیب کم جریان دارد که باعث تشکیل مئاندرهای فراوانی در این بخش از آن شده است. این امر باعث می‌شود که آب زمان کافی برای برهمکنش با رسوبات بستر را داشته و انحلال و یا جذب آلاینده‌های مختلف بین آب و رسوب امکان‌پذیر باشد. هدف از این پژوهش ارزیابی کیفیت آب بخشی از رودخانه گرگانرود، در محدوده سد گلستان تا سد وشمگیر و همچنین بررسی تغییرات رخ داده در اثر فعالیت‌های انسان و عوامل طبیعی است. در این فصل نتایج بدست آمده در فصل‌های پیشین به طور خلاصه ارائه شده و در انتها پیشنهاداتی جهت تکمیل این پژوهش در آینده ارائه می‌شود.

۵-۲- ارزیابی کیفیت هیدرو شیمیایی رودخانه گرگانرود

بر اساس اندازه‌گیری و مطالعه ویژگی‌های کیفی نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود می‌توان عنوان نمود که، pH نمونه‌های آب مطالعه شده بین ۷/۳۹ تا ۸ تغییر می‌کند و بنابراین نمونه‌های آب که در محدوده قلیایی و مجاز قرار می‌گیرند و برای مصارف شرب و کشاورزی مناسب هستند. میزان pH در محدوده شهر گنبد کاووس به دلیل تخلیه پساب‌های شهری اندکی کاهش پیدا می‌کند (از ۷/۷ به ۷/۴). هدایت الکتریکی و جامدات حل شده کل تغییرات مشابهی با تغییرات یون‌های اصلی نشان می‌دهند و در بالا دست (پایین دست سد گلستان) غلظت آنها بالا بوده و به سمت پایین دست و با اتصال شاخه‌های فرعی کمی از مقادیر آنها کاسته می‌شود. با دور شدن از محل اتصال شاخه‌های فرعی انحلال کانی‌های مختلف

در آب باعث افزایش مجدد غلظت یون‌های اصلی شده است. با ورود رودخانه به شهر و تخلیه پساب‌های شهری غلظت منیزیم، کلسیم، سولفات و بی‌کربنات اندکی کاهش می‌یابد، در حالی که غلظت سدیم، پتاسیم و نیترات تغییر شاخصی را نشان نمی‌دهد. روند کلی غلظت کاتیون‌ها در نمونه‌های آب مورد مطالعه به شکل $Na^+ > Mg^{2+} > Ca^{2+} > K^+$ و روند کلی تغییر غلظت آنیون‌ها به شکل $Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$ است. افزایش هماهنگ غلظت یون‌های سدیم و کربنات در نمونه‌های آب بیانگر انحلال هالیت در رودخانه گرگانرود است و مقادیر بالاتر یون سدیم نسبت به کربنات نشان‌دهنده فرایند تبادل یونی است. نتایج حاصل از محاسبه نسبت‌های یونی و همچنین افزایش هماهنگ غلظت کلسیم و سولفات در نمونه‌های مورد مطالعه انحلال ژیپس را تایید می‌کند، در همین حال تغییرات هماهنگ این یون‌ها به همراه منیزیم و غلظت بالای منیزیم، انحلال دولومیت را تایید می‌کند.

نتایج حاصل از ترسیم نمودارهای پایپر و استیف نشان داد که تیپ غالب نمونه‌های آب در بالا دست مقطع مورد مطالعه از رودخانه سولفات سدیک است و به سمت پایین دست به کلروره سدیک تغییر می‌کند، که علت اصلی آن را می‌توان به انحلال هالیت در مسیر رودخانه نسبت داد.

مطالعه سختی نمونه‌های آب نشان داد که تمامی نمونه‌ها در رده خیلی سخت قرار می‌گیرند. علت این سختی بالا گسترش زیاد سازندهای کربناتی در مناطق مرتفع حوضه آبرگیر رودخانه گرگانرود است. براساس نتایج حاصل از نمودار ویلکاکس، درصد سدیم و شاخص RSC آب رودخانه گرگانرود برای مصارف کشاورزی نامناسب و با محدودیت زیادی روبرو است.

۵-۳- ارزیابی آلودگی بیولوژیکی رودخانه گرگانرود

ارزیابی نمونه‌های آب رودخانه گرگانرود براساس ویژگی‌های بیولوژیکی نشان داد که تمام نمونه‌ها با توجه به مقادیر BOD و COD دارای آلودگی نسبت به مواد آلی هستند که تحت تاثیر تخلیه پساب‌های شهری

این آلودگی رخ داده است. بالاترین میزان این پارامترها مربوط به ایستگاه S5 و در اثر تخلیه پساب‌های شهری است. غلظت اکسیژن حل شده با ورود رودخانه به شهر، کاهش مشخصی را نشان می‌دهد که ناشی از تخلیه پساب‌های شهری است، با این حال در تمامی نمونه‌ها به غیر از نمونه‌های S7 و S8 غلظت آن بالاتر از ۵ میلی گرم بر لیتر و در وضعیت نسبتاً مطلوبی قرار دارد. مطالعه میکروبیولوژیکی و اندازه‌گیری مقادیر باکتری‌های کلی‌فرم و کلی‌فرم مدفوعی، آلودگی شدید میکروبی را برای تمام مقطع مورد مطالعه از رودخانه گرگانرود نشان می‌دهد.

۵-۴- ارزیابی آلودگی فلزی رودخانه گرگانرود

با توجه به نتایج بدست آمده از بررسی غلظت فلزات بالقوه سمی در رودخانه گرگانرود و مقایسه آنها با مقادیر مجاز اعلام شده توسط سازمان بهداشت جهانی مشاهده شد که رودخانه گرگانرود نسبت به فلزات کروم (ایستگاه‌های S2 و S3)، سرب (S1، S2 و S5 تا S8)، منگنز (S1 و S10 تا S12)، آهن و آلومینیم (تمامی ایستگاه‌ها) آلوده است. همچنین تغییرات غلظت این فلزات تاثیر فعالیت‌های انسانی را در این آلودگی به خوبی نشان می‌دهد، که اغلب با تخلیه پساب‌های شهری به رودخانه گرگانرود همراه است. با محاسبه شاخص فلزی، شاخص آلودگی فلزات سنگین و درجه آلودگی مشخص شد که تمام طول مسیر مورد مطالعه نسبت به فلزات دارای آلودگی زیاد و خیلی زیاد هستند.

۵-۵- استفاده از شاخص‌های کیفیت آب (WQI) جهت پهنه‌بندی رودخانه گرگانرود

جهت رده‌بندی کیفی آب رودخانه گرگانرود از چهار شاخص کیفیت آب استفاده شده است. این شاخص‌ها شامل شاخص کیفیت آب ملی آمریکا (NSFWQI) در دو فرم ضربی و جمعی، شاخص کیفیت آب اورگون (OWQI)، شاخص کیفیت آب کانادا (CCMEWQI) و شاخص کیفی سید (Said) هستند. با توجه به نتایج حاصل از این شاخص‌ها، نمونه‌های آب در شاخص NSFWQI در رده بد (تمامی نمونه‌ها بین ۲۶

تا ۵۰ در هر دو فرم ضربی و جمعی)، در شاخص OWQI در رده خیلی بد (تمامی نمونه‌ها)، در شاخص CCMEWQI در رده بد (تمامی نمونه‌ها) و در نهایت در شاخص سید دارای کم‌ترین کیفیت، بین ۰ تا ۱ (تمام نمونه‌ها) هستند. با توجه به قرار گیری تمامی نمونه‌ها در یک رده کیفی، در تمامی شاخص‌های محاسبه شده، پهنه‌بندی کیفی آب رودخانه گرگانرود امکان‌پذیر نیست. همچنین این رودخانه نیازمند اقدامات جدی و سریع در جهت بهبود وضع کیفی آب آن است.

۵-۶- پیشنهادهایی برای مطالعات آینده

به منظور تکمیل این مطالعه، انجام پژوهش‌های زیر پیشنهاد می‌گردد:

- ۱- ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه و بررسی تاثیر آن بر تغییرات کیفی آب رودخانه
- ۲- ارزیابی دقیق ویژگی‌های منابع آلاینده مختلف (مانند رواناب‌های شهری و پساب‌های کشاورزی) و بررسی آنها بر کیفیت آب رودخانه
- ۳- مقایسه تغییرات کیفی آب رودخانه گرگانرود در طول فصول تر و خشک
- ۴- بررسی آلودگی فلزی و میکروبی محصولات زراعی در زمین‌های کشاورزی پیرامون رودخانه

منابع

منابع فارسی

- آقاباتى س.ع.، (۱۳۸۳)، زمین شناسی ایران، انتشارات سازمان زمین شناسی
- تیموری ع.، (۱۳۹۱) پایان نامه ارشد، ارزیابی کیفیت آب و رسوب رودخانه گرگانرود در محدوده شهر گنبد کاووس، استان گلستان، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود
- خاکپور ا.، مهردادی ن.، نوری ن.، سروش م.، ارزیابی وضعیت کیفی رودخانه گرگانرود با تکیه بر مطالعات میدانی، سومین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، ص ۱-۲۰
- شمعانیان غ. ح.، رقیمی م.، یخکشی ا.، احمدی م. ح.، یارمحمدی م.، دهقان ه.، (۱۳۸۴)، هیدروشناسی منابع آب زیرزمینی در حوزه آبریز گرگانرود - قره سو، استان گلستان، نهمین همایش انجمن زمین شناسی ایران، دانشگاه تربیت معلم، ص ۱۹۰-۱۹۸
- کرمی غ. ح.، (۱۳۸۹)، بررسی منابع آب و آلاینده‌های آب‌های سطحی گرگانرود، استان گلستان، نخستین کنفرانس ملی پژوهش‌های کاربردی منابع آب ایران، دانشگاه تبریز، ص ۱-۷
- محمدی ا. و حاجی س.، (۱۳۸۷)، مدیریت بهینه آبیاری در کنترل شوری اراضی مجاور رودخانه گرگانرود با توجه به تاثیر دوره‌های آبی بر شاخص‌های کیفی آب، دومین همایش ملی کشاورزی و بوم‌شناختی ایران، ص ۷۹۷-۸۱۴

منابع لاتین

- Akbulut A., Akbulut N. E. (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, 167: 521-526

- Alaya M. B., Saidi S., Zemni T., Zargouni F. (2014), Suitability assessment of deep groundwater for drinking and irrigation use in the Djeffara aquifers (Northern Gabes, south-eastern Tunisia), *Environmental Earth Science*, 71: 3387-3421
- Alomary A. (2013), Determination of trace metals in drinking water in Irbid City-Northern Jordan, *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 1969-1975
- Baborowski M. and Einax J. W. (2014), Flood-event based metal distribution patterns in water as approach for source apportionment of pollution on catchment scale: Examples from the River Elbe, *Journal of Hydrology*, 535: 429-437
- Bateni F., Fakheran S., Soffianian A. (2013), Assessment of land cover changes & water quality changes in the Zayandehroud River Basin between 1997–2008, *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 10511-10519
- Bentham R. V. and Graves W. D. (2009), Turbidity Sensor for Bacterial Growth Measurements in Spaceflight and Simulated Micro-gravity, *Microgravity Science and Technology*, 21: 349-356
- Bhat S. and Danek L. J. (2012), Comparison of Fecal Coliform Before and After Wastewater Treatment Facility: a Case Study near a Coastal Town in the Southeastern USA, *Water, Air and Soil Pollution*, 223: 1923–1930
- Cao J., Xue H., Sigg L. (2006), Effects of pH and Ca competition on complexation of cadmium by fulvic acids and by natural organic ligands from a river and a lake, *Aquatic Geochemistry* 12: 375-387
- Caruso B. S., Mirtskhulava M., Wireman M., Schroeder W., Kornilovich B., Griffin S., (2012), Effects of Manganese Mining on Water Quality in the Caucasus Mountains, Republic of Georgia, *Mine Water and the Environment*, 31: 16-28
- Charkhabi A. H., Sakizadeh M., Rafiee G. (2005), Seasonal Fluctuation in Heavy Metal Pollution in Iran's Siahroud Rive - A Preliminary Study, *Environmental Science and Pollution Research* 12: 264-270
- Chidambaram S., Karmegam U., Sasidhar P., Prasanna M. V., Manivannan R., Arunachalam R., Manikandan S., Anandhan P. (2011), Significance of saturation index of certain clay mineral in shallow coastal groundwater, in and around Kalpakkam, Tamil Nadu, India, *Journal of Earth System*, 120: 897-909

- Crim J. F., Schoonover J. E., Graeme Lockaby B. (2012), Assessment of Fecal Coliform and Escherichia Coli Across a Land Cover Gradient in West Georgia Streams, *Water Quality Exposure and Health*, 4: 143–158
- de Jong E. B. P., Ragas M. J., Nooteboom G., Nooteboom M. (2015), Changing Water Quality in the Middle Mahakam Lakes: Water Quality Trends in a Context of Rapid Deforestation, Mining and Palm Oil Plantation Development in Indonesia's Middle Mahakam Wetlands, 35: 733–744
- Dehghan Madiseh S., Savary A., Parham H., Sabzalizadeh S. (2009), Determination of the level of contamination in Khuzestan coastal waters (Northern Persian Gulf) by using an ecological risk index, *Environmental Monitoring and Assessment*, 159: 521–530
- Dsikowitzky L., Botalova O., Illgut S., Bosowski S., Schwarzbauer J. (2015), Identification of characteristic organic contaminants in wastewaters from modern paper production sites and subsequent tracing in a river, *Journal of Hazardous Materials*, 300: 254-262
- Edjah A. K. M., Akiti T. T., Osae S., Adotey D., Glover E. T. (2015), Hydrogeochemistry and isotope hydrology of surface water and groundwater systems in the Ellembele district, Ghana, West Africa, *Applied Water Science*, DOI: 10.1007/s13201-015-0273-3
- EPA (2006), Volunteer Estuary Monitoring Manual, A Methods Manual, Second Edition, Chapter 11: pH and Alkalinity
- EPA (2012), 2012 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, U.S. Environmental Protection Agency
- Etteieb S., Etteieb S., Tarhouni J. (2015), Hydrochemical assessment of water quality for irrigation: a case study of the Medjerda River in Tunisia, *Applied Water Science*, DOI 10.1007/s13201-015-0265-3
- Fronzoni F. (2008), Geochemistry of regional aquifer systems hosted by carbonate-evaporite formations in Umbria and southern Tuscany (central Italy), *Applied Geochemistry*, 23: 2091-2104
- Gampson E. K., Nartey V. K., Golow A. A., Akiti T.T. (2014), Hydrochemical study of water collected at a section of the Lower Volta River (Akuse to Sogakope area), Ghana, *Applied Water Science* 4: 129-143

- Ghanbarpour M. R., Goorzadi M., Vahabzade G. (2013), Spatial variability of heavy metals in surficial sediments: Tajan River Watershed, Iran, Sustainability of Water Quality and Ecology, 1-2: 48-58
- Gibrilla A., Bam E. K. P., Adomako D., Ganyaglo S., Dampare S. B., Ahialey E. K., Achoribo E., Alhassan H., Denutsui D., Tetteh E. (2011), Seasonal Evaluation of Raw, Treated and Distributed Water Quality from the Barekese Dam (River Offin) in the Ashant Region of Ghana, Water Quality Exposure and Health, 3: 157-174
- Giri S. and Singh A. K. (2014), Assessment of Surface Water Quality Using Heavy Metal Pollution Index in Subarnarekha River, India, Water Quality Exposure and Health, 5: 173-182
- Golterman H. L. (2004), The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments, Springer
- Guettaf M., Maoui A., Ihdene Z. (2014), Assessment of water quality: a case study of the Seybouse River (North East of Algeria), Applied Water Science, DOI 10.1007/s13201-014-0245-z
- Han J. G., Lee Y. J., Kim T. H., Hwang E. J. (2005), Analysis of seasonal water pollution based on rainfall feature at Anyang river basin in Korea, Environmental Geology, 48: 599-608
- Hashemi P., Hassanvand H., Naeimi H., Ghiasvand A. R. (2005), Preparation of a Novel Agarose-Salen Adsorbent, and its Use for Efficient Column Preconcentration and Flame AAS Determination of Lead in Water, Microchimica Acta 150: 147-151
- Holm P. E., Marcussen H., Dalsgaard A. (2010), Fate and risks of potentially toxic elements in wastewater-fed food production systems—the examples of Cambodia and Vietnam, Irrigation and Drainage Systems, 24: 127-142
- Hounslow A. W. (1995), Water Quality Data: Analysis and Interpretation, Taylor & Francis Group
- Ingvertsen S. T., Marcussen H., Holm P. E. (2013), Pollution and potential mobility of Cd, Ni and P in the sediments of a wastewater-receiving river in Hanoi, Vietnam, Environmental Monitoring and Assessment, 185: 9531–9548

- Ishaq M., Akbar Jan F., Ali Khan M., Ihsanullah I., Ahmad I., Shakirullah M., Roohullah (2013), Effect of mercury and arsenic from industrial effluents on the drinking water and comparison of the water quality of polluted and non-polluted areas: a case study of Peshawar and Lower Dir, *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 :1483–1494
- Kabata-Pendias A. and Mukherjee A. B. (2007), *Trace Elements from Soil to Human*, springer
- 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*, 147: 107–116
- Karikari A. Y. and Ampofo J. A. (2013), Chlorine treatment effectiveness and physico-chemical and bacteriological characteristics of treated water supplies in distribution networks of Accra-Tema Metropolis, Ghana, *Applied Water Science*, 3 :535–543
- Karikari A. Y. and Ansa-Asare O. D. (2009), Physico-Chemical and Microbial Water Quality Assessment of Densu River of Ghana, *West African Journal of Applied Ecology*, 10: 49-61
- Karyab H., Nasser S., Ahmadkhaniha R., Rastkari N., Mahvi A. H., Nabizadeh M., Yunesian R. (2014), Determination and Source Identification of Polycyclic Aromatics Hydrocarbons in Karaj River, Iran, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92: 50–56
- Kaushik C. P., Sharma H. R., Jain S., Dawra J., Kaushik A. (2008), Pesticide residues in river Yamuna and its canals in Haryana and Delhi, India, *Environmental Monitoring and Assessment*, 144: 329–340
- Khamis I., Al-Masri M. S., Sarheel A., Al-Somel N. (2002), Evaluation of trace-element pollution in Barada River environment by instrumental neutron activation analysis, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 251: 227-231
- Kikuchi T., Furuichi T., Hai H. T., Tanaka S. (2009), Assessment of Heavy Metal Pollution in River Water of Hanoi, Vietnam Using Multivariate Analyses, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83: 575–582

- Kumasaka M. Y., Yajima I., Ohgami N., Naito H., Omata Y., Kato M. (2014), Commentary to Krishna et al. (2014): Brain deposition and neurotoxicity of manganese in adult mice exposed via the drinking water, *Archives of Toxicology*, 88: 1185–1186
- L Mas D. M. and Ahlfeld D. P. (2015), Comparing artificial neural networks and regression models for predicting faecal coliform concentrations, *Hydrological Sciences Journal*, 52: 712-731
- Li Zh., Fang Y., Zeng G., Li J., Zhang Q., Yuan Q., Wang Y., Ye F. (2009), Temporal and spatial characteristics of surface water quality by an improved universal pollution index in red soil hilly region of South China: a case study in Liuyanghe River watershed, *Environmental Geology*, 58: 101-107
- Linos A., Petralias A., Christophi C. A., Christoforidou E., Kouroutou P., Stoltidis M., Veloudaki A., Tzala E., Makris K. C., Karagas M. R. (2011), Oral ingestion of hexavalent chromium through drinking water and cancer mortality in an industrial area of Greece - An ecological study, *Environmental Health*, DOI: 10.1186/1476-069X-10-50
- Lottermoser B. G. (1998), Heavy metal pollution of coastal river sediments, north-eastern New South Wales, Australia: lead isotope and chemical evidence, *Environmental Geology*, 36: 118-126
- Maduka Ignatius C., Neboh Emeka E., Ikekpeazu Ebele J., Okoro Otuu I., Ufelle Silas A., Onwusi Edwin A. (2012), Lead in Potable Water Sources in Abakaliki Metropolis, South-East, Nigeria, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88 :793–796
- Magara Y. (2010), *Water quality and standards*, Vol. I, Chapter 3: Classification of water quality standards
- Magdaleno A., Puig A., de Cabo L., Salinas C., Arreghini S., Korol S., Bevilacqua S., Lopez L., Moretton J. (2001), Water Pollution in an Urban Argentine River, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 408–415
- Mann A. G., Tam C. C., Higgins C. D., Rodrigues L. C. (2007), The association between drinking water turbidity and gastrointestinal illness: a systematic review, *BMC Public Health*, 7: 256-263

- Massoud M. A. (2012), Assessment of water quality along a recreational section of the Damour River in Lebanon using the water quality index, *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 4151-4160
- Merlo C. and Abril A. (2014), Multidisciplinary approach to assess the water self-depuration characteristics of Suquía River (Córdoba, Argentina), *Revista Chilena de Historia Natural*, doi:10.1186/s40693-014-0012-4
- Mohammadi Ghaleni M. and Ebrahimi K. (2014), Effects of human activities and climate variability on water resources in the Saveh plain, Iran, *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 35
- Mutisya D. K. and Tole M. (2010), The Impact of Irrigated Agriculture on Water Quality of Rivers Kongoni and Sirimon, Ewaso Ng'iro North Basin, Kenya, *Water Air and Soil Pollution*, 213: 145–149
- Nasrabadi T., Nabi Bidhendi Gh., Karbassi A., Grathwohl P., Mehrdadi N. (2011), Impact of major organophosphate pesticides used in agriculture to surface water and sediment quality (Southern Caspian Sea basin, Haraz River), *Environmental Earth Science*, 63: 873–883
- Nganje T. N., Hursthouse A. S., Edet A., Stirling D., Stirlingu C. I. (2015), Hydrochemistry of surface water and groundwater in the shal bedrock, Cross River Basin and Niger Delta Region, Nigeria, *Applied Water Science*, DOI 10.1007/s13201-015-0308-9
- Olang L. O., Kundu P., Bauer T., Fürst J. (2011), Analysis of spatio-temporal land cover changes for hydrological impact assessment within the Nyando River Basin of Kenya, *Environmental Monitoring and Assessment*, 179: 389–401
- Ouattara N. K., Garcia-Armisen T., Anzil A., Brion N., Servais P. (2014), Impact of Wastewater Release on the Faecal Contamination of a Small Urban River: The Zenne River in Brussels (Belgium), *Water Air and Soil Pollution*, 225:2043
- Paaijmans K. P., Takken W., Githeko A. K., Jacobs A. F. G. (2008), The effect of water turbidity on the near-surface water temperature of larval habitats of the malaria mosquito *Anopheles gambiae*, *International Journal of Biometeorology*, 52: 747-53

- Phiri O., Mumba P., Moyo B. H. Z., Kadewa W. (2005), Assessment of the impact of industrial effluents on water quality of receiving rivers in urban areas of Malawi, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2: 237-244
- Phu S. T. P. (2014), Sustainable Living with Environmental Risks, Chapter15: Research on the Correlation Between Chlorophyll-a and Organic Matter BOD, COD, Phosphorus, and Total Nitrogen in Stagnant Lake Basins
- Qishlaqi A., Moore F., Forghani G. (2008), Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran, *Environmental Monitoring and Assessment*, 141: 257–273
- Rafiqul Islam M., Das N. G., Barua P., Belal Hossain M., Venkatramanan S., Chung S. Y. (2015) Environmental assessment of water and soil contamination in Rajakhali Canal of Karnaphuli River (Bangladesh) impacted by anthropogenic influences: a preliminary case study, *Applied Water science*, DOI 10.1007/s13201-015-0310-2
- Rasouli F., Kiani Pouya A., Cheraghi S. A. M. (2012), Hydrogeochemistry and water quality assessment of the Kor–Sivand Basin, Fars province, Iran, *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 4861–4877
- Ravikumar R. and Somashekar P. K. (2015), Principal component analysis and hydrochemical facies characterization to evaluate groundwater quality in Varahi river basin, Karnataka state, India, *Applied Water science*, DOI 10.1007/s13201-015-0287-x
- Saeedi M. and Jamshidi-Zanjani A. (2015), Development of a new aggregative index to assess potential effect of metals pollution in aquatic sediments, *Ecological Indicators*, 58: 235–243
- Salati S. and Moore F. (2010), Assessment of heavy metal concentration in the Khoshk River water and sediment, Shiraz, Southwest Iran, *Environmental Monitoring and Assessment*, 164: 677–689
- Salifu M., Aidoo F., Hayford M. S., Adomako D., Asare E. (2015), Evaluating the suitability of groundwater for irrigationan purposes in some selected districts of the Upper West region of Ghana, *Applied Water science*, DOI 10.1007/s13201-015-0277-z
- Sappa G., Ergul S., Ferranti F. (2014), Water quality assessment of carbonate aquifers in southern Latium region, Central Italy: a case study for irrigation and drinking purposes, *Applied Water science*, 4: 115–128

- Seth R., Mohan M., Singh P., Singh R., Dobhal R., Singh K. P., Gupta S. (2014), Water quality evaluation of Himalayan Rivers of Kumaun region, Uttarakhand, India, *Applied Water science*, DOI 10.1007/s13201-014-0213-7
- Shah K. A. and Joshi G. S. (2015), Evaluation of water quality index for River Sabarmati, Gujarat, India, *Applied Water science*, DOI 10.1007/s13201-015-0318-7
- Shamrukh M. and Abdel-Wahab A. (2011), Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries, Chapter 2: Water Pollution and Riverbank Filtration for Water Supply Along River Nile, Egypt
- Sharma D. and Kansal A. (2011), Water quality analysis of River Yamuna using water quality index in the national capital territory, India (2000–2009), *Applied Water Science*, 1:147–157
- Sheykhi V. and Moore F. (2012), Geochemical Characterization of Kor River Water Quality, Fars Province, Southwest Iran, *Water Quality Exposure and Health*, 4: 25–38
- Shin J. Y., Artigas F., Hobbie C., Lee Y. (2013), Assessment of anthropogenic influences on surface water quality in urban estuary, northern New Jersey: multivariate approach, *Environmental Monitoring and Assessment*, 185:2777–2794
- Singh Y. P., Singh S., Dubey S. K. (2013), Frequency of Deep Tillage and Residual Sodium Carbonate Neutralization of Sodic Water on Soil Properties, Yield and Quality of Clusterbean and Wheat Grown in a Sequence, *Agricultural Research*, 2: 367–374
- Singhal B. B. S. and Gupta R. P. (1999), *Applied Hydrogeology of Fractured Rocks*, Kluwer Academic Publisher
- Sponza D. and Karaoglu N. (2002), Environmental geochemistry and pollution studies of Aliaga metal industry district, *Environment International*, 27: 541–553
- Suthar S., Sharma J., Chabukdhara M., Nema A. K. (2010), Water quality assessment of river Hindon at Ghaziabad, India: impact of industrial and urban wastewater, *Environmental Monitoring and Assessment*, 165: 103–112
- Thilagavathi R., Chidambaram S., Prasanna M. V., Thivya C., Singaraja C. (2012), A study on groundwater geochemistry and water quality in layered aquifers system of Pondicherry region, southeast India, *Applied Water Science*, 2: 253–269

- Thirumalini S., Joseph K. (2009), Correlation between electrical conductivity and total dissolved solids in natural waters, *Malaysian Journal of Science* 28: 55–61
- Tiwari A. K., Singh A. K., Singh A. K., Singh M. P. (2015), Hydrogeochemical analysis and evaluation of surface water quality of Pratapgarh district, Uttar Pradesh, India, *Applied Water Science*, DOI 10.1007/s13201-015-0313-z
- Tyagi S., Dobhal R., Kimothi P. C., Adlakha L. K., Singh P., Uniyal D. P. (2013), Studies of River Water Quality Using River Bank Filtration in Uttarakhand, India, *Water Quality Exposure and Health*, 5: 139–148
- Van der Perk M. (2006), *Soil and Water Contamination: From Molecular to Catchment Scale*, Taylor & Francis Group
- Vara S. (2012), Screening and evaluation of innate coagulants for water treatment: a sustainable approach, *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 3: 29
- Varol M. and Sen B. (2012), Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey, *CATENA*, 92: 1-10
- Vidic R. D., Liu W., Li H., He C. (2015), *Mineral Scales and Deposits, Chapter 8: Water Treatment Chemicals: Types, Solution Chemistry, and Applications*, Elsevier
- Vymazal J. (2014), Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review, *Ecological Engineering*, 73: 724–751
- Wang J. Q., Yao N., Li M., Hu J., Chen J. W., Hao Q. L., Wu K., Zhou Y. (2015), Electrochemical tuning of the activity and structure of a copper–cobalt micro-nano film on a gold electrode, and its application to the determination of glucose and of Chemical Oxygen Demand, *Microchimica Acta*, 182: 515–522
- WHO (2008), *Guidelines for drinking-water quality, Third Edition, Volume 1: Recommendations*
- WHO (2011), *Guidelines for drinking-water quality, fourth Edition*

- Xiao R., Bai J., Huang L., Zhang H., Cui B., Liu X. (2013), Distribution and pollution, toxicity and risk assessment of heavy metals in sediments from urban and rural rivers of the Pearl River delta in southern China, *Ecotoxicology*, 22: 1564–1575
- Xu J., Yin K., Lee J. H. W., Liu H., Ho A. Y. T., Yuan X., Harrison P. J. (2010), Long-Term and Seasonal Changes in Nutrients, Phytoplankton Biomass, and Dissolved Oxygen in Deep Bay, Hong Kong, *Estuaries and Coasts*, 33: 399–416
- Yusof A. M., Thanapalasingham V., Wood A. K. H. (2007), Assessment of the health of a river ecosystem due to the impact of pollution from industrial discharge using instrumental neutron activation analysis and inductively coupled plasma-mass spectrometry, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 273: 525-531
- Zhang C., Qiao Q., Piper J. D. A., Huang B. (2011), Assessment of heavy metal pollution from a Fe-smelting plant in urban river sediments using environmental magnetic and geochemical methods, *Environmental Pollution*, 159: 3057-3070
- Zhang Y., Li C.Y., Shi X. H., Li C. (2012), The migration of total dissolved solids during natural freezing process in Ulansuhai Lake, *Journal of Arid Land*, 4: 85–94

Abstract

The Gorganroud River is one of the most important rivers of Golestan province. A part of this river flows through Gonbad-Kavous City. In order to study of water quality and assessment of microbial and metal pollution of this river 12 water sample between Golestan Dam and Voshmgir Dam were collected in November 2014. Physicochemical parameter (pH, electrical conductivity, TDS), concentration of major ions and some metals (Fe, Mn, Cu, Al, Pb and Cr) and biological parameters were analysed by standard methods. The obtained results show that pH of the water samples varies from 7.39 to 8, and lowest pH observed within the city. The electrical conductivity of water samples varies from 2030 to 5950 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and highest value observed in S2 station, probably due to low volume and velocity of water in this part of river. Concentration of Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} and SO_4^{2-} ions are higher than permissible limit for drinking. Based on results obtained from calculate mineral saturation indices, ions ratios and Durov and Gibbs diagrams, the chemistry of water is dominantly controlled by dissolution and mixing process. According to Stiff and Piper diagram, it was founded that water type in up stream and downstream, respectively is $\text{Na}-\text{SO}_4$ and $\text{Na}-\text{Cl}$. Based on Scholler and Willcox diagram all water samples are inappropriate for drinking and irrigation. Based on Magnesium hazard all of water samples are unsuitable for agricultural usages. According to calculated values for residual sodium carbonate and sodium percent parameters all of samples are suitable for irrigation. In all stations concentration of Iron and Aluminum and also concentration of Lead, manganese and Chromium in some stations are higher than WHO standards for drinking water. Calculation of metal index shows that all of water samples are polluted with metals. Based on calculated values for HPI and C_d indices, all of samples extremely polluted and samples collected within Gonbad-Kavous City showed lower values of this indices due to increase content of organic substance. Amount of dissolved oxygen in all samples are in permissible limit. Biological oxygen demand and chemical oxygen demand values in most samples are higher than permissible limit and highest value of this two parameter observed within the city and after first wastewater discharge. The results show that all of water samples extremely are microbially polluted. Calculated water quality index (WQI) indices (NSFWQI, OWQI, CCMEWQI and said) show that all studies samples are in bad and very bad classes.

Keywords: Gorgan-roud River, water quality assessment, water quality index, metal pollution, microbial pollution



Shahrood university of technology

Faculty of earth sciences

MSc Thesis in Environmental Geology

Using WQI to assess metal and microbial contamination of Gorganrud River

By

Mohammad Ali Yaryan

Supervisors

Dr. G. Forghani

Advisor

A. R. Kabuli

September 2016