

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده علوم زمین

گروه آب‌شناسی و زمین‌شناسی زیست محیطی

پایان نامه کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست محیطی

عنوان

ارزیابی کیفیت و آلودگی آب رودخانه تیره، در حدفاصل شهرهای
بروجرد - دورود (استان لرستان)

صدیقه کردیان

استاد راهنما

دکتر افشین قشلاقی

استاد مشاور

مهندس بهروز ابراهیمی

پایان نامه ارشد جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد

شهریور ۱۳۹۳

تقدیم بہ ...

محضر امام زمان (عج)

وہ آنان کہ مہر آسمانیشان آرام بخش آلام زمینی ام است

بہ روح پاک پدرم، کہ عالمانہ بہ من آموخت تا چگونه در عرصہ زندگی، ایستادگی را تجربہ نمایم

بہ مادرم، دریای بی کران فداکاری و عشق کہ وجودم برایش ہمہ رنج بود و وجودش برایم ہمہ مہر

وہ، ہمسرم، اسطورہ زندگی ام، پناہ خشکی ام و امید بود نم

مشکر و قدردانی:

سپاس بی‌کران پروردگاریتاراکه، هستی‌مان بخشید، و به طریق علم و دانش، رهنمون‌مان شد، و به هم‌نشینی رحروان علم و دانش مفتخرمان نمود، و خوشه‌چینی از علم و معرفت را روزی‌مان ساخت.

بدون شک جایگاه و منزلت استاد و معلم، اجل از آن است که در مقام قدردانی از زحمات بی‌شائبه او، بازبان قاصر و دست ناتوان، چیزی بخارم. اما از آنجایی که تجلیل از استاد و معلم، سپاس از انسانی است که هدف و غایت آفرینش را تأمین می‌کند و سلامت امانت‌هایی را که به دستش سپرده‌اند، تضمین؛ بر حسب وظیفه و از باب "من لم یسکر المنعم من المخلوقین لم یسکر الله عز و جل": بر خود لازم می‌دانم از راهبانی‌های ارزنده استادانیشمندی، همچون دکترانوشین قشلاقی به عنوان استاد راهبنا، که در تمامی بخش‌های این پایان‌نامه اینجانب را یاری نمودند، کمال مشکر و قدردانی را بنمایم. همچنین از جناب آقای مهندس ابراهیمی که مشاوره این پایان‌نامه را بر عهده داشتند، پاسگزاری می‌کنم. از طرف دیگر قدردانی و ستایش بی‌حد و شمارم را تقدیم می‌کنم به تک‌تک اعضای خانواده خود، همسر (به ویژه بابان ناصر عزیزم) که علی‌رغم مشکلات فراوان، همیشه همراه، حامی و تکیه‌گاه من بودند.

از تمامی اساتید و کارمندان محترم دانشکده، دکتر کریمی، دکتر امید، دکتر فرغانی، دکتر دهرآزما، دکتر جعفری، دکتر حافظی مقدس، دکتر کاظمی و سرکار خانم مهندس فارسی، مهندس میرباقری و جناب مهندس خانعلی زاده تقدیر و تشکر می‌نمایم. از دوستان و هم‌کلاسی‌های مهربانم خانم-با، مصدق، ساده، توحیدی فرو آقای گشکویی مشکر و قدردانی دارم. همچنین از جناب آقای شهبودی که در عملیات نمونه‌برداری مریاری نمودند پاسگزاری و تشکر می‌نمایم.

چکیده:

رودخانه تیره یکی از رودخانه‌های مهم و سرشاخه‌های اصلی رودخانه دز در استان لرستان است. هدف از این مطالعه، ارزیابی کیفیت هیدروشیمیایی آب رودخانه و بررسی شدت آلودگی احتمالی آن است. برای این منظور ۱۴ نمونه آب در طول رودخانه برداشت گردید. در نمونه‌های جمع‌آوری شده غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی، نترات، فسفات و همچنین غلظت برخی فلزات سنگین به روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. نتایج حاصل از بررسی‌های کیفی نمونه‌های آب نشان می‌دهد که کیفیت آب رودخانه تیره - سیلاخور بیشتر تحت تأثیر واحدهای سنگی (به ویژه سازندهای آهکی) است. غلظت یون‌های اصلی در طول رودخانه دارای نوسانات زیادی است و به طور میانگین از ۵۳/۳۴ میلی‌گرم در لیتر برای سدیم و ۹۳/۷۵ میلی‌گرم در لیتر برای کلر تغییر می‌کند. علت این نوسانات عمدتاً ویژگی‌های زمین‌شناسی منطقه است (به جز نمونه ۱۲ که متأثر از فاضلاب‌های شهر دورود است). تیپ آب رودخانه در اکثر نقاط بی‌کربناته - کلسیک و pH آن قلیایی (۷/۸۹ تا ۸/۹۰) به دست آمد که در رده آب‌های سخت و خیلی سخت قرار می‌گیرد. فرایندهایی مانند انحلال، تبادل یونی و ورودی‌های انسان‌زاد موجب تغییرات غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها و در نهایت تغییر کیفیت آب رودخانه شده‌اند. همچنین با محاسبه شاخص اشباع‌شدگی مشخص شد که نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های کلسیت، دولومیت و آراگونیت در حالت نزدیک اشباع و نسبت به ژنسیس، هالیت و انیدریت حالت تحت اشباع دارند. آب رودخانه همچنین از نظر مصارف کشاورزی و بر اساس نمودار ویلکاکس کمی شور (برای کشاورزی تقریباً مناسب) و شور (با اعمال تمهیدات لازم، مناسب برای کشاورزی) است. از نظر غلظت فلزات سنگین، آب رودخانه تیره - سیلاخور به جز در مورد فلز آرسنیک آلودگی نشان نمی‌دهد و غلظت هر یک از فلزات (به جز آرسنیک) پایین‌تر از مقادیر مجاز توصیه‌شده به وسیله WHO است. بر اساس نتایج حاصل از تحلیل آماری چند متغیره (همبستگی، تحلیل خوشه‌ای، تحلیل مؤلفه اصلی) نیز می‌توان چنین استنباط کرد که فلزات مس، نیکل، روی، کروم و کادمیم دارای منشأ عمدتاً زمین‌زاد بوده و فلزات سرب و آرسنیک به احتمال زیاد دارای منشأ انسان‌زاد هستند.

کلمات کلیدی: رودخانه تیره، آب، هیدروشیمی، فلزات سنگین، لرستان

لیست مقالات استخراج شده از پایان نامه

- ارزیابی هیدروشیمیایی آب رودخانه تیره، در حدفاصل شهرهای بروجرد - دورود (استان لرستان)، چهارمین کنفرانس بین‌المللی چالش‌های زیست‌محیطی و گاه‌شناسی درختی، پژوهشکده اکوسیستم‌های خزری و دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، اردیبهشت ۹۳.
- بررسی غلظت فلزات سنگین در آب رودخانه تیره، در حدفاصل شهرهای بروجرد - دورود (استان لرستان)، چهارمین کنفرانس بین‌المللی چالش‌های زیست‌محیطی و گاه‌شناسی درختی، پژوهشکده اکوسیستم‌های خزری و دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، اردیبهشت ۹۳.

فهرست مطالب

صفحه	عنوان
۲	۱-۱- مقدمه
۲	۲-۱- بیان مسئله
۳	۳-۱- ضرورت انجام تحقیق
۳	۴-۱- اهداف تحقیق
۴	۵-۱- روش انجام تحقیق
۴	۶-۱- ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه
۴	۱-۶-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه
۷	۲-۶-۱- شرایط آب و هوایی منطقه
۷	۳-۶-۱- پوشش گیاهی منطقه
۸	۴-۶-۱- دبی (آبدهی) رودخانه تیره - سیلاخور
۹	۵-۶-۱- مورفولوژی منطقه مورد مطالعه
۹	۶-۶-۱- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه
۱۱	۷-۶-۱- چینه‌شناسی عمومی منطقه
۱۱	۱-۷-۶-۱- واحدهای رسوبی
۱۱	۱-۷-۶-۱- سازند دالان
۱۱	۲-۷-۶-۱- سازند خانه کت
۱۲	۳-۷-۶-۱- سنگ‌های کربناته ژوراسیک
۱۲	۴-۷-۶-۱- آهک و مارن کرتاسه
۱۲	۵-۷-۶-۱- سازند شهبازان
۱۳	۶-۷-۶-۱- سازند آسماری
۱۳	۷-۷-۶-۱- فلیش‌های میوسن

۱۳ واحد کنگلومرایبی ۸-۱-۷-۶-۱
۱۴ نهشته‌های عهد حاضر ۹-۱-۷-۶-۱
۱۴ منطقه نابرجا ۲-۷-۶-۱
۱۴ واحد گرین ۱-۲-۷-۶-۱
۱۵ واحد چغلوندی ۲-۲-۷-۶-۱
۱۵ زون سنندج - سیرجان ۳-۷-۶-۱
۱۵ منطقه دگرگونه ۱-۳-۷-۶-۱
۱۶ سنگ‌های نفوذی ۲-۳-۷-۶-۱
۱۷ سنگ‌های دگرگونی مجاورتی ۳-۳-۷-۶-۱

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

۲۰ مقدمه ۱-۲
۲۰ اهمیت کیفیت آب ۲-۲
۲۱ عوامل موثر بر تغییر کیفیت آب ۳-۲
۲۱ عوامل طبیعی ۱-۳-۲
۲۳ عوامل غیر طبیعی (انسان‌زاد) ۲-۳-۲
۲۴ فاضلاب‌های خانگی و رواناب‌های شهری ۱-۲-۳-۲
۲۷ پساب‌های صنعتی ۲-۲-۳-۲
۳۱ زهاب‌های کشاورزی ۳-۲-۳-۲
۳۳ مطالعات انجام شده در منطقه ۴-۲

فصل سوم: مواد و روش‌ها

۳۶ مقدمه ۱-۳
۳۶ انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۲-۳
۳۹ نمونه‌برداری از آب و اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی در محل ۳-۳

۴۰	۴-۳- تعیین غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و فلزات سنگین در نمونه‌های آب
۴۰	۵-۳- برآورد صحت نتایج
۴۱	۶-۳- روش‌های آماری تحلیل داده‌ها
۴۲	۱-۶-۳- روش تحلیل همبستگی (Correlation Analysis)
۴۳	۲-۶-۳- روش تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis)
۴۳	۳-۶-۳- روش تحلیل مؤلفه اصلی (Principal Component Analysis)

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت و آلودگی آب رودخانه تیره - سیلاخور

۴۶	۱-۴- مقدمه
۴۶	۲-۴- بررسی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب در طول رودخانه
۴۶	۱-۲-۴- pH نمونه‌های آب
۴۸	۲-۲-۴- هدایت الکتریکی (EC) و کل جامدات محلول (TDS)
۵۰	۳-۲-۴- سختی کل (TH)
۵۱	۳-۴- بررسی تغییرات غلظت یون‌های اصلی
۵۱	۱-۳-۴- سدیم (Na^+)
۵۳	۲-۳-۴- منیزیم (Mg^{2+})
۵۴	۳-۳-۴- کلسیم (Ca^{2+})
۵۵	۴-۳-۴- پتاسیم (K^+)
۵۶	۵-۳-۴- کلر (Cl^-)
۵۷	۶-۳-۴- سولفات (SO_4^{2-})
۵۸	۷-۳-۴- بی‌کربنات (HCO_3^-)
۵۹	۸-۳-۴- نیترات (NO_3^-)
۶۱	۹-۳-۴- فسفات (PO_4^{3-})
۶۱	۴-۴- تیپ و رخساره هیدروشیمیایی نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور
۶۱	۱-۴-۴- نمودار پایپر

- ۶۴-۴-۲- نمودار استیف ۶۴
- ۶۵-۴-۵- فرایندهای کنترل کننده ترکیب شیمیایی آب رودخانه ۶۵
- ۶۵-۴-۱- شاخص اشباع شدگی نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های اصلی ۶۵
- ۶۷-۴-۲- نمودار گیبس ۶۷
- ۶۸-۴-۳- نسبت‌های یونی ۶۸
- ۶۹-۴-۳-۱- نسبت $\frac{Cl^-}{Na^+}$ ۶۹
- ۷۱-۴-۳-۲- نسبت $\frac{SO_4^{2-}}{Ca^{2+}}$ ۷۱
- ۷۲-۴-۳-۳- نسبت $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+}+SO_4^{2-}}$ ۷۲
- ۷۳-۴-۶- رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف کشاورزی ۷۳
- ۷۴-۴-۶-۱- درصد سدیم (%Na) ۷۴
- ۷۵-۴-۶-۲- کربنات سدیم باقیمانده (RCS) ۷۵
- ۷۶-۴-۶-۳- نمودار ویلکاکس ۷۶
- ۷۹-۴-۷- بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین در آب رودخانه تیره - سیلاخور ۷۹
- ۸۰-۴-۷-۱- آرسنیک (As) ۸۰
- ۸۰-۴-۷-۲- روی (Zn) ۸۰
- ۸۲-۴-۷-۳- سرب (Pb) ۸۲
- ۸۴-۴-۷-۴- کادمیم (Cd) ۸۴
- ۸۷-۴-۷-۵- کروم (Cr) ۸۷
- ۸۷-۴-۷-۶- نیکل (Ni) ۸۷
- ۹۰-۴-۷-۷- مس (Cu) ۹۰
- ۹۲-۴-۸- تحلیل‌های آماری داده‌ها ۹۲
- ۹۲-۴-۸-۱- همبستگی فلزات سنگین در نمونه‌های آب ۹۲
- ۹۳-۴-۸-۲- تحلیل خوشه‌ای داده‌ها (CA) ۹۳

۴-۸-۳- روش تحلیل مؤلفه اصلی (PCA).....۹۴

فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۵-۱- مقدمه.....۱۰۰

۵-۲- ارزیابی کیفیت و آلودگی آب رودخانه تیره - سیلاخور.....۱۰۱

۵-۳- پیشنهادها.....۱۰۴

منابع.....۱۰۵

فهرست شکل‌ها

- شکل (۱-۱): موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به محدوده مورد مطالعه ۵
- شکل (۲-۱): حوضه آبرگیر رودخانه تیره - سیلاخور ۶
- شکل (۳-۱): نمایی از رودخانه تیره - سیلاخور (دید به سمت شمال) ۶
- شکل (۴-۱): نقشه زمین‌شناسی منطقه بروجرد - دورود ۱۰
- شکل (۱-۳): موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر روی نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه ۳۷
- شکل (۲-۳): نمایی از ایستگاه‌های نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه ۳۸
- شکل (۱-۴): روند تغییرات pH نمونه‌های آب در طول رودخانه تیره - سیلاخور ۴۸
- شکل (۲-۴ الف، ب): روند تغییرات EC و TDS در آب در طول رودخانه تیره - سیلاخور ۴۹
- شکل (۳-۴): روند تغییرات سختی کل نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۱
- شکل (۴-۴): روند تغییرات غلظت سدیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۳
- شکل (۵-۴): روند تغییرات غلظت منیزیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۴
- شکل (۶-۴): روند تغییرات غلظت کلسیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۵
- شکل (۷-۴): روند تغییرات غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۶
- شکل (۸-۴): روند تغییرات غلظت کلر در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۷
- شکل (۹-۴): روند تغییرات غلظت سولفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۸
- شکل (۱۰-۴): روند تغییرات غلظت بی‌کربنات در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۵۹
- شکل (۱۱-۴): روند تغییرات غلظت نیترات در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۶۰
- شکل (۱۲-۴): روند تغییرات غلظت فسفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۶۱
- شکل (۱۳-۴): نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن ۶۳
- شکل (۱۴-۴): نمودارهای استیف مربوط به نمونه‌های آب مورد مطالعه ۶۵
- شکل (۱۵-۴ الف، ب): شاخص اشباع‌شدگی برای نمونه‌های آب مورد مطالعه نسبت به کانی‌های اصلی ۶۷
- شکل (۱۶-۴): نمودار گیبس و موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه بر روی آن ۶۸

- شکل (۴-۱۷): نسبت کلر به سدیم در ارتباط با انحلال‌هالیت ۷۰
- شکل (۴-۱۸): نمودار تغییرات غلظت کلر در مقابل غلظت سدیم برای نمونه‌های آب مورد مطالعه ۷۰
- شکل (۴-۱۹): نسبت سولفات به کلسیم در ارتباط با انحلال ژیپس ۷۲
- شکل (۴-۲۰): نمودار تغییرات غلظت (SO_4^{2-}) در مقابل غلظت (Ca^{2+}) برای نمونه‌های مورد مطالعه ۷۲
- شکل (۴-۲۱): نمودار تغییرات غلظت (Ca^{2+}) در مقابل $(Ca^{2+} + SO_4^{2-})$ برای نمونه‌های مورد مطالعه ۷۳
- شکل (۴-۲۲): نمودار ویلکاکس برای نمونه‌های آب مورد مطالعه ۷۸
- شکل (۴-۲۳): روند تغییرات غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۸۱
- شکل (۴-۲۴): روند تغییرات غلظت روی در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۸۳
- شکل (۴-۲۵): روند تغییرات غلظت سرب در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۸۵
- شکل (۴-۲۶): روند تغییرات غلظت کادمیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۸۶
- شکل (۴-۲۷): روند تغییرات غلظت کروم در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۸۸
- شکل (۴-۲۸): روند تغییرات غلظت نیکل در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۸۹
- شکل (۴-۲۹): روند تغییرات غلظت مس در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۹۱
- شکل (۴-۳۰): نمودار شاخه درختی برای غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۹۴
- شکل (۴-۳۱): دو مؤلفه اصلی استخراج شده از ساختار اولیه داده‌ها با $Eigenvalue > 1$ ۹۶
- شکل (۴-۳۲): بارگذاری متغیرهای مربوط به غلظت فلزات بر روی نمودار دو بعدی ۹۷

فهرست جدول‌ها

- جدول (۱-۱): آبدهی ماهانه، سالانه و پارامترهای آماری رودخانه تیره - سیلاخور ۸
- جدول (۱-۲): ویژگی‌های مهم فاضلاب صنعتی ۳۰
- جدول (۱-۳): موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری از آب در طول رودخانه تیره - سیلاخور ۳۹
- جدول (۲-۳): حد آشکارسازی دستگاه AAS برای فلزات اندازه‌گیری شده (مقادیر بر حسب: g/L μ) ۴۰
- جدول (۳-۳): مجموع آنیون‌ها، مجموع کاتیون‌ها و درصد خطا برای نمونه‌های آب مورد مطالعه ۴۱
- جدول (۱-۴): غلظت و میزان برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب ۴۷
- جدول (۲-۴): طبقه‌بندی کیفی آب‌ها بر اساس سختی کل ۵۱
- جدول (۳-۴): غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها و تیپ و رخساره نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور ۶۳
- جدول (۴-۴): شاخص‌های ارزیابی کیفی آب آبیاری و مقادیر آن‌ها برای نمونه‌های آب مورد مطالعه ۷۴
- جدول (۵-۴): رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب بر اساس شاخص درصد سدیم (%Na) ۷۵
- جدول (۶-۴): رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب بر اساس کربنات سدیم باقیمانده (RSC) ۷۶
- جدول (۷-۴): درصد نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده‌های کیفی SAR/EC ۷۷
- جدول (۸-۴): غلظت برخی فلزات سنگین در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور ۷۹
- جدول (۹-۴): همبستگی بین فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه ۹۳
- جدول (۱۰-۴): نتایج حاصل از روش تحلیل مؤلفه اصلی بر روی غلظت فلزات در نمونه‌های آب ۹۵
- جدول (۱۱-۴): دو مؤلفه اصلی استخراج شده از ساختار داده‌ها پس از چرخش بر روی Varimax ۹۶

فصل اول

کلیات

۱-۱- مقدمه

آب منبع زندگی و انرژی است. از روزگاران کهن بشر نیاز به منابع آب قابل دسترس را به خوبی درک کرده است. در این میان رودخانه‌ها از اهمیت اکولوژیکی و اقتصادی زیادی برخوردارند و از این منابع برای تأمین آب مورد نیاز بشر (کشاورزی، آشامیدنی و صنعت)، در تولید انرژی، حمل و نقل و کنترل سیلاب استفاده می‌شود. با توجه به اهمیت رودخانه‌ها در تأمین آب مورد نیاز انسان، مطالعه بر روی کیفیت آب آن‌ها نیز اهمیت خاصی دارد. متأسفانه در بسیاری از موارد رودخانه‌ها مکانی برای تخلیه فاضلاب‌ها یا پساب‌ها به حساب می‌آیند. همچنین تغییرات کیفیت آب رودخانه‌ها تحت تأثیر عوامل طبیعی به ویژه عوامل زمین‌شناختی منطقه قرار می‌گیرد. همه این عوامل باعث شده که در سالیان اخیر توجه ویژه‌ای به مطالعات کیفی آب رودخانه‌ها شود.

۱-۲- بیان مسئله

رودخانه‌ها از جمله آسیب‌پذیرترین محیط‌ها نسبت به آلودگی‌های زیست‌محیطی به حساب می‌آیند. قرارگیری مناطق شهری، روستایی و همچنین مراکز صنعتی در اطراف رودخانه‌ها باعث ورود انواع فاضلاب‌ها و پساب‌های صنعتی، کشاورزی و شهری به داخل این منابع شده و آلودگی این محیط را موجب می‌گردد. علاوه بر عوامل انسان‌زاد، عوامل طبیعی نیز باعث آلودگی رودخانه‌ها می‌شود. از میان انواع آلاینده‌های زیست‌محیطی، فلزات سنگین (Heavy metals) از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند. این امر به دلیل سمناکی و قابلیت انتقال آن‌ها به سایر بخش‌های محیط است و بنابراین ارزیابی غلظت این عناصر در آب رودخانه‌ها اهمیت زیادی دارد (Feng *et al.*, 2010). هدف از مطالعه حاضر ارزیابی کیفیت هیدروشیمیایی و آلودگی آب رودخانه تیره (تیره - سیلاخور) است. این رودخانه بخشی از حوضه آبریز وسیع دز به حساب می‌آید. آب رودخانه تیره به ویژه در محدوده مورد مطالعه (حداصل شهرستان‌های بروجرد و دورود) تحت تأثیر فاضلاب‌های روستایی و شهری و رواناب زمین‌های کشاورزی مجاور و نیز تنوع وسیع واحدهای

سنگی منطقه قرار دارد. در این تحقیق سعی شده است تا با اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی و فلزات سنگین در رودخانه تیره (در حدفاصل شهرستان‌های بروجرد و دورود) تغییرات کیفی آب این رودخانه، مورد مطالعه قرار گیرد.

۱-۳- ضرورت انجام تحقیق

با توجه به ارتباط مستقیم مشکلات ناشی از آلودگی رودخانه‌ها بر سلامت جوامع انسانی و محیط زیست، مطالعه بر روی کیفیت آب رودخانه‌ها اهمیت به‌سزایی دارد. رودخانه تیره (تیره - سیلاخور) تأمین‌کننده آب مورد استفاده برای مصارف شرب، کشاورزی، دامداری و شیلات در منطقه مورد مطالعه است. همچنین این رودخانه زیستگاه آبزیان متعدد است (شرکت مهندسی مشاور زیست کاو، ۱۳۸۲). در سال‌های اخیر به دلیل عدم برنامه‌ریزی مناسب شهری، این رودخانه به محلی برای تخلیه فاضلاب شهرهای بروجرد و دورود تبدیل شده است، و از سوی دیگر رواناب‌های زمین‌های کشاورزی نیز در طول مسیر رودخانه وارد آن می‌شوند. با توجه به احتمال آلوده بودن این رودخانه (به ویژه به فلزات سنگین)، انجام یک مطالعه کیفی بر روی آب آن (به ویژه در مقطع مورد نظر) ضروری به نظر می‌رسد.

۱-۴- اهداف تحقیق

اهداف کلی این تحقیق عبارتند از:

- الف) بررسی پارامترهای کیفی (شیمیایی و فیزیکی) آب رودخانه
- ب) ارزیابی آلودگی آب رودخانه به فلزات سنگین و تعیین درجه و شدت آن
- ج) تعیین منابع بالقوه ورود آلاینده‌های فلزی به داخل رودخانه (در محدوده مورد مطالعه)
- د) بررسی تأثیر واحدهای زمین‌شناختی منطقه بر کیفیت هیدروشیمیایی آب رودخانه

۱-۵- روش انجام تحقیق

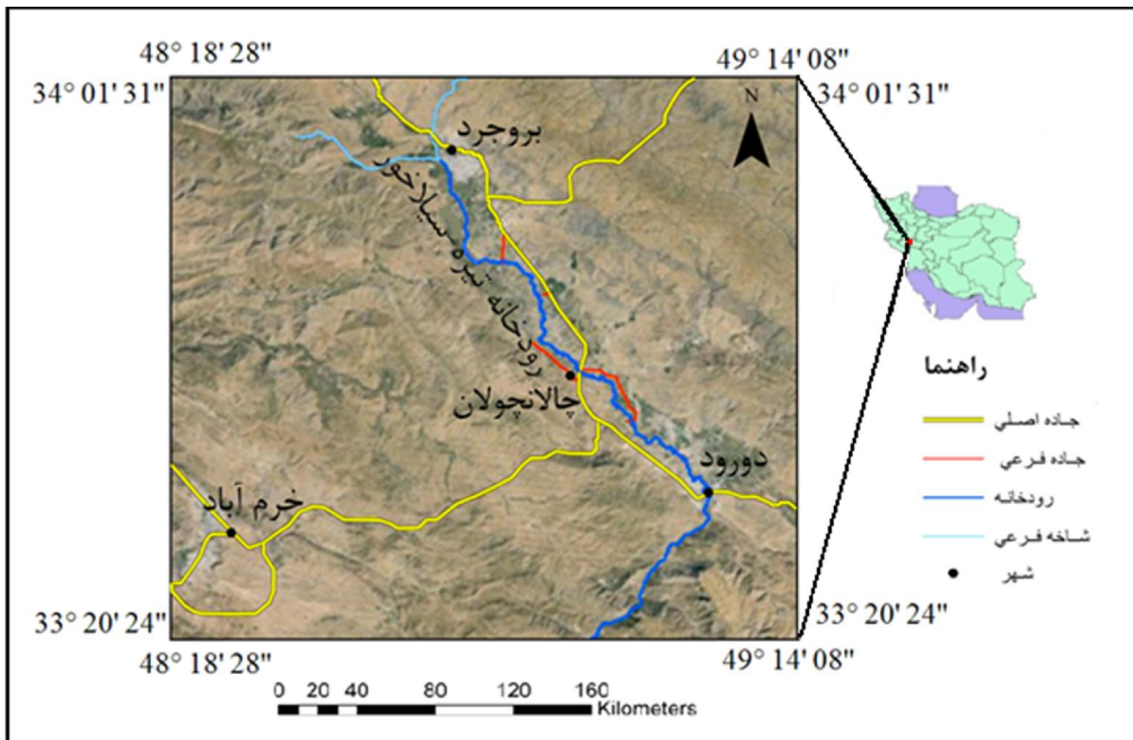
- ۱- مطالعات کتابخانه‌ای و مروری بر مطالعات انجام شده مرتبط با موضوع در ایران و جهان
- ۲- بررسی نقشه‌های زمین‌شناسی و توپوگرافی منطقه
- ۳- بازدید صحرایی، مطالعات میدانی و نمونه‌برداری از آب
- ۴- اندازه‌گیری برخی از پارامترهای نمونه‌های آب (EC, pH و دما) در صحرا
- ۵- تعیین غلظت یون‌های اصلی و فلزات سنگین در نمونه‌های آب
- ۶- تحلیل داده‌ها با استفاده از روش‌های گرافیکی و آماری و مقایسه با استانداردهای جهانی و ملی

۱-۶- ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه

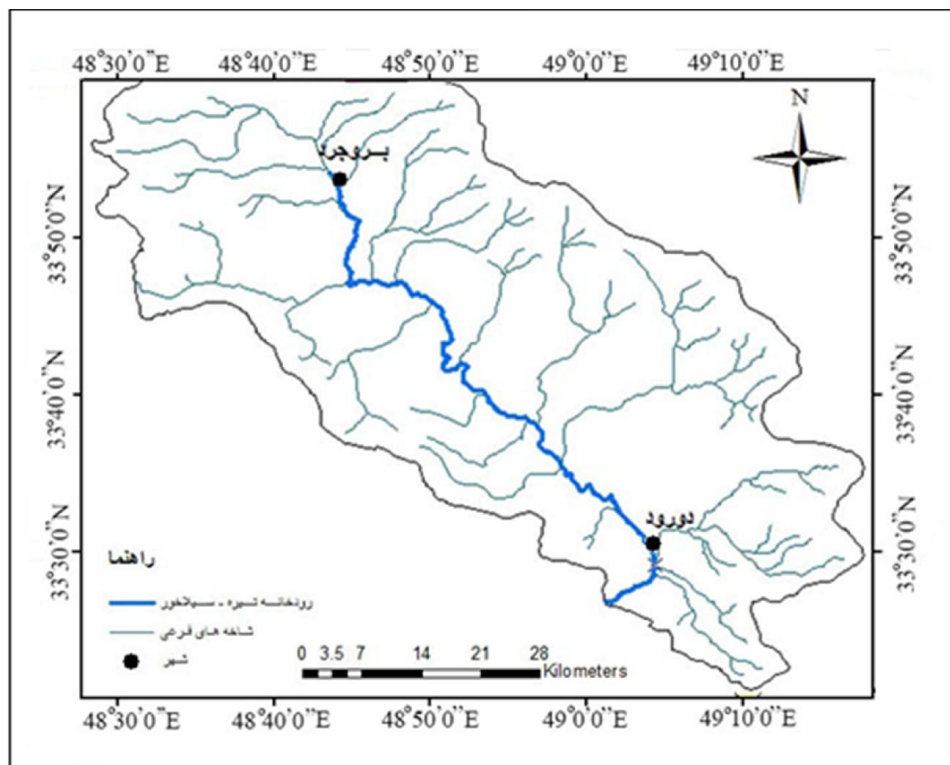
۱-۶-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه بین طول‌های ۴۸ درجه و ۲۵ دقیقه تا ۴۹ درجه شرقی و ۳۳ درجه و ۲۵ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۱۰ دقیقه عرض شمالی قرار گرفته است (شکل ۱-۱). رودخانه سیلاخور از بلندی‌های کوه گرین با قله‌ای به ارتفاع ۳۶۴۵ متر از سطح دریای آزاد در ۲۸ کیلومتری شمال غرب بروجرد سرچشمه می‌گیرد و در امتداد شمال غرب به جنوب شرق جریان یافته و پس از عبور از آبادی ونایی در همین امتداد ادامه مسیر داده و به جنوب بروجرد می‌رسد. در ادامه مسیر این رودخانه، شاخه‌های دیگری همچون آبسرد، بیاتون و تیره به آن می‌پیوندند. پس از اتصال شاخه تیره، به آن رودخانه تیره گفته می‌شود. سپس شاخه ماربره نیز در شهرستان دورود به آن می‌پیوندد که پس از اتصال ماربره، به آن رودخانه سزار می‌گویند. رودخانه اخیر آب‌های مناطق وسیعی از شهرستان‌های الیگودرز و بروجرد و همچنین بخش‌های شرقی خرم‌آباد را جمع‌آوری نموده و نهایتاً خود به رودخانه دز می‌ریزد. رودخانه دز یکی از مهم‌ترین شاخه‌های رودخانه کارون بزرگ است که دو شاخه بزرگ و عمده آن، رودخانه‌های بختیاری و سزار هستند (شرکت مهندسی مشاور سامان آبراه، ۱۳۸۸).

طول رودخانه تیره - سیلاخور در محدوده مورد مطالعه حدود ۷۰ کیلومتر و شیب متوسط بستر آن ۰/۴ درصد است و مساحت تقریبی حوضه آبرگیر آن ۲۵۴۱ کیلومتر مربع می‌باشد، که از این مقدار سهم دشت و ارتفاعات به ترتیب ۷۹۱ و ۱۷۵۰ کیلومتر مربع است (شرکت مهندسی مشاور دزآب، ۱۳۸۸) (شکل ۱-۲) و (شکل ۱-۳).



شکل (۱-۱): موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به محدوده مورد مطالعه



شکل (۲-۱): حوضه آبخیز رودخانه تیره - سیلاخور



شکل (۳-۱): نمایی از رودخانه تیره - سیلاخور (دید به سمت شمال)

۱-۶-۲- شرایط آب و هوایی منطقه

منطقه بروجرد - دورود از نظر اقلیم‌شناسی جز مناطق نیمه خشک و ملایم محسوب می‌گردد و به طور کلی دارای آب و هوای متنوعی است، که این تنوع از شمال به جنوب و غرب کاملاً محسوس می‌باشد و دارای ۴۰۰-۸۰۰ میلی‌متر میزان بارندگی در سال است. بیشترین درجه حرارت در تابستان‌ها ۳۸ درجه و کمترین آن در زمستان ۱۸ درجه زیر صفر اندازه‌گیری شده است. میانگین دمای سالانه نیز ۱۴/۶ درجه است. وزش بادها در بروجرد بستگی به فصول دارد که مهم‌ترین آن‌ها باد دره‌ای، باد غربی - شرقی و بادگیجه می‌باشد که در فصل پاییز می‌وزد. از نظر منابع آب دارای کانون‌های آبگیر دائمی است که ریزش‌های جوی در این کانون‌ها بیشتر به صورت برف بوده و به دلیل ارتفاع زیاد، ذخیره برف آن‌ها تا اواخر دوره گرم باقی می‌ماند (شرکت مهندسی مشاور دزآب، ۱۳۸۸).

۱-۶-۳- پوشش گیاهی منطقه

پوشش گیاهی منطقه را می‌توان به سه بخش کشاورزی، جنگلی و باغات تقسیم کرد. دامنه کوه‌های زاگرس در محدوده مورد مطالعه از تنوع زیادی در گیاهان خودرو برخوردار است، و بسیاری از گیاهان این ناحیه ارزش خوراکی و یا دارویی دارند. تراکم گیاهی بیشتر در فصل بهار است، زیرا در برخی مواقع سرمای شدید زمستان و یا گرمای شدید تابستان سبب خشک شدن و از بین رفتن بخشی از پوشش گیاهی می‌شود. در محدوده فعلی شهرستان بروجرد جنگل وجود ندارد، اما در ناحیه سیلاخور و در دامنه کوه‌های زاگرس که جز منطقه بروجرد به حساب می‌آیند جنگل‌هایی از درختان بلوط و ارس وجود دارد. علاوه بر جوامع گیاهی فوق که کم و بیش دارای نباتات خشکی پسند هستند در کنار دره‌ها، جویبارها و رودها، گیاهان و نباتات رطوبت پسندی چون بید، صنوبر و خرزهره دیده می‌شود. غیر از درختان جنگلی، انواع نباتات دارویی و معطر مانند گل گاوزبان، آویشن، شیرین بیان و غیره و نیز نباتات خوراکی مانند کنگر وحشی، پونه، نعنای و غیره به دست می‌آید. در این منطقه گندم، جو، چغندر و سویا کشت غالب

فصل اول: کلیات

بوده و باغ‌های انگور و میوه به طور فرعی دیده می‌شود. اهالی از زمین‌های اطراف رودخانه حداکثر استفاده را برده و با پمپاژ آب محصولاتی چون خیار، گوجه و غیره را کشت می‌دهند.

۱-۶-۴- دبی (آبدهی) رودخانه تیره - سیلاخور

حجم آبی که در واحد زمان از مقطع عرضی رودخانه عبور می‌کند دبی رودخانه نامیده می‌شود، که معمولاً بر حسب متر مکعب در ثانیه بیان می‌گردد. دبی یک رودخانه یکی از عوامل مهم در بررسی‌های هیدرولوژیکی و ارزیابی شدت آلودگی در رودخانه‌ها است. بر اساس اطلاعات موجود میانگین دبی رودخانه تیره - سیلاخور در ایستگاه آبسنجی دورود در فصل تابستان $2/73$ متر مکعب در ثانیه و در فصل بهار $27/39$ متر مکعب در ثانیه می‌باشد، بر اساس داده‌های آماری 51 ساله ایستگاه هیدرومتری دورود، بیشترین دبی مربوط به فروردین با میانگین $45/06$ و کمترین دبی مربوط به شهریور ماه با میانگین $1/73$ متر مکعب بر ثانیه می‌باشد (جدول ۱-۱) (شرکت مهندسی مشاور دزآب، ۱۳۸۸).

جدول (۱-۱): آبدهی ماهانه، سالانه و پارامترهای آماری رودخانه تیره - سیلاخور ایستگاه آب سنجی دورود (۱۳۳۴-۱۳۸۶)، مقادیر بر حسب متر مکعب در ثانیه می‌باشد (شرکت مهندسی مشاور دزآب، ۱۳۸۸)

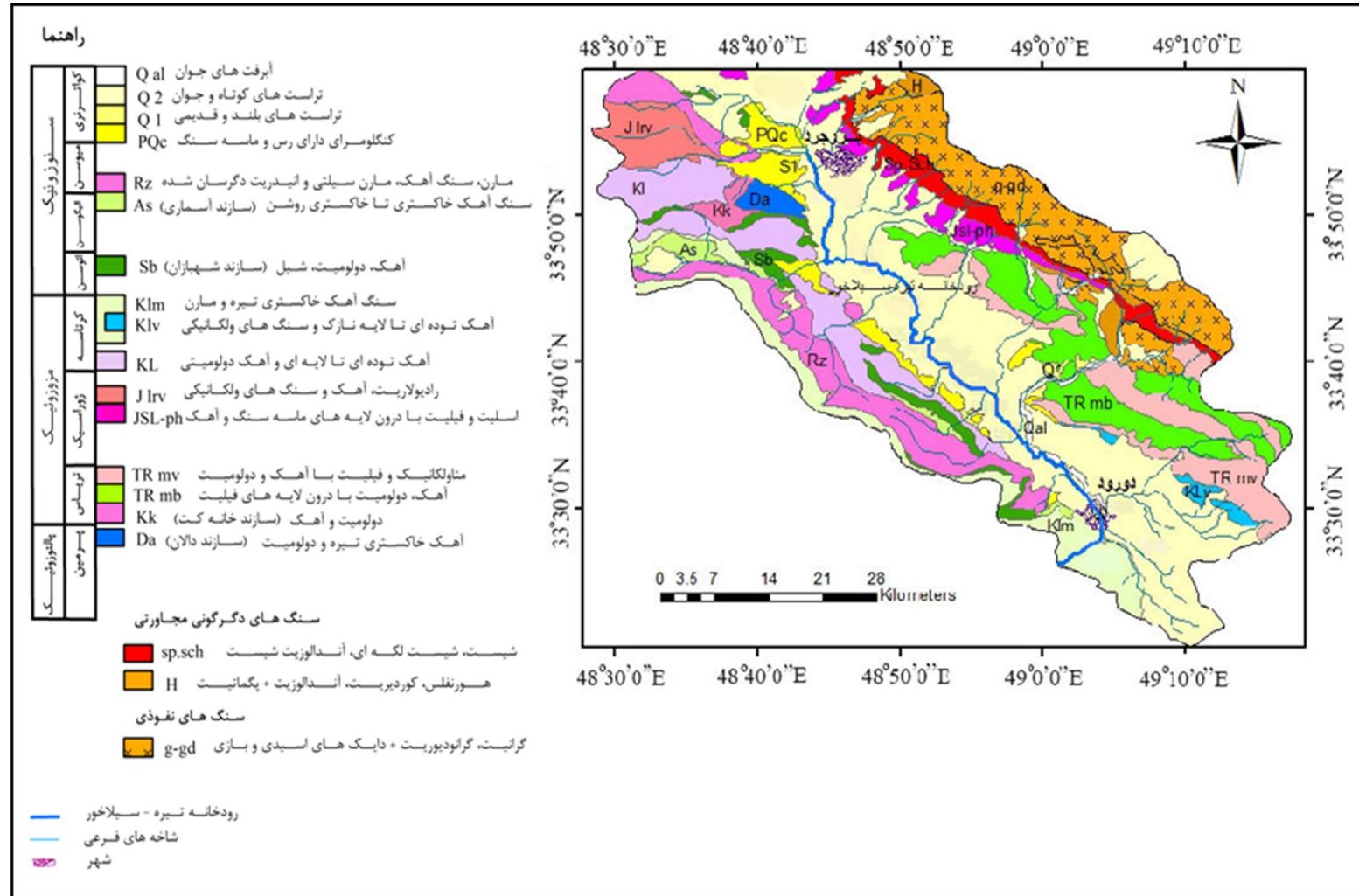
محدوده تغییرات	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	سالانه
حداکثر	۷/۴۴	۴۲/۳۸	۱۰۴/۰۵	۴۵/۲۰	۵۰/۳۵	۱۴۶/۲۰	۱۵۶/۸۹	۱۲۶/۵۸	۳۷/۰۰	۱۴/۲۷	۸/۶۴	۵/۳۵	۳۹/۹۸
متوسط	۲/۴۷	۸/۷۹	۱۵/۳۵	۱۵/۷۵	۲۱/۸۸	۳۵/۴۲	۴۵/۰۶	۲۹/۲۵	۷/۸۸	۳/۸۶	۲/۶۲	۱/۷۳	۱۵/۷۸
حداقل	۰/۴۰	۱/۹۳	۳/۵۷	۷/۵۸	۸/۷۳	۹/۹۵	۸/۰۷	۳/۹۶	۰/۸۷	۰/۵۹	۰/۴۴	۰/۳۶	۶/۵۱
انحراف معیار	۱/۸۶	۷/۸۱	۱۴/۳۵	۷/۵۱	۱۰/۷۲	۲۵/۶۰	۳۰/۶۴	۲۴/۱۰	۷/۳۴	۳/۰۰	۱/۹۶	۱/۲۳	۷/۴۳
ضریب تغییرات	۰/۷۵	۰/۸۹	۰/۹۳	۰/۴۸	۰/۴۹	۰/۷۲	۰/۶۸	۰/۸۲	۰/۹۳	۰/۷۸	۰/۷۵	۰/۷۱	۰/۴۷

۱-۶-۵- مورفولوژی منطقه مورد مطالعه

محدوده دشت بروجرد - دورود دارای سه نوع ریخت‌شناسی متفاوت است. یکی کوه‌هایی با ارتفاع زیاد در غرب و جنوب (زاگرس) و با ارتفاع کمتر و ملایم‌تر در شرق (سنندج - سیرجان)، دوم مناطق کوهپایه‌ای با توپوگرافی نرم و ملایم که دارای قله‌های گسترده و دره‌های باز هستند، و سوم دشت‌های آبرفتی که پوشیده از رسوبات نرم کواترنری است. پست‌ترین نقطه دشت دارای تراز ارتفاعی ۱۴۸۵ متر از سطح دریا است (شرکت مهندسی مشاور دزآب، ۱۳۸۸). همچنین در بخش‌های غرب و جنوب غرب دشت بروجرد - دورود مورفولوژی منطقه عموماً شامل ستیغ‌های بلند و دره‌های عمیق است که گاهی دسترسی به بعضی از آن‌ها بسیار دشوار است. سیمای ناهمواری‌های کوه‌ساز هماهنگی کامل با ساختمان‌های زمین‌شناسی دارند به همین جهت برآمدگی‌ها به صورت کمان‌های خمیده و ممتدند و در راستای شمال غربی - جنوب شرقی قرار دارند. با توجه به مئاندری بودن رودخانه تیره - سیلاخور، به نظر می‌رسد این رودخانه به لحاظ ریخت‌شناسی هنوز در مرحله جوانی قرار دارد.

۱-۶-۶- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

از نظر زمین‌شناسی واحدهای سنگی منطقه مورد مطالعه شامل سنگ‌های آذرین و دگرگونی (متعلق به زون سنندج - سیرجان، عمدتاً در قسمت‌های شمالی و شرقی منطقه) و سنگ‌های رسوبی متعلق به رشته کوه‌های زاگرس است، که این واحدهای رسوبی بیشتر به صورت ارتفاعات بلند و ستیغ‌ساز در بخش‌های غربی و جنوبی منطقه مورد مطالعه رخنمون دارند. توالی رسوبی با یک واحد آهکی - دولومیتی (سازند دالان) با سن پرمین (پالئوزوئیک بالایی) (به عنوان قدیمی‌ترین واحد سنگ چینه‌ای در منطقه) آغاز شده و سپس به ترتیب زمانی سازندهای خانه کت، آهک‌های کرتاسه، شهبازان، آسماری و بالاخره نهشته‌های جوان کواترنر قرار می‌گیرند (شکل ۱-۴).



شکل (۴-۱): نقشه زمین‌شناسی منطقه بروجرد - دورود (اقتباس از نقشه ۱/۲۵۰۰۰۰ خرم‌آباد)

۱-۶-۷- چینه‌شناسی عمومی منطقه

برای بررسی چینه‌شناسی منطقه از نقشه‌های ۱/۲۵۰۰۰۰ شهرستان خرم‌آباد و ۱/۱۰۰۰۰۰ شهرستان بروجرد و همچنین گزارش شرکت مهندسی مشاور دزآب (۱۳۸۸) استفاده گردید. نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه در شکل (۱-۴) نشان داده شده است. در ادامه توضیح مختصری در مورد واحدهای لیتولوژی مختلف منطقه از قدیم به جدید آورده می‌شود.

۱-۶-۷-۱- واحدهای رسوبی

۱-۶-۷-۱-۱- سازند دالان

سازند دالان نشانگر رخساره‌های کربناتی ردیف‌های پرمین بالایی زاگرس است. سنگ‌های کربناته پرمین (پالئوزوئیک بالایی) به طور هم‌شیب و تدریجی بر روی واحد تخریبی پالئوزوئیک زیرین قرار گرفته و به طور گسله توسط نهشته‌های ژوراسیک پوشیده می‌گردد. ردیف پرمین در این منطقه شامل سنگ‌های آهکی و آهکی - دولومیتی خاکستری تیره، ضخیم‌لایه تا توده‌ای می‌باشد. بخش دولومیت رویی با چهره خاکستری مایل به سفید و نخودی رنگ به حالت ستیغ‌ساز با لایه‌بندی منظم به طور هم‌شیب روی بخش آهکی زیرین قرار می‌گیرد و خود توسط دولومیت و شیل دولومیتی سازند خانه کت با ناپیوستگی هم‌شیب پوشیده می‌گردد. گذر پرمین به تریاس در این منطقه علاوه بر تغییرات بارز در رنگ و رخساره، با حدود ۵ تا ۱۰ متر آهک ماسه‌ای قرمز رنگ مشخص می‌گردد که تفکیک کننده پرمین از تریاس است.

۱-۶-۷-۱-۲- سازند خانه کت

ترادف تریاس در منطقه مورد مطالعه با سازند خانه کت مشخص می‌شود که ابتدا با لایه‌های دولومیت نازک‌لایه تا متوسط‌لایه به رنگ سفید، صورتی و خاکستری مایل به آبی آغاز و سپس بر روی آن تناوبی از آهک و دولومیت به رنگ خاکستری، خاکستری مایل به آبی و صورتی با لایه‌های نازک قرار می‌گیرد.

انباشته‌های خانه کت با بخش دولومیت فوقانی خاتمه می‌پذیرد.

۱-۶-۷-۱-۳- سنگ‌های کربناته ژوراسیک

سنگ‌های کربناته ژوراسیک در این منطقه از یک ردیف آهک و آهک دولومیتی ضخیم‌لایه دانه ریز آغاز می‌گردد و بر روی آن سنگ‌های آهکی، آهکی - دولومیتی خاکستری، خاکستری تیره قرار می‌گیرد که از مشخصات بارز آن وجود فرسایش غارمانند می‌باشد.

۱-۶-۷-۱-۴- آهک و مارن کرتاسه

در این منطقه کرتاسه شامل دو واحد عمده پایینی و بالایی است. کرتاسه پایینی از نظر رخساره‌ای با فهلیان، داریان و سروک قابل مقایسه است. کرتاسه بالایی شباهت نزدیکی با سازند گورپی و امیران دارد. بخش عمده سنگ‌های کربناته واحد چغلوندی را آهک و مارن خاکستری، خاکستری مایل به سبز تشکیل می‌دهد. در جبهه راندگی بر روی انباشته‌های میوسن به همراه مارن، آهک‌های نازک‌لایه نیز مشاهده می‌گردد که به علت قرارگیری در جبهه راندگی و سست و نامقاوم بودن شدیداً تکتونیزه، کلسیتیزه و چین خورده هستند.

۱-۶-۷-۱-۵- سازند شهبازان

سازند شهبازان شامل دولومیت و آهک‌های دولومیتی با رنگ هوازده سفید تا قهوه‌ای است که به طور پیوسته بر روی سازند آواری کشکان و به طور ناپیوسته در زیر سازند آسماری قرار گرفته است. سازند شهبازان متعلق به ائوسن میانی تا بالایی است. این سازند به طرف شمال غربی بیشتر دارای رخساره کم عمق با سنگ‌های آهکی، آهکی دولومیتی خاکستری، قهوه‌ای گهگاه سفید با لایه‌بندی منظم که در بعضی جاها با نوارها و گرهک‌های چرت همراه است. به سمت جنوب شرقی و منتهی‌الیه جنوب شرقی تغییر رخساره داده و محیط عمیق‌تری را نشان می‌دهد که تقریباً با سازند پابده قابل مقایسه است.

۱-۶-۷-۱-۶- سازند آسماری

سازند آسماری با حالت صخره‌ساز خود در سری رسوبات ترشیری به خوبی از سایر نهشته‌ها قابل تفکیک بوده و از جنوب بروجرد به سمت غرب رخنمون آن دیده می‌شود. عموماً از آهک ریفی دانه‌ریز تا دانه متوسط با لایه‌بندی منظم، متوسط‌لایه تا ضخیم‌لایه، کرم، خاکستری روشن، خاکستری به همراه ماکروفسیل‌های شکم‌پا و دوکفه‌ای و همچنین خارپوستان است. لایه‌های مارن به صورت بین لایه‌ای آهک‌های ذکر شده را همراهی می‌نماید.

۱-۶-۷-۱-۷- فلیش‌های میوسن

فلیش‌های میوسن به طور پیوسته و هم‌شیب روی سنگ‌های آسماری قرار می‌گیرد که در قسمت فوقانی در اثر راندگی سفره نابرجای واحد چغلوندی تکتونیزه بوده و مورد تخریب قرار گرفته است، و از دو بخش عمده پایینی و بالایی تشکیل می‌گردد که بخش پایینی بیشتر مارن، ماسه سنگ، آهک با لایه‌بندی منظم و لایه‌های نازک با رنگ خاکستری، خاکستری مایل به سبز سازمان یافته است. بخش بالایی از مارن ارغوانی روشن و خاکستری مایل به سبز تشکیل گردیده، که به طور فرعی لایه‌های ماسه‌ای و آهک نازک‌لایه به همراه آن در معرض دید قرار می‌گیرد. نتیجه اینکه از بخش پایینی به سمت بالا به مقدار مارن افزوده می‌گردد. از مشخصات بارز بخش بالایی وجود پوشش گیاهی است که در جبهه راندگی آهک نابرجای چغلوندی دیده می‌شود. میکروفسیل‌های یافت شده، زمان میوسن زیرین - بالایی را برای این واحد مشخص می‌نماید.

۱-۶-۷-۱-۸- واحد کنگلومرایی

در غرب و همچنین در راستای جنوب شرق - شمال غرب ترادف کنگلومرایی دیده می‌شود که دارای ویژگی‌هایی به شرح زیر است:

- ۱- کنگلومرایی است ناهمگن با سخت‌شدگی و جورشدگی ضعیف.
- ۲- ابعاد عناصر از ۱ cm تا ۴۰ cm متغیر و گاه عناصر درشت هم در آن دیده می‌شوند.
- ۳- شیب لایه‌ها کم و بیشترین آن ۱۰ درجه است.
- ۴- دارای لایه‌های مارنی به صورت میان لایه‌ای است.
- ۵- گهگاه عناصر کنگلومرای بختیاری در آن دیده می‌شود.
- ۶- کنگلومرای ذکر شده با دگرشیبی خفیف روی سازند بختیاری قرار می‌گیرد.

۱-۶-۷-۱- نهشته‌های عهد حاضر

نهشته‌های آبرفتی شامل تراست‌های بلند و قدیمی، تراست‌های کوتاه و جوان و نیز رسوبات رودخانه‌ای است. بخش وسیعی از محدوده مورد مطالعه و خصوصاً دشت بروجرد - دورود توسط ذرات منفصل که غالباً شامل شن و ماسه می‌باشد، پوشیده می‌شود. با توجه به جنس ارتفاعات مشرف به دشت، نهشته‌های موجود در شرق دشت درشت‌دانه‌تر و دارای ذرات مقاوم‌تر نسبت به نهشته‌های موجود در شرق دشت می‌باشند. این نهشته‌ها دارای ضخامتی حدود ۱۰۰ متر می‌باشند.

۱-۶-۷-۲- منطقه نابرجا

۱-۶-۷-۲-۱- واحد گرین

آهک گرین واحد سنگی بسیار ضخیمی است که به طور ممتد و پیوسته از تریاس فوقانی تا کرتاسه در یک حوضه سکوی قاره‌ای بر جای گذاشته شده است. این آهک به طور هم‌شیب و تدریجی روی سنگ‌های آهکی، آهک و شیل لایه‌های زیرین قرار گرفته که دارای ضخامت زیادی است، و در ابتدا از آهک، آهک دولومیتی متوسط لایه با لایه‌بندی منظم، رنگ خاکستری، خاکستری مایل به زرد شکل می‌گیرد و سپس به سمت بالاتر ضخیم‌لایه و توده‌ای می‌گردد.

۱-۶-۷-۲- واحد چغلوندی

جنوب غربی ناحیه مورد بررسی را سنگ‌های نابرجای رسوبی آتشفشانی در بر می‌گیرد که بر روی نهشته‌های میوسن رانده شده و تحت عنوان سفره رورانده چغلوندی معرفی می‌گردد. راندگی این سنگ‌ها موجب بهم ریختگی و آشفستگی نهشته‌های میوسن شده در سرتاسر جبهه راندگی، واحد درهم تیره رنگی مشاهده می‌گردد که بیشتر از شیل ماسه‌ای دانه ریز، رادیولاریت، آهک دانه ریز ائوسن، آهک دولومیتی کرم رنگ تریاس و اسپلیت شکل می‌گیرد. سفره نابرجای چغلوندی به واحدهای سنگی به شرح زیر تفکیک می‌گردد:

- **سنگ آهک خاکستری تیره و مارن:** بخش عمده سنگ‌های کربناته واحدهای چغلوندی را آهک و مارن خاکستری مایل به سبز تشکیل می‌دهد. در جبهه راندگی بر روی انباشته‌های میوسن همراه با مارن، آهک‌های نازک‌لایه نیز مشاهده می‌گردد که آهک‌های همراه با مارن اصولاً تکتونیزه بوده و لایه‌بندی کمتری را در معرض دید قرار می‌دهند.

- **آهک توده‌ای تا لایه‌ای و آهک دولومیتی:** از یک سری آهک‌های توده‌ای دیواره‌ساز، خاکستری رنگ دانه ریز تا دانه متوسط تشکیل شده است که از مشخصات بارز آن دارا بودن رودیست فراوان، رگه‌های کلسیتی و تکتونیزه بودن سنگ‌ها می‌باشد.

۱-۶-۷-۳- زون سنندج - سیرجان

۱-۶-۷-۳-۱- منطقه دگرگونه

عمده‌ترین سنگ‌های دربرگیرنده مجموعه دگرگونی، لایه‌هایی از سنگ‌های آهکی متبلور، خاکستری و گهگاه سفید رنگ می‌باشد که در گستره‌ای وسیع دیده می‌شود. در مسیر راه بروجرد به دورود، چندین لایه ماسه‌سنگ کوارتزیتی که رنگ ظاهری آن تیره و در سطح شکست، خاکستری روشن می‌باشد، آهک‌های ذکر شده را همراهی می‌نماید. در برخی نواحی لایه‌های آهکی تحت تأثیر فرایند دولومیتی شدن قرار گرفته‌اند.

در بخش‌هایی از منطقه مورد مطالعه همراه با سنگ‌های آهکی، لایه‌های سنگ‌های آتشفشانی با ترکیب آندزیت و توف با رنگ تیره تا سیاه گهگاه کربناتیزه در میان آن‌ها دیده می‌شود، که همانند سنگ‌های آهکی متبلور تحت تأثیر فاز دگرگونی در رخساره شیست سبز به آمفیبول شیست و آندزیت دگرگون شده تبدیل شده‌اند.

در جنوب شرقی بروجردها اسلیت‌های سیاه و چین خورده بر روی سنگ‌های رسوبی آتشفشانی به صورت تدریجی و پیوسته قرار می‌گیرند.

مجموعه دگرگونه ردیفی از سنگ‌های رسوبی، آتشفشانی و اسلیت‌ها را شامل می‌شود که در رخساره شیست سبز دگرگون شده وجود شیستوزیته، تجزیه، متبلور شدن، چین خوردگی و دگرشکلی سنگ‌ها و فسیل‌های وابسته نتیجه تأثیر فاز دگرگونه می‌باشد. سنگ‌های مورد سخن در راستای جنوب شرقی - شمال غربی در گستره‌ای از منتهی‌الیه جنوب شرقی ناحیه تا منتهی‌الیه شمال غربی آن برونزد دارد. تزریق توده نسبتاً بزرگ گرانیت بروجردها با ترکیب گرانیتی تا گرانودیوریتی در میان اسلیت‌های سیاه موجب شکل‌گیری هاله دگرگونی گردیده، به طوری که اثر حرارتی آن در سنگ‌های میزبان در تشکیل کانی‌های آندالوزیت، سیلیمانیت، گرونا و کردیوریت دخالت داشته است. هاله دگرگونی در نزدیک توده به صورت هورنفلس و آندالوزیت شیست و در شعاعی دورتر کردیوریت شیست و شیست‌های لکه‌دار مشاهده می‌گردد.

۱-۶-۷-۳-۲- سنگ‌های نفوذی

به نظر می‌آید که تزریق توده نفوذی بروجردها ابتدا با کوارتزیدیوریت آغاز و سپس در مراحل بعدی ترکیب اسیدی‌تر و سنگ‌های گرانودیوریتی تا گرانیتی جایگزین گردیدند. این سنگ‌ها در اطرافشان هاله ضخیمی از هورنفلس و شیست‌های لکه‌دار را موجب گردیده‌اند. هرچه از شمال بروجردها به سمت شرق آن نزدیک‌تر می‌شویم به نظر می‌آید که از میزان حرارت توده کاسته گردیده است. زیرا که در مجاورت تزریق توده در سنگ‌های میزبان در شمال بروجردها هورنفلس آندالوزیت‌دار دیده می‌شود، در حالی که در شرق بروجردها

کانی‌های حرارتی تشکیل شده در کنتاکت بلافضل سنگ‌های نفوذی بیشتر کردیوریت و کلریت می‌باشد. از مشخصات بارز این سنگ‌ها وجود بیوتیت قهوه‌ای فراوان در آن‌ها می‌باشد. سنگ‌های مذکور بیشتر متامورف بوده و حالت خمیدگی در بیوتیت‌ها دیده می‌شود.

عمده‌ترین سنگ‌های نفوذی منطقه را سنگ‌های گرانیتی و گرانودیوریتی تشکیل می‌دهد که در گستره‌ای وسیع در ناحیه دیده می‌شود. تأثیر فرایند فرسایش روی سنگ‌های مذکور موجب تجزیه فلدسپات‌ها و بهم ریختگی سنگ‌ها گردیده است. سنگ‌های فوق که در ضمن کمی متامورف شده به نظر می‌رسند، دارای پلاژیوکلاز تجزیه به سریسیت، فلدسپات آلکان (پرتیت - میکروکلین)، کوارتز و بیوتیت‌های قهوه‌ای که در اثر متامورفیسم کشیدگی در کوارتز و چین خوردگی و خمیدگی در بیوتیت‌ها مشاهده می‌گردد. این سنگ‌ها در گستره‌ای از شمال غرب به سمت جنوب شرق ناحیه و عمدتاً در منطقه دگرگونه دیده می‌شود. هاله دگرگونی دیده شده در اثر تزریق آن در سنگ‌های میزبان به صورت شیست‌های لکه‌دار می‌باشد که بیشتر در جنوب شرقی ناحیه مشاهده شده است. توده نفوذی ذکر شده هم‌ارز توده نفوذی بروجرد بوده و زمان آن پالئوسن می‌باشد.

۱-۶-۷-۳-۳- سنگ‌های دگرگونی مجاورتی

اولین فاز دگرگونی مجاورتی با نفوذ سنگ‌های کوارتزدیوریتی شروع گردیده و هورنفلس‌های توده‌ای متراکم تیره رنگی که به صورت هاله‌ای در حاشیه شمالی و شرقی گرانیت بروجرد قرار دارد در اثر این فاز تشکیل شده است. هرچه از توده نفوذی فاصله گرفته می‌شود به تدریج شیستوزیته در آن‌ها ظاهر شده و به صورت هورنفلس شیست آندالوزیت‌دار و در نهایت به شیست‌های لکه‌دار تبدیل می‌گردند. کانی‌های موجود در هورنفلس‌ها بیشتر آندالوزیت، بیوتیت، کردیوریت و در شیست‌های لکه‌دار عمدتاً کلریت، بیوتیت و مسکویت می‌باشد.

فصل دوم

مروری بر مطالعات پیشین

۲-۱- مقدمه

رودخانه‌ها در تأمین نیاز آبی انسان نقش مهمی را ایفا می‌کنند و در حقیقت شریان اصلی آب در طبیعت محسوب می‌شوند و به همین دلیل حفاظت از آن‌ها در برابر آلودگی امری ضروری است. آلاینده‌های طبیعی نقش مهمی در افت کیفیت آب رودخانه‌ها ایفا می‌نمایند. با این حال، ورود آلاینده‌ها از منابع انسان‌زاد که عمدتاً ناشی از رشد شهرنشینی و توسعه صنایع است کیفیت آب رودخانه‌ها را بیشتر تحت تأثیر قرار داده است. بنابراین بررسی کیفیت و آلودگی این منابع به دلیل تأثیر مستقیم آن‌ها بر جوامع انسانی از مباحث مورد توجه قرن حاضر بوده است. یکی از مهم‌ترین بخش‌های یک تحقیق علمی، مطالعه پژوهش‌های دیگر محققان و استفاده از روش‌های آن‌ها در انجام تحقیق می‌باشد. از این رو در این فصل مطالعات انجام شده درباره منابع آلاینده سیستم رودخانه‌ها و عوامل موثر بر ویژگی‌های کیفی آب، در سطح ایران و جهان بررسی می‌شود.

۲-۲- اهمیت کیفیت آب

کیفیت آب بیانگر قابلیت‌های آن برای استفاده‌های مختلف است و هر نوع استفاده از آن در دامنه‌ای از یک یا چند پارامتر خاص فیزیکی و شیمیایی ممکن و میسر می‌شود، به طوری که اگر کیفیت آب به سمت کاهش کارایی پیش رود و یا قابلیت آن تغییر یابد و میزان تغییر به وجود آمده در آن تأثیر خاصی داشته باشد را اصطلاحاً آلودگی می‌نامند. به عبارت دیگر به تغییرات نامطلوب آب و ورود مواد غیرطبیعی به آن آلودگی گفته می‌شود و این آلودگی‌ها به سه قسمت تقسیم می‌شود (نشریه وزارت نیرو، ۱۳۸۹):

۱- آلودگی‌های فیزیکی

۲- آلودگی‌های شیمیایی

۳- آلودگی‌های بیولوژیک

۲-۳- عوامل موثر بر تغییر کیفیت آب

عوامل مختلفی می‌توانند کیفیت آب را تغییر دهند. ولی به طور کلی می‌توان این عوامل را به دو گروه تقسیم کرد: ۱- عوامل طبیعی ۲- عوامل غیرطبیعی (انسان‌زاد)

۲-۳-۱- عوامل طبیعی

عواملی هستند که به پدیده‌های طبیعی، نحوه شکل‌گیری، حرکت و ذخیره آب در یک منطقه یا ناحیه مربوط می‌شود. اگرچه در تحقق این امر دخالت بشر نیز امکان‌پذیر است ولی تأثیر چندانی ندارد. در بررسی چرخه آب می‌توان محل‌های اثرپذیر هر کدام از عوامل طبیعی را مشخص کرد: حرکت بخار آب در مناطق مختلف و تبدیل آن به قطرات باران در صورت آلوده بودن هوا (به خصوص در مناطق صنعتی) بر کیفیت باران موثر خواهد بود، همچنین با ریزش قطرات باران و رسیدن به سطح خاک، کیفیت آب با توجه به خواص شیمیایی خاک تغییر خواهد کرد (Helmer, 1998). به طور کلی عوامل طبیعی که در تغییرات کیفیت آب موثر هستند عبارتند از:

الف- سازندهای زمین‌شناختی و نوع کانی‌ها: بر اثر حرکت آب در سطح زمین و تماس با لایه‌های مختلف باعث تغییر کیفیت آب می‌شوند.

ب- عوامل آب و هوایی و موقعیت جغرافیایی: نظیر ارتفاع، میزان و نوع نزولات، درجه حرارت محیط، نزدیکی و دوری از دریاچه‌ها و اقیانوس‌ها که در قدرت انحلال املاح و گازها در آب موثر هستند. به عنوان مثال آب‌های کوهستانی شیرین‌تر از آب‌های نواحی دشتی است و نزولات برفی به دلیل ذوب تدریجی و نفوذ در زمین مسافت کمتری را روی سطح زمین طی کرده، و در نتیجه تماس کمتری با بافت و کانی‌های مختلف دارند که همه این‌ها بر کیفیت آب موثر هستند.

ج- عوامل هیدرولوژیکی: شامل سطح حوضه، زمان تمرکز آب و مسافت طی شده توسط آب است، که هر

قدر مسافت طی شده توسط آب بیشتر و مدت زمان لازم تخلیه از دورترین نقطه حوضه آبریز و طول مسیر حرکت آب زیاد باشد به دلیل فرصت بیشتر برای انجام واکنش‌های انحلالی در اثر زمان و فرصت تماس آب با انواع کانی‌ها در سازندهای زمین‌شناسی و خاک شدت تغییر در کیفیت آب نیز بیشتر خواهد بود.

د- دریاها، دریاچه‌ها و آب‌های زیرزمینی: آب‌های سطحی مرتبط و نزدیک به آب دریاها و دریاچه‌ها و یا آب‌های زیرزمینی که کیفیت آب آن‌ها با کیفیت آب‌های معمولی و جاری فرق می‌کند، از طریق فرایندهایی چون عبور و نفوذ جریان‌های آبی موجود در زیر خاک یا ارتباط مستقیم آب سطحی با دریاها باعث تغییر در کیفیت آب رودخانه‌ها می‌شوند.

ه- پوشش گیاهی: پوشش گیاهی با تأثیر بر روی چرخه آب بر کیفیت و کمیت آب تأثیر به‌سزایی دارد.

از جمله مطالعات صورت گرفته در مورد تأثیر فرایندهای طبیعی بر روی کیفیت و آلودگی آب رودخانه‌ها می‌توان به موارد زیر اشاره کرد:

مطالعات سینگ و همکاران (Singh *et al.*, 2005) بر روی مخازن واقع در حوضه رودخانه دامودار (Damodar) در هندوستان نشان‌دهنده تأثیر عوامل طبیعی بر کیفیت آب این رودخانه می‌باشد. عوامل طبیعی در این منطقه باعث افزایش غلظت Mg , Ca و نیز سیلیکات‌های حل شده می‌گردد. ایشان همچنین با بررسی پارامترهای SAR و RSC و درصد سدیم (%Na) بیان نمودند که کیفیت آب جهت آبیاری مناسب می‌باشد.

ارام و همکاران (Erum *et al.*, 2007) با مطالعه بر روی هیدروشیمی رودخانه ویندر (Winder) و انشعابات متصل به آن در بلوچستان پاکستان و بررسی کاتیون‌ها و آنیون‌های موجود در آب به ارزیابی ارتباط متقابل این آنیون‌ها و کاتیون‌ها پرداختند و با استفاده از پارامترهای هیدروشیمیایی کیفیت آب را جهت آشامیدن و آبیاری بررسی نمودند و به این نتیجه رسیدند که هیدروشیمی آب‌های سطحی دره ویندر

توسط فرایندهایی چون هوازدهی سنگ‌های آذرین و رسوبی، آب و هوا و الگوی زهکشی کنترل می‌شود. بهارواج و همکاران (Bhardwaj *et al.*, 2010) با بررسی کیفیت هیدروشیمیایی آب رودخانه چوتی گانداک (Chhoti Gandak) در دشت گنگا (Ganga) در هندوستان دریافتند که کیفیت آب این رودخانه توسط لیتولوژی، شیب، زهکشی ضعیف، اقامت طولانی مدت آب، تبادلات یونی، هوازدهی کانی‌ها کنترل می‌شود و آب این منطقه در بعضی از بخش‌ها دارای سختی و قلیائیت زیاد است و جهت آشامیدن و آبیاری مناسب نیست.

۲-۳-۲- عوامل غیرطبیعی (انسان‌زاد)

به طور کلی عوامل غیرطبیعی عواملی هستند که ناشی از فعالیت‌های مرتبط با انسان هستند، چنین عواملی در گذشته و حال بر کیفیت آب‌ها اثر گذاشته و در آینده نیز باعث آلودگی آب خواهند شد. مهم‌ترین منابع انسان‌زادی که بر کیفیت آب‌های سطحی تأثیر می‌گذارند عبارتند از:

۱- فاضلاب‌های خانگی

۲- فاضلاب‌های صنعتی (صنایع فلزی، معدنکاری، شیمیایی ...)

۳- حمل و نقل

۴- فعالیت‌های کشاورزی (آب برگشتی کشاورزی ...)

۵- شیلات و ماهی‌گیری

۶- آلودگی‌های ناشی از مواد رادیواکتیو

فاضلاب‌ها به ویژه پساب‌های کشاورزی می‌توانند باعث افزایش شوری منابع آب گردد. در چند سال اخیر علاوه بر شاخص شوری، وجود عناصر سنگین و سمی چون سلنیوم، مولیبدن و آرسنیک در آب‌های زهکشی سبب آلودگی منابع آب و افزایش هزینه تصفیه این منابع گردیده است. از اثرات سو دیگر در این زمینه احتمال آلودگی منابع آب سطحی و زیرزمینی به نترات به واسطه غلظت بالای عناصر مغذی

(P و N) در پساب‌ها و آب‌های برگشتی می‌باشد (یارقلی، ۱۳۷۹). نفوذ عناصر مغذی به آب‌های سطحی (رودخانه‌ها و دریاچه‌ها) موجب رشد سریع گیاهان در آن‌ها می‌گردد که به دلیل افزایش مصرف اکسیژن توسط آن‌ها (به خصوص جلبک‌ها)، موجب کاهش اکسیژن و مرگ و میر آبزیان می‌شود (پیرنیا و همکاران، ۱۳۷۵). پساب‌های کشاورزی از نظر مقدار، بیشترین مقدار را دارا بوده و عمده‌ترین آلاینده‌های آن‌ها شامل سموم، رسوبات، مواد مغذی (P و N) و عوامل بیماری‌زا می‌باشد. شایان ذکر است استفاده غیر اصولی از این منابع با توجه به کیفیت آن‌ها عوارض سوپی را بر منابع آب به ویژه زیست بوم‌های آبی به دنبال خواهد داشت.

باید توجه داشت که تمام عوامل تغییر دهنده کیفیت آب به نحوی با افزایش جمعیت و افزایش میزان و نوع نیازهای بشر ارتباط دارند، به طوری که محدودیت‌های ایجاد شده در کیفیت آب همراه با افزایش جمعیت بیشتر می‌شود و با شدت بیشتری نمایان می‌گردد. پساب‌های مناطق شهری و صنعتی، شستشو و انحلال مواد آلی و معدنی سطح زمین و موارد زیاد دیگری همه و همه معضلات مربوط به تغییر کیفیت آب در اثر کاربری‌های مختلف از زمین و آب هستند (Helmer, 1998).

از بین عوامل ذکر شده سه عامل فاضلاب‌های خانگی، پساب‌های صنعتی و پساب‌های کشاورزی که اهمیت بیشتری دارند در زیر مورد بحث قرار می‌گیرند.

۲-۳-۱-۲-۱ فاضلاب‌های خانگی و رواناب‌های شهری

رودخانه‌ها از دیر باز به دلیل تأمین نیاز آبی انسان مورد توجه بوده‌اند. از این رو حاشیه رودخانه‌ها همیشه کانون تمرکز جمعیت بوده است. سکونت جمعیت‌های انسانی در حاشیه رودخانه‌ها با تخلیه فاضلاب‌های خانگی و پساب‌های شهری همراه است که این امر به افزایش آلودگی رودخانه‌ها، به ویژه در کشورهای در حال توسعه انجامیده است. کمیت و کیفیت فاضلاب‌های خام متأثر از پارامترهایی مانند آب مصرفی،

شرایط آب و هوایی حاکم بر منطقه، نوسانات تولید (نوسانات ساعتی، روزانه و فصلی)، میزان نشت آب‌ها، شرایط اقتصادی - اجتماعی و فرهنگی جامعه، ضریب بهره‌برداری از شبکه جمع‌آوری، مجزا یا مختلط بودن سامانه جمع‌آوری بوده و کیفیت پساب خروجی از تصفیه‌خانه‌ها متغیر خواهد بود (Helmer, 1998; Ma *et al.*, 2009). احتراق سوخت‌های فسیلی، ترافیک، فعالیت‌های عمرانی و رواناب‌های سطحی، مهم‌ترین منابع ورود فلزات، ترکیبات آلی و عوامل بیولوژیک هستند که در مناطق شهری به صورت رواناب‌های سطحی یا فاضلاب‌های خانگی وارد آب رودخانه‌ها می‌شوند (Mielke, 1994). پساب‌های شهری خام بر اساس ویژگی فیزیکی، شیمیایی و زیستی در گروه پساب‌های قوی، متوسط و ضعیف طبقه‌بندی می‌گردد. به طوری که فاضلابی با $BOD < 150$ و $SS < 200$ (مواد معلق) میلی‌گرم در لیتر، به عنوان فاضلاب ضعیف شناخته می‌شود و هر گاه کیفیت فاضلاب به $BOD > 300$ و $SS > 450$ میلی‌گرم در لیتر برسد جزء پساب‌های قوی شناخته خواهد شد (نشریه وزارت نیرو، ۱۳۸۹).

از جمله مطالعات صورت گرفته در مورد تأثیر فاضلاب خانگی بر روی کیفیت و آلودگی آب رودخانه می‌توان به موارد زیر اشاره کرد:

سرکویرا و همکاران (Cerqueira *et al.*, 2008) آلودگی آب رودخانه آنتوا (Antua) در شمال غرب پرتغال را که دریافت کننده حجم زیادی از فاضلاب‌های خانگی است مورد بررسی قرار دادند، و مشاهده نمودند که با وجود قدرت خود پالایی رودخانه مقدار زیادی مواد مغذی توسط این رودخانه به دریاچه‌های ساحلی و اقیانوس اطلس حمل شده است.

ما و همکاران (Ma *et al.*, 2009) با مطالعه بر روی کیفیت آب رودخانه شیانگ (Shiyang) در حوضه ویو (Wuwei) واقع در شمال شرق چین دریافتند که در طول مسیر رودخانه ۲۳ نقطه تخلیه فاضلاب وجود دارد، که کاهش شدید کیفیت آب رودخانه را در پی داشته است. ایشان در نهایت پیشنهاد کرده‌اند که

ورود فاضلاب به این رودخانه کنترل گردد و برداشت بیش از حد مجاز از آب رودخانه متوقف شود تا رودخانه توان لازم جهت خود پالایی را به دست آورد.

ساتر و همکاران (Suthar *et al.*, 2009) به منظور ارزیابی سطح فلزات سنگین در آب و رسوبات سطحی رودخانه هیاندون (Hindon) در شهر صنعتی قاضی آباد هندوستان، ۶ محل نمونه برداری در بالا دست و پایین دست رودخانه مذکور انتخاب کردند. با استفاده از شاخص‌های زمین انباشت (Igeo) و غنی‌شدگی (EF) میزان آلودگی در رودخانه ارزیابی شد. نتایج آلودگی شدید رودخانه به فلزاتی چون کادمیم ($I_{geo} > 5$) و آلودگی متوسط به فلزات کروم و مس ($I_{geo} < 2$) را نشان داد و منبع مهم فلزات سنگین نیز به تخلیه پساب شهری و صنعتی منطقه، نسبت داده شد.

شین و همکاران (Shin *et al.*, 2013) به ارزیابی اثرات انسان‌زاد بر روی کیفیت آب در مناطق شهری رودخانه نیوجرسی (New Jersey) در آمریکا با رویکرد چند متغیره پرداختند، و با اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین (Cd, Pb, Ni, Fe, Zn) و همچنین NO_3^- ، NH_3 ، کلیفرم مدفوعی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی چندگانه در ۱۲ نقطه به صورت فصلی در طی یک دوره آماری ۱۵ ساله به این نتیجه رسیدند که آلودگی این رودخانه مرتبط با موقعیت مکانی نقاط اصلی تخلیه فاضلاب به آب رودخانه می‌باشد، و جهت کاهش آلودگی رودخانه نیاز به کنترل این ورودی‌ها می‌باشد.

سعیدی و همکاران (۱۳۸۵) اثر فعالیت‌های انسانی بر تجمع فلزات سنگین در آب رودخانه تجن در استان مازندران را مورد مطالعه قرار دادند. در این مطالعه ۱۱ ایستگاه انتخاب گردید و مشخص شد که میانگین غلظت‌های فلزات کادمیم، نیکل و سرب در رودخانه به خصوص در فصول تابستان و پاییز بالاتر از حداکثر غلظت مجاز و در آب آشامیدنی است. نتایج آنان همچنین نشان داد که غلظت تمام فلزات به جز کبالت در رودخانه در فصول کم آبی به ویژه تابستان، بیش از سایر فصول است. اثر آلاینده‌گی منابع آلودگی اصلی

رودخانه از جمله فاضلاب شهر ساری و پساب کارخانه‌های چوب و کاغذ مازندران به خصوص در فصول کم آبی بر بالا رفتن غلظت آلودگی فلزی در رودخانه مشخص گردید.

تأثیر رواناب‌های شهر اصفهان و پساب تصفیه خانه فاضلاب بر برخی پارامترهای کیفی آب رودخانه زاینده رود توسط حاجیان نژاد و رهسپار (۱۳۸۸) مورد بررسی قرار گرفت. پارامترهای اندازه‌گیری شده در این مطالعه شامل تعیین میزان نیتروزن (نیتрат)، فسفات، آمونیوم، BOD_5 ، COD و pH می‌باشد. نتایج مطالعه این محققین نشان داد که غلظت فسفات در آب رودخانه زاینده رود بالا بوده و با گذر رودخانه از شهر اصفهان بر غلظت آن افزوده می‌شود، غلظت سایر آلاینده‌های مورد مطالعه نیز به طور ناگهانی افزایش می‌یابد که علت آن ورود فاضلاب‌های خانگی و شهری به داخل زاینده رود در طول مسیر آن است.

در یک جمع‌بندی می‌توان گفت که ورود فاضلاب‌های خانگی به منابع آب رودخانه‌ها منجر به کاهش کیفیت آب و تغییر شدید در پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب، افزایش غلظت فلزات سنگین، افزایش مواد آلی و مغذی که منجر به کاهش اکسیژن محلول در آب می‌گردد، و نیز ورود انگل‌ها و باکتری‌ها به این منابع آبی می‌گردد، که این موارد باعث پایین رفتن کیفیت زیست‌محیطی رودخانه‌ها و به خطر افتادن سلامتی آبیان و جوامع انسانی می‌شود. بنابراین جهت کاهش آلودگی رودخانه لازم است که ورود این فاضلاب‌ها به منابع آب رودخانه کنترل گردد، و برداشت بیش از حد مجاز از آب رودخانه متوقف شود تا رودخانه توان لازم جهت خود پالایی را به دست آورد.

۲-۲-۳-۲- پساب‌های صنعتی

یکی از منابع آلودگی آب‌ها ورود پساب‌های آلوده کارخانه‌ها و مراکز صنعتی است. کیفیت پساب واحدهای صنعتی وابسته به نوع صنعت، فرایند تولید، وضعیت دسترسی به آب و فرایند تصفیه فاضلاب، نحوه

مدیریت واحد صنعتی، وضعیت تأسیسات بهداشتی - رفاهی، وجود سامانه‌های باز چرخانی و میزان استفاده از آب می‌باشد. مشخصه فاضلاب صنایع غذایی، مواد آلی و عناصر مغذی بالا، مشخصه صنایع فلزی، ترکیبات فلزی به ویژه فلزات سنگین زیاد و مشخصه فاضلاب صنایع دارویی، دارا بودن ترکیبات شیمیایی و آلی قابل توجه می‌باشد. از مهم‌ترین شاخص‌های کیفی پساب‌های صنعتی می‌توان به حضور ترکیبات شیمیایی و سمی، فلزات سنگین، مواد آلی، pH نامناسب، دما و رنگ اشاره نمود (Stumm, 1992; Kaushik et al., 2009). در جدول (۱-۲) ویژگی‌های مهم فاضلاب‌های صنعتی آورده شده است. در زیر به برخی از مطالعات صورت گرفته در زمینه آلودگی‌های ناشی از فاضلاب‌های صنعتی اشاره می‌شود:

چونگ و همکاران (Cheung et al., 2003) به مطالعه فعالیت‌های انسانی مانند: فعالیت‌های صنعتی و شهری بر روی تجمع فلزات سنگین و مواد مغذی (Natrient) در آب و رسوبات رودخانه پریل دلتا (PearlDelta) در جنوب چین پرداختند. نتایج مطالعه آنان نشان دادند بیشتر رسوبات و نمونه‌های آب برداشت شده به طور قابل توجهی به عناصر Cd, Pb و Zn آلوده بوده، و غلظت عناصر C, N و P نیز در اثر تخلیه فاضلاب‌های صنعتی، به نحو چشمگیری افزایش یافته است.

کاوشیک و همکاران (Kaushik et al., 2009) به بررسی آلودگی فلزات سنگین در رودخانه یامانا (Yamuna) هندوستان پرداختند، و با نمونه‌برداری از ۱۴ نقطه در بالا دست تا پایین دست رودخانه که محل تمرکز واحدهای صنعتی این ایالت است، به مطالعه شدت آلودگی آب این رودخانه پرداختند. آنان به این نتیجه رسیدند که فلزاتی Ni و Cd و همچنین Cr در نمونه‌های آب در اثر تخلیه فاضلاب‌های صنعتی (به ویژه پساب کارخانه‌های رنگرزی) افزایش یافته است.

کوهاسوا و همکاران (Kohusova et al., 2011) ضمن پایش غلظت فلزات سنگین و ترکیبات آلی در آب و

رسوبات رودخانه بیلان (Bilian) در جمهوری چک شدت آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسان‌زاد را در طول این رودخانه مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج آنان نشان داد که قسمت‌های میانی و پایین دست رودخانه به شدت به جیوه، آرسنیک، وانادیوم، هگزاکلروبنزن، دی‌کلرودی‌فنیل و تری‌کلرواتان آلوده است، که در اثر فعالیت‌های واحدهای صنعتی و معدنی وارد آب و رسوب رودخانه شده‌اند.

داداللهی و ارجمند (۱۳۸۹) از شاخص کیفیت آب (WQI) جهت نشان دادن اثرات پساب صابون سازی خرمشهر بر آب رودخانه کارون استفاده نمودند. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب و پساب کارخانه در ۳ ایستگاه مورد بررسی قرار گرفت و مقایسه نتایج اندازه‌گیری این عوامل با استاندارد سازمان محیط زیست ایران نشان داد که BOD و کلراید پساب خروجی بیشتر از حد استاندارد است، و نیز مشخص شد که پساب خروجی کارخانه با توجه به حجم آب‌گذری رودخانه و دبی فاضلاب خروجی، بر روی کیفیت آب رودخانه موجب ایجاد تغییرات شده است. بررسی روند تغییرات نشان‌دهنده افزایش بسیاری از عوامل در ایستگاه دوم و کاهش قابل ملاحظه در ایستگاه سوم بوده که گویای توان خود پالایی رودخانه کارون است. به طور کلی می‌توان از مطالعات بالا نتیجه گرفت که امروزه پساب‌های صنعتی سهم عمده‌ای در آلودگی و کاهش کیفیت آب رودخانه‌ها دارند. حجم بالای فاضلاب‌های تخلیه شده به رودخانه باعث تغییرات شدید در کیفیت آب، افزایش میزان مواد آلی و مغذی، افزایش هیدروکربن‌های نفتی، افزایش ترکیبات شیمیایی و فلزات سنگین و نیز تغییر در پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب می‌گردد. بنابراین فاضلاب‌های تولید شده قبل از ورود به رودخانه باید تصفیه گردند و توجه بیشتری برای تشخیص و اصلاح منبع جهت رفع آلودگی لازم است.

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

جدول (۱-۲): ویژگی‌های مهم فاضلاب صنعتی

ویژگی‌های مهم فاضلاب	نوع صنعت
قلیائیت زیاد، BOD و درجه حرارت بالا، مواد معلق فراوان، کل مواد جامد زیاد، سختی، نمک، سولفید، آهک، تغییر pH، کروم	صنایع نساجی، پوشاک و چرم
مواد معلق زیاد، مواد کلوییدی، مواد آلی محلول، تغییر pH، BOD بالا، پروتئین، چربی، لاکتوز، نیتروژن، خون، رنگ و بو، روغن، دترجنت، فرمالدئید، عوامل میکروبی	صنایع غذایی، آشامیدنی و دخانیات
مواد جامد، فنل، سمیت، مواد آلی، COD و BOD بالا، تغییر pH	صنایع چوب و محصولات چوبی، صنایع کاغذ، مقوا و چاپ
نمک‌های محلول، کلراید و BOD بالا، تغییر pH، تغییر TDS، اسیدهای معدنی، کروم، اسیدهای آلی چرب، فلزات، رزین‌ها، حلال‌ها، رنگ و بو، الکل، صابون، مواد آلی، حلقه‌های بنزنی، سموم، فسفر، فلوراید، لجن، فرمالدئید، جیوه، اسید نیتریک و سولفوریک، سود، سولفات آهن، عناصر رادیواکتیو، آلومینیوم، نیترات، آمونیوم، دی اکسید گوگرد، پلی کلروبی فنیل PCB، مواد معلق قلیایی غیر قابل ته‌نشینی و قابل ته‌نشینی	صنایع شیمیایی
نمک‌های معدنی، ذرات آزبست معلق	صنایع کانی غیرفلزی
pH پایین و یا متغیر، سیانوزن، اسیدها، فنل، سنگ معدن، قلیائیت، روغن، فلزات، سموم، ماسه و ذغال سنگ، ذرات فلزی، سورفاکتانت	صنایع تولید فلزات پایه
ترکیبات شیمیایی، هورمون‌ها، BOD و COD بالا، تغییر pH، املاح و اسیدهای معدنی، رنگ، عناصر مغذی، حلال‌ها، الکل، اسیدهای آلی چرب، صابون، مواد آلی، حلقه‌های بنزنی، سموم، فلوراید، فرمالدئید، اسید نیتریک و سولفوریک، سود، نیترات، آمونیوم، مواد معلق	صنایع دارویی
تغییر pH، افزایش حلال‌ها، اسیدها، ترکیبات شیمیایی آلی و معدنی، چربی و روغن، قلیائیت، فلزات مختلف، ذرات فلزی، سورفاکتانت‌ها	صنایع برق و الکترونیک
مواد آلی محلول، بقایای سموم، پروتئین، عناصر مغذی، بالا، مواد معلق زیاد، BOD بالا، چربی، لاکتوز، نیتروژن، فرمالدئید، مواد کلوییدی، رنگ و بو، روغن، دترجنت، عوامل میکروبی	صنایع کشاورزی

۲-۳-۲-۳- زهاب‌های کشاورزی

در سال‌های اخیر رشد جمعیت باعث افزایش تقاضای مواد غذایی شده و لازمه افزایش تولید مواد غذایی، توسعه فعالیت‌های کشاورزی است. توسعه فعالیت‌های کشاورزی با افزایش مصرف کودهای حیوانی و شیمیایی و آفت‌کش‌ها همراه است. اهمیت زهاب‌های کشاورزی در حجم قابل توجه و غیر متمرکز بودن آن‌ها است (منابع انتشاری). به واسطه مصرف نهاده‌های کشاورزی و عدم جذب کامل آن‌ها توسط گیاه، بخش قابل توجهی از آن‌ها به زهاب‌ها منتقل می‌گردد. این منابع دارای سموم و عناصر مغذی بوده و از TDS بالایی برخوردار می‌باشند. به طور کلی پارامترهای کیفی مهم در ارتباط با زهاب‌های کشاورزی شامل هدایت الکتریکی، یون‌های ویژه (سدیم، کلر و بر)، عناصر مغذی (P و N)، سموم و آفت‌کش‌ها است.

زهاب‌ها ممکن است حاوی انواع دیگر رادیکال‌های شیمیایی یا غلظت‌های زیاد بر، سلنیوم، آرسنیک یا دیگر یون‌ها با خطرات احتمالی زیست‌محیطی باشند (یارقلی، ۱۳۷۹). تجمع مواد مغذی در زهاب کشاورزی و راه‌یابی آن‌ها به منابع آب سطحی و زیرزمینی، معضلات محیط زیستی فراوانی را به همراه خواهد داشت. مواد مغذی به ویژه فسفر موجود در زهاب می‌توانند منجر به تسریع پر غذایی شدن (Eutrophication) و تشدید آلودگی منابع آب گردد. همچنین نیترات در غلظت‌های افزون بر ۵۰ میلی‌گرم در لیتر می‌تواند برای انسان زیان آور باشد. کودهای فسفاته، به ویژه کودهای تولید شده از سنگ‌های حاوی آپاتیت، دارای مقادیر بالایی از عناصر خطرناک چون کادمیم، آرسنیک، وانادیوم، سرب، سلنیوم و اورانیوم و ضمن آلوده کردن آب و خاک، موجب آلودگی شدید در گیاهان مورد مصرف انسان نیز می‌شود (Alloway, 1995).

از جمله مطالعات صورت گرفته در مورد تأثیر پساب‌های کشاورزی بر روی کیفیت و آلودگی آب رودخانه

می‌توان به موارد زیر اشاره کرد:

خان و همکاران (Khan *et al.*, 2007) با تحقیق بر روی غلظت فسفات و نیترات در آب‌های سطحی و زیرزمینی جنوب کشور مالزی، آلودگی فسفات و نیترات در این منابع آبی را به استفاده از کودهای کشاورزی نسبت دادند.

اکوستا و همکاران (Acosta *et al.*, 2009) با شناسایی منابع فلزات سنگین در رودخانه مورکا (Morka) در جنوب اسپانیا به این نتیجه رسیدند که غلظت بالای مس به دلیل فعالیت‌های گسترده کشاورزی در منطقه است.

فتایی (۱۳۹۰) شاخص‌های کیفی کانال‌های آب رسانی شهرستان پارس آباد را مورد مطالعه قرار داد. در این تحقیق کانال آب رسانی پارس آباد از لحاظ پارامترهای فیزیکوشیمیایی و میکروبیولوژیکی شامل: هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول، کدورت، pH، دمای آب، نیترات، فسفات، اکسیژن مورد نیاز شیمیایی، اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی، کل کلیفرم، کلیفرم گوارشی، کادمیم، سرب و جیوه در ۵ ایستگاه مورد بررسی قرار گرفت. این مطالعه نشان داد که ایستگاه‌های بالا دست کانال آب رسانی پارس آباد دارای کیفیت مطلوب بوده ولی ایستگاه‌های پایین دست در اثر ورود آلاینده‌های ناشی از زهاب‌های کشاورزی دچار نقصان کیفی شده‌اند. همچنین بر اساس نتایج بدست آمده میزان کادمیم در تمام ایستگاه‌ها بالاتر از حد مجاز استاندارد ملی ارزیابی گردید.

به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که استفاده از کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها و سایر سموم در مزارع منجر به آلودگی عناصر مغذی، تغییر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب و افزایش فلزات سنگین مانند: سرب، کادمیم، جیوه و آرسنیک در آب و رسوبات رودخانه می‌گردد.

۲-۴- مطالعات انجام شده در منطقه

مهم‌ترین مطالعات انجام گرفته در منطقه مورد مطالعه شامل مطالعات نیمه تفصیلی آب‌های زیرزمینی محدوده بروجرد - دورود توسط مهندسين مشاور دزآب در ۱۳۸۸، گزارش تلفیق مطالعات منابع آب حوضه آبریز کارون بزرگ (جلد دوم: بررسی‌ها و مشخصات عمومی) توسط مهندسی مشاور زیست کاو در ۱۳۸۲ و گزارش به هنگام سازی تلفیق مطالعات منابع آب حوضه آبریز کارون بزرگ (جلد سوم: تجزیه و تحلیل آمار و اطلاعات و بیان آب) توسط مهندسين مشاور سامان آبراه در ۱۳۸۸ است. که در این مطالعات به بررسی ویژگی‌های عمومی منطقه (زمین‌شناسی، هواشناسی...) و همچنین کیفیت و ارزیابی منابع آب منطقه پرداخته شده است. لازم به ذکر است تاکنون هیچ‌گونه مطالعه جامعی در مورد کیفیت آب رودخانه تیره - سیلاخور از نظر غلظت فلزات سنگین و ارتباط آن با عوامل طبیعی و انسان‌زاد صورت نگرفته است.

فصل سوم

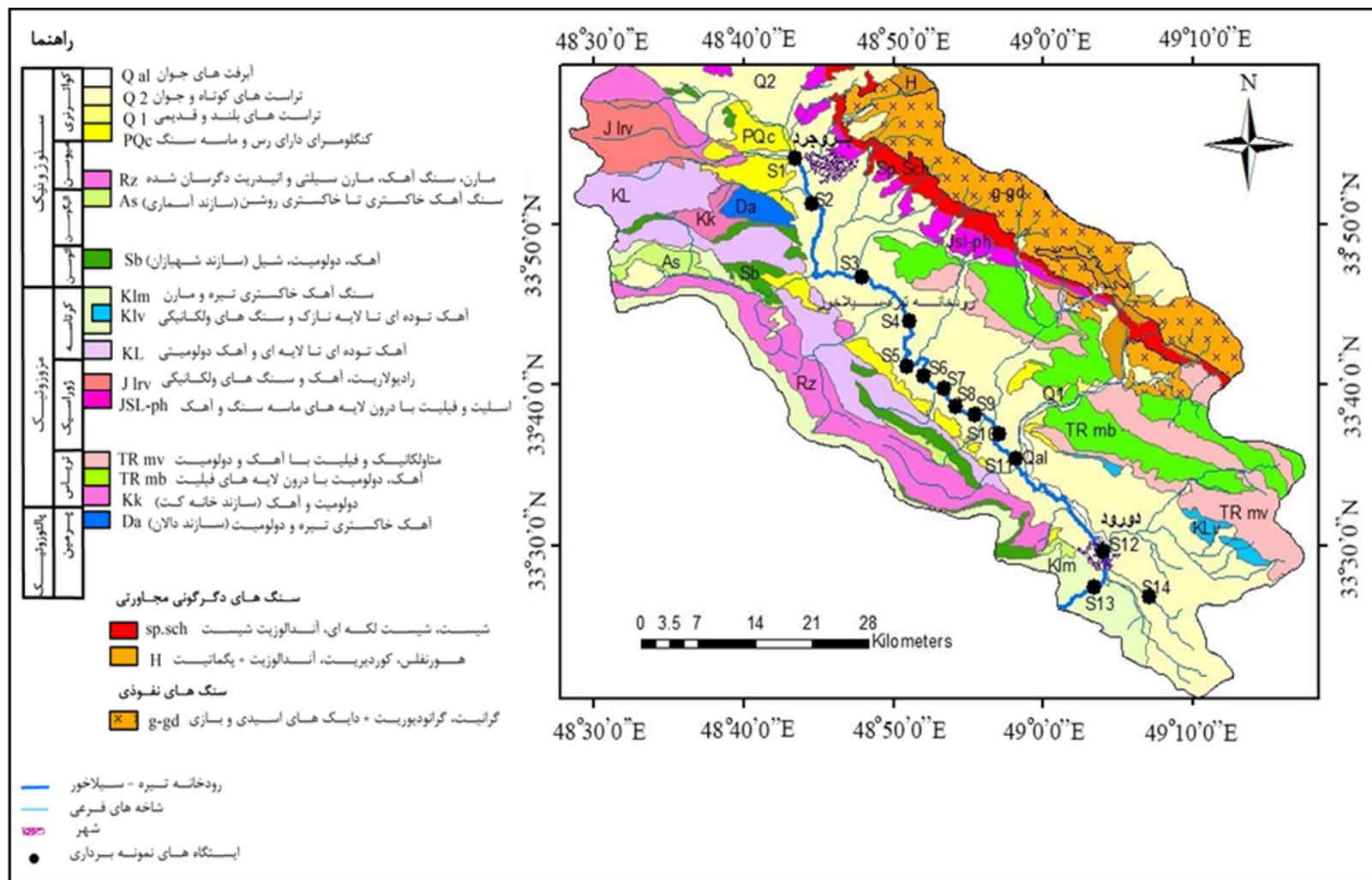
مواد و روش‌ها

۳-۱- مقدمه

جمع‌آوری داده‌ها یکی از مهم‌ترین مراحل در یک پژوهش است. این مرحله بسته به اهداف پژوهش تغییر می‌کند. در این پژوهش به منظور بررسی ویژگی‌های هیدورشیمیایی آب رودخانه تیره - سیلاخور و همچنین ارزیابی غلظت فلزات سنگین در آن‌ها، در ابتدا نقشه‌های زمین‌شناسی و توپوگرافی منطقه مورد بررسی قرار گرفت و پس از بازدید مقدماتی و تعیین راه‌های دسترسی، در آبان ماه سال ۱۳۹۲ عملیات نمونه‌برداری از آب رودخانه، صورت پذیرفت. پس از نمونه‌برداری و آماده‌سازی، تجزیه دستگاهی و شیمیایی نمونه‌ها با استفاده از روش‌های استاندارد انجام گرفت. پارامترهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب عبارت بودند از: آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی، نیتрат، فسفات و برخی ویژگی‌های کیفی نمونه‌های آب شامل (TDS، EC، pH و TH).

۳-۲- انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری

برای انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری، ابتدا نقشه‌های توپوگرافی و راه‌های دسترسی به رودخانه مورد بررسی قرار گرفت. سپس از منطقه بازدید صحرایی اولیه به عمل آمد و با توجه به کاربری اراضی و عوارض طبیعی و همچنین راه‌های دسترسی به رودخانه و شاخه‌های فرعی آن، ایستگاه‌های نمونه‌برداری در طول رودخانه مشخص گردید و نمونه‌برداری از آب با رعایت استانداردهای موجود صورت پذیرفت. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل (۳-۱) نشان داده شده است. همچنین نمایی از ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه تیره - سیلاخور در شکل (۳-۲) آورده شده است.



شکل (۱-۳): موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر روی نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه (اقتباس از نقشه ۱/۲۵۰۰۰۰ خرم‌آباد با کمی تغییرات)



شکل (۲-۳): نمایی از ایستگاه‌های نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه

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

نمونه‌برداری از آب رودخانه در ۱۴ ایستگاه منتخب در حدفاصل شهرستان‌های بروجرد و دورود صورت پذیرفت. موقعیت نقاط نمونه‌برداری توسط دستگاه GPS ثبت شده و در جدول (۳-۱) آورده شده است.

جدول (۳-۱): موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری از آب در طول رودخانه تیره - سیلاخور

شماره ایستگاه	محل ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
۱	ورودی دریاچه فدک	۳۳° ۵۴' ۰۳/۶" N	۴۸° ۴۳' ۲۴/۴" E
۲	خروجی شهر بروجرد	۳۳° ۵۱' ۱۶/۴" N	۴۸° ۴۴' ۳۱/۵" E
۳	روستای رحیم آباد	۳۳° ۴۶' ۴۴/۰" N	۴۸° ۴۷' ۵۲/۹" E
۴	روستای عربان	۳۳° ۴۳' ۵۸/۷" N	۴۸° ۵۱' ۰۱/۳" E
۵	روستای میدان	۳۳° ۴۱' ۰۹/۷" N	۴۸° ۵۰' ۵۱/۱" E
۶	روستای پهلوان کل	۳۳° ۴۰' ۵۰/۲" N	۴۸° ۵۱' ۱۹/۱" E
۷	قبل از کارخانه قند	۳۳° ۳۸' ۴۸/۲۶" N	۴۸° ۵۳' ۵۴/۹" E
۸	بعد از کارخانه قند	۳۳° ۳۸' ۴۲/۲" N	۴۸° ۵۴' ۰۷/۰" E
۹	روستای زرگران	۳۳° ۳۸' ۰۹/۸" N	۴۸° ۵۵' ۲۶/۸" E
۱۰	روستای کاغه	۳۳° ۳۶' ۵۷/۵" N	۴۸° ۵۷' ۰۴/۷" E
۱۱	روستای لوان	۳۳° ۳۵' ۲۳/۳" N	۴۸° ۵۸' ۰۸/۸" E
۱۲	ورودی شهر دورود	۳۳° ۲۹' ۴۳/۰" N	۴۹° ۰۳' ۵۷/۱" E
۱۳	خروجی شهر دورود	۳۳° ۲۸' ۵۴/۰" N	۴۹° ۰۳' ۵۷/۱" E
۱۴	شاخه فرعی ماربره	۳۳° ۲۸' ۵۳/۸" N	۴۹° ۰۳' ۵۶/۹" E

نمونه‌ها در بطری‌های پلی‌اتیلنی ۵۰۰cc و از عمق ۱۵ تا ۲۰ سانتی‌متری از زیر سطح آب برداشت شدند. در هر محل قبل از نمونه‌برداری، بطری پلی‌اتیلنی دو بار با آب رودخانه شستشو شد. در هنگام

نمونه‌برداری از هر محل، دو نمونه آب، یکی برای اندازه‌گیری یون‌های اصلی و نمونه دیگر جهت اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین برداشت گردید. نمونه‌های سری دوم ابتدا فیلتر شده و سپس با اسید نیتریک ۵۰ درصد اسیدی شدند تا در غلظت عناصر تغییری حاصل نشود. نمونه‌ها تا زمان انتقال به آزمایشگاه در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. در محل نمونه‌برداری، پارامترهای هدایت الکتریکی (EC)، pH و دمای نمونه‌ها با استفاده از دستگاه pH سنج (مدل Lutron 2K-2001 CT) با دقت اندازه‌گیری شد. سپس نمونه‌ها جهت تجزیه شیمیایی به آزمایشگاه زاگرس آب شناس فارس ارسال گردیدند.

۳-۴- تعیین غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و فلزات سنگین در نمونه‌های آب

در آزمایشگاه غلظت یون‌های کلسیم، منیزیم و بی‌کربنات به روش تیتراسیون، غلظت یون‌های سدیم و پتاسیم توسط روش نورسنجی شعله‌ای و غلظت سولفات و کلر به روش توربیدیتی‌متری اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری فلزات سنگین با استفاده از دستگاه AAS (جذب اتمی با کوره گرافیتی) انجام گرفت که در جدول (۲-۳) حد آشکارسازی این دستگاه برای هر فلز آورده شده است.

جدول (۲-۳): حد آشکارسازی دستگاه AAS (Atomic Absorption Spectrophotometry) برای فلزات اندازه‌گیری شده (مقادیر بر حسب: $\mu\text{g/L}$)

عنصر	Pb	As	Ni	Cd	Cu	Cr	Zn
حد آشکارسازی دستگاه	۰/۰۱	۰/۲	۰/۰۹	۰/۰۰۰۴	۰/۰۰۱	۰/۰۰۳	۰/۰۰۰۵

۳-۵- برآورد صحت نتایج

به منظور برآورد صحت داده‌های کیفی آب، باید درصد خطا محاسبه شود. از آنجایی که آب محلولی خنثی است، بنابراین باید مجموع غلظت آنیون‌ها با مجموع کاتیون‌ها (بر حسب میلی‌اکی والان) در هر لیتر تقریباً برابر باشد. درصد خطای هر نمونه آب توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود:

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

در جدول (۳-۳) مجموع آنیون‌ها، مجموع کاتیون‌ها و درصد خطا برای نمونه‌های آب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه تیره - سیلاخور آورده شده است.

جدول (۳-۳): مجموع آنیون‌ها، مجموع کاتیون‌ها و درصد خطا برای نمونه‌های آب در هر ایستگاه نمونه‌برداری

ایستگاه نمونه‌برداری	مجموع کاتیون‌ها (meq/L)	مجموع آنیون‌ها (meq/L)	درصد خطا
۱	۶/۹۵	۶/۹۲	۰/۲۲
۲	۸/۶۲	۸/۵۵	۰/۴۱
۳	۹/۷۵	۹/۷۲	۰/۱۵
۴	۹/۶۵	۹/۷	۰/۲۶
۵	۹/۵	۹/۴۵	۰/۲۶
۶	۵/۶۵	۵/۵۵	۰/۸۹
۷	۹/۷	۹/۶	۰/۵۲
۸	۹/۳۵	۹/۲۸	۰/۳۸
۹	۹/۴	۹/۳	۰/۵۳
۱۰	۸/۸۲	۸/۴۵	۲/۱۴
۱۱	۸/۹۷	۸/۹۲	۰/۲۸
۱۲	۱۵/۶۲	۱۶	۱/۲۰
۱۳	۱۰/۹۵	۱۱/۲	۱/۱۳
۱۴	۴/۸	۴/۸۶	۰/۶۲

۳-۶- روش‌های آماری تحلیل داده‌ها

در این پژوهش برای تفسیر بهتر داده‌های هیدروشیمیایی، تعیین منشأ احتمالی عناصر و بررسی تأثیر عوامل انسان‌زاد و طبیعی بر کیفیت آب رودخانه تیره - سیلاخور از روش‌های آماری چون ضریب همبستگی (Correlation Coefficient)، تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis) و تحلیل مؤلفه اصلی

(Princip Component Analysis) استفاده شد. این روش‌ها از جمله روش‌های آماری دو یا چند متغیره هستند، که کاربردهای زیادی در بررسی ارتباط داده‌های چند متغیره و تقسیم‌بندی یا طبقه‌بندی مجموعه‌ای از داده‌ها یا نمونه‌ها دارند. با استفاده از این تکنیک‌ها همچنین می‌توان منابعی که ممکن است سیستم‌های آبی را تحت تأثیر قرار دهند، شناسایی کرد (Wang, 2010). در زیر به شرح مختصری از هر یک از این روش‌ها پرداخته می‌شود.

۳-۶-۱- روش تحلیل همبستگی (Correlation Analysis)

از ضریب همبستگی به طور کلی برای نشان دادن ارتباط خطی بین دو متغیر استفاده می‌شود. این رابطه می‌تواند اطلاعات مفیدی را در مورد منشأ، مسیر یا سرنوشت آلاینده‌ها در محیط زیست ارائه دهد (Wu et al., 2010). ضریب همبستگی را با r نشان داده و به گونه‌ای تعریف می‌شود که دامنه تغییرات آن بین -1 تا 1 باشد. مقادیر نزدیک به 1 نشان‌دهنده همبستگی مثبت، و مقادیر نزدیک به -1 بیانگر همبستگی و ارتباط منفی بین دو متغیر است. هر قدر مقدار r به صفر نزدیک‌تر شود، از شدت همبستگی بین دو متغیر کاسته می‌شود، به طوری که در نقطه صفر دو متغیر هیچ رابطه‌ای با یکدیگر نخواهند داشت. در تحلیل رابطه بین دو متغیر کمی، می‌باید بین مفهوم همبستگی و رابطه علت و معلولی تفاوت قائل شد. وقتی بین دو متغیر ارتباط وجود دارد، لازم نیست حتماً یکی از آن‌ها علت دیگری باشد. به عبارت دیگر اگر همبستگی بین دو متغیر از نظر آماری معنی‌دار باشد، نشان‌دهنده رابطه قوی بین آن‌ها است و دلیلی بر رابطه علت و معلولی بین آن‌ها نیست. ضریب همبستگی در آمار با استفاده از روش‌های مختلفی محاسبه می‌شود، مثلاً ضریب همبستگی پیرسون برای متغیرهای پیوسته که دارای توزیع نرمال هستند به کار می‌رود و اگر داده‌ها دارای توزیع نرمال نباشند در این صورت از ضریب همبستگی اسپیرمن و کندال که روش‌های آماری غیرپارامتریک هستند استفاده می‌شود (Acosta et al., 2009).

۳-۶-۲- روش تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis)

در مطالعات هیدروژئوشیمیایی به علت فراوانی داده‌ها و پراکندگی نسبتاً بالای آن‌ها کسب اطلاعات ضروری و حیاتی از بین حجم وسیعی از اطلاعات کمی، بسیار با اهمیت است. روش تحلیل خوشه‌ای در حقیقت یک روش آماری چندمتغیره است که داده‌های اولیه را به یک سری از گروه یا خوشه‌های اصلی طبقه‌بندی می‌کند. این روش مبتنی بر یک سری فرآیندهای طبقه‌بندی غیرکنترلی (Unsupervised) بوده و بر اساس اندازه‌گیری شباهت (Similarity) بین متغیرهای مختلف در یک نمونه (R-Mode Clustering) و یا بین نمونه‌های مختلف (Q-Mode Clustering) انجام می‌شود. در این مطالعه، از روش تحلیل خوشه‌ای سلسه مراتبی برای طبقه‌بندی متغیرهای اندازه‌گیری شده در آب و تحلیل رابطه سببی (Casual) بین آن‌ها استفاده گردید. نتایج این روش همچنین می‌تواند به عنوان مکمل روش تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) مورد استفاده قرار گیرد.

۳-۶-۳- روش تحلیل مؤلفه اصلی (Principal Component Analysis)

روش تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) یکی از روش‌های آماری چندمتغیره با کاربرد گسترده در مطالعات زیست‌محیطی است. در این روش نیز در حقیقت رابطه همبستگی بین متغیرهای مختلف اندازه‌گیری می‌شود و در ضمن آن با کاهش ابعاد داده‌ها، اطلاعات مفیدی از ساختار پیچیده مجموعه داده‌های اولیه استخراج می‌شود (Tijani and Onodera, 2009). فرض اساسی در این روش، وجود ارتباط بین متغیرهاست که این ارتباط در قالب یک فاکتور یا مؤلفه اصلی، در یک مدل فرضی ظاهر می‌شود. به طور کلی هدف از این روش آماری تعیین متغیرهای کنترل‌کننده اصلی در بین یک سری داده‌ها، یا به عبارت دیگر، یافتن حداقل تعداد متغیرهایی است که بیشترین تغییرات (واریانس) مشاهده شده را در بین سری داده‌های موجود نشان می‌دهند. در این روش به مؤلفه‌هایی، که دارای بیشترین مقدار پراکندگی یا واریانس از واریانس کل هستند نمره (امتیاز Eignvalue) بیشتر از ۱ اختصاص می‌یابد و برای تحلیل‌های

بعدی در نظر گرفته می‌شوند (Reyment, 1996). شایان ذکر آنکه متغیرهایی که در هر مؤلفه قرار می‌گیرند با یکدیگر همبستگی داشته و شدت این همبستگی از طریق ضرایب بارگذاری (Loading Factors) و با علامت منفی یا مثبت مشخص می‌شود و لیکن هر مؤلفه استخراج شده با مؤلفه‌های دیگر کاملاً غیر همبسته است. برای اینکه هر مؤلفه از مؤلفه دیگر کاملاً مستقل باشد معمولاً اختلاف واریانس بین آن‌ها از طریق چرخاندن متغیرهای اولیه، حول محور مختصات به حداکثر رسانده می‌شود (به این علت به این چرخش، چرخش Varimax گفته می‌شود). در نهایت متغیرهایی که در هر مؤلفه دارای بیشترین ضرایب بارگذاری هستند (معمولاً بیش از ۰/۵) به عنوان متغیرهای با اهمیت در آن مؤلفه در نظر گرفته شده و موقعیت آن‌ها بر روی یک Loading Plot (به صورت دو بعدی یا سه بعدی) نشان داده می‌شود. در مطالعات ژئوشیمی زیست‌محیطی معمولاً از روش PCA برای تعیین منشأ آلاینده‌ها و یا عوامل مؤثر بر توزیع آن‌ها در یک محیط (آب، خاک، رسوب) و یا به طور کلی برای گروه‌بندی داده‌های ژئوشیمیایی بر اساس یکسری صفات مشترک (مثلاً داشتن منشأ یا رفتار ژئوشیمیایی مشابه) بین آن‌ها استفاده می‌شود (Miller and Miller, 2000).

فصل چہارم

ارزیابی کیفیت و آلودگی آب

رودخانه تیرہ - سیلاخور

۴-۱- مقدمه

همان‌طور که قبلاً اشاره شد رودخانه‌ها شریان اصلی آب در طبیعت محسوب می‌شوند که برای تأمین آب مورد نیاز بشر (کشاورزی، آشامیدنی و صنعت)، تولید انرژی و حمل و نقل استفاده می‌شود. در این فصل ضمن ارائه نتایج حاصل از آنالیز نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور، پارامترهای کیفی نمونه‌های آب، تیپ و رخساره آن، روند تغییرات فلزات سنگین، آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی مورد مطالعه و بررسی قرار گرفته و در کنار آن نیز به رابطه آماری (همبستگی، تحلیل خوشه‌ای، تحلیل مؤلفه اصلی) بین متغیرهای اندازه‌گیری شده، شاخص اشباع‌شدگی، نسبت‌های یونی در نمونه‌های آب و بررسی کیفیت آب از نظر مناسب بودن (sutiability) برای مصارف شرب و کشاورزی پرداخته خواهد شد.

۴-۲- بررسی پارامترهای کیفی نمونه‌های آب رودخانه مورد مطالعه و تغییرات آن‌ها در طول رودخانه

در جدول (۴-۱) مقادیر پارامترهای کیفی و همچنین غلظت یون‌های اصلی اندازه‌گیری شده در نمونه‌ها آورده شده است. در زیر ابتدا به بررسی پارامترهای کیفی نمونه‌های آب و سپس غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی پرداخته می‌شود.

۴-۲-۱- pH نمونه‌های آب

pH یکی از عوامل مؤثر در انحلال‌پذیری عناصر موجود در آب می‌باشد. مقدار pH آب توسط حضور یون‌های اسیدی، بازی و دی‌اکسید کربن حل شده کنترل می‌شود، همچنین مقدار این پارامتر تحت تأثیر تغییرات دما، تبدیل آمونیوم به آمونیاک، تجزیه مواد آلی و تغییرات شیمیایی نظیر تغییر پتانسیل اکسایش و کاهش نیز تغییر می‌کند. pH آب‌های طبیعی معمولاً به علت تأثیر عوامل زمین‌شناسی و همچنین فعالیت‌های بیولوژیکی، قلیایی یا کمی اسیدی است. در مناطقی که سنگ‌های آهکی گسترش

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت و آلودگی آب رودخانه تیره - سیلاخور

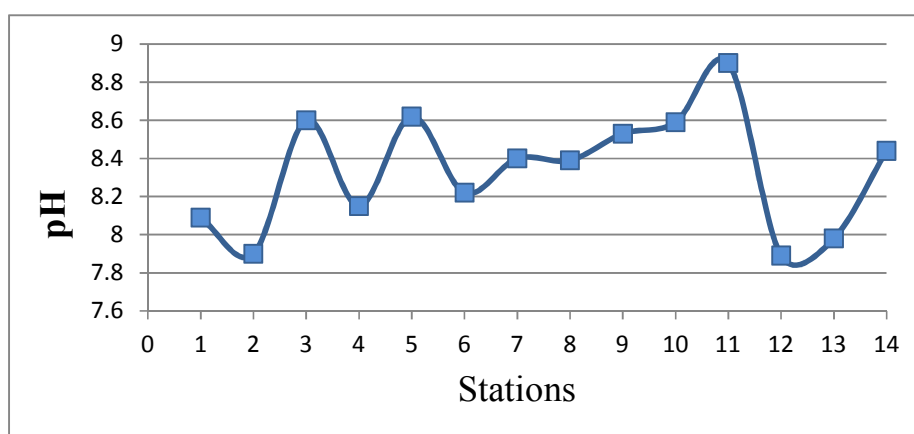
یافته‌اند pH و همچنین غلظت یون‌های کلسیم و بی‌کربنات آب، خاک و رسوب منطقه افزایش می‌یابد (Hounslow, 1995). به طور کلی در pH های بالا بیشتر فلزات سنگین تحرک پذیری خود را از دست داده و به صورت جذب بر روی کانی‌های رسی یا هیدروکسیدهای آهن و یا از طریق تشکیل پیوند با کربنات‌ها، سولفات‌ها و کلریدها ته‌نشین می‌شوند (Ahipathy and Puttaiar, 2006).

جدول (۱-۴): غلظت و میزان برخی پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور

Stations	pH	EC ($\mu\text{mhos/cm}$)	TH mg/L as (CaCO ₃)	TDS (mg/L)	Ca ²⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	Na ⁺ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	HCO ₃ ⁻ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (mg/L)
۱	۸/۰۹	۷۰۷	۳۲۵	۵۰۶/۵	۱۸۰	۴۸/۶	۹/۴۲	۱/۵۶	۳۰۵	۵۲/۵	۶۴/۳۲	۱۱/۸۲	-/۳۲
۲	۷/۹	۸۹۳	۳۷۵	۶۱۷/۵	۲۲۰	۴۸/۶	۲۴/۶۱	۱/۹۵	۳۳۵/۵	۷۰	۱۰۰/۸	۱۰/۸۲	-/۳۴
۳	۸/۶	۱۰۰۲	۳۵۰	۶۷۷/۵	۲۰۸	۴۳/۷	۶۲/۱	۱/۹۵	۳۰۵	۱۲۵/۵	۱۱۷/۱۲	۶/۳۱	۱/۵۶
۴	۸/۱۵	۹۶۵	۳۵۰	۶۸۵	۲۲۰	۳۶/۵	۵۹/۸	۱/۹۵	۳۳۵/۵	۱۱۷/۵	۸۱/۶	۶/۶۹	-/۷۴
۵	۸/۶۲	۸۸۰	۳۴۰	۶۵۷	۱۸۸	۵۱	۶۰/۹۵	۱/۹۵	۳۰۵	۱۲۲/۵	۹۱/۲	۷	-/۵۱
۶	۸/۲۲	۴۷۴	۲۷۵	۴۱۹/۶	۱۵۲	۴۱/۳	۲/۷۶	۱/۱۷	۲۷۴/۵	۱۵/۷۵	۵۷/۶	۱۴/۳۸	-/۱۴
۷	۸/۴۰	۹۷۰	۳۴۰	۶۷۸/۶	۳۱۲	۴۸/۶	۶۵/۵۵	۱/۹۵	۳۳۵/۵	۱۱۵/۵	۷۶/۸	۷/۶۴	-/۵۵
۸	۸/۳۹	۹۲۲	۳۴۰	۶۴۸/۵	۱۸۸	۵۱	۵۷/۵	۱/۹۵	۳۰۵	۱۱۳/۷۵	۹۸/۸۸	۸/۰۳	-/۷۸
۹	۸/۵۳	۸۸۱	۳۳۲/۵	۶۲۷/۸	۶۶	۱۲/۱۵	۶۲/۱	۱/۹۵	۳۰۵	۱۱۳/۷۵	۱۰۰/۸	۷/۵	-/۳۸
۱۰	۸/۵۹	۸۷۶	۳۰۰	۵۸۲	۹۰	۹۱/۱۳	۶۳/۹۴	۱/۵۶	۲۷۴/۵	۱۰۵	۹۱/۲	۷/۳۳	-/۳۴
۱۱	۸/۹۰	۸۹۵	۳۱۷/۵	۶۰۱/۸	۱۱۰	۲۷/۹	۵۹/۳۴	۱/۵۶	۲۴۴	۱۰۵	۱۸۴/۳۲	۱۳/۵۶	-/۴۷
۱۲	۷/۸۹	۱۴۳۷	۵۵۰	۱۱۰۹/۸	۱۸۰	۱۵۸	۱۰۴/۴	۳/۱۲	۲۵۷/۵	۷۸/۵	۵۷۶	۲۵/۸۶	۱۹
۱۳	۷/۹۸	۱۱۵۵	۳۲۵	۷۷۳/۸	۱۴۸	۶۸	۱۰۱	۲/۳۴	۳۳۵/۵	۱۲۵/۵	۱۹۲	۶/۹۱	۶/۷۵
۱۴	۸/۴۴	۴۴۵	۲۱۰	۳۴۸/۳	۱۲۰	۲۹/۲	۱۳/۳۴	-/۷۸	۱۸۳	۳۵	۸۲/۵۶	۹/۵۶	-/۱۳
Median	۸/۴	۸۹۴	۳۳۶/۳	۶۳۸/۲	۱۸۰	۴۸/۶	۶۰/۳۸	۱/۹۵	۳۰۵	۱۰۹/۳۸	۹۵/۰۴	۷/۸۴	-/۴۹
Mean	۸/۳۴	۸۹۱/۶۴	۳۳۷/۹	۶۳۸/۱	۱۷۰/۱	۶۱/۸	۵۳/۳۴	۱/۸۴	۳۰۷/۲	۹۳/۲۷	۱۳۶/۸	۱۰/۲۴	۲/۲۹
SD	-/۳۱	۲۴۸/۲۲	۷۲/۹۸	۱۷۵/۶	۶۳	۳۷/۳	۸۳/۳۰	-/۵۴	۶۰/۳۷	۳۶/۰۱	۱۳۲/۴	۵/۲۱	۵/۱
Max	۸/۹	۱۴۳۷	۵۵۰	۱۱۰۹/۸	۳۱۲	۱۵۸	۱۰۴/۴	۳/۱۲	۴۷۵/۵	۱۲۹/۵	۵۷۶	۲۵/۸۶	۱۹
Min	۷/۸۹	۴۴۵	۲۱۰	۳۴۸/۳	۶۶	۲۷/۹	۲/۷۶	-/۷۸	۱۸۳	۱۵/۷۵	۵۷/۶	۷/۸۴	-/۱۳

SD: Standard Deviation

pH نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور از ۷/۸۹ تا ۸/۹۰ تغییر می‌کند (شکل ۴-۱). بنابراین نمونه‌های آب مورد مطالعه به طور کلی از نظر pH در محدوده قلیایی قرار می‌گیرند. این pH قلیایی ناشی از وجود سازندهای کربناته (آسماری، شهبازان و...) در منطقه می‌باشد. بر اساس استاندارد (WHO, 2011) و موسسه استاندارد ایران محدوده مجاز pH در آب آشامیدنی برابر ۶/۵ تا ۸/۵ است، بنابراین ۹ مورد از نمونه‌های آب مورد مطالعه در محدوده مجاز برای شرب قرار دارند. همان‌طور که در شکل دیده می‌شود در نمونه‌های ۲، ۱۲ و ۱۳، pH به صورت مشخصی کاهش می‌یابد، که این کاهش pH می‌تواند در ارتباط با ورود رواناب‌ها و فاضلاب‌های شهرهای بروجرد و دورود به آب رودخانه باشد. چنین نتیجه‌گیری توسط محققین دیگر نیز مورد تأیید قرار گرفته است. برای مثال مطالعات صورت گرفته توسط نئال و همکاران (Neal *et al.*, 2000) بر روی رودخانه ویر (در شمال شرق انگلستان) نشان داد که کاهش pH آب رودخانه ناشی از ورود فاضلاب‌های شهری به داخل رودخانه است.

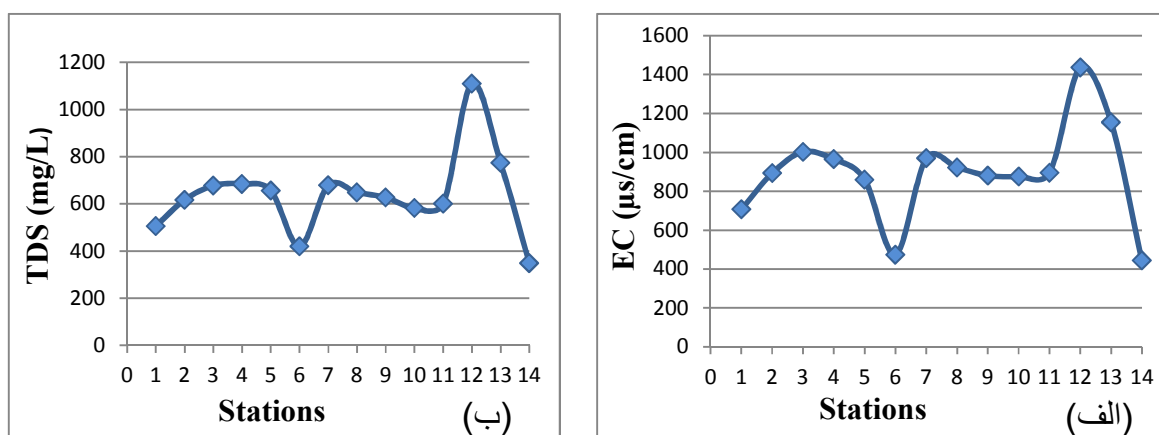


شکل (۴-۱): روند تغییرات pH نمونه‌های آب در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۲-۲- هدایت الکتریکی (EC) و کل جامدات محلول (TDS)

هدایت الکتریکی یکی از پارامترهای کیفی آب بوده که قابلیت جریان الکتریکی در آب را نشان می‌دهد.

این پارامتر تابعی از حضور یون‌های موجود در یک محلول می‌باشد و با کل جامدات محلول (TDS) رابطه مستقیم دارد. با افزایش میزان آنیون‌ها و کاتیون‌هایی نظیر سولفات، کلر، سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در طول رودخانه میزان هدایت الکتریکی نیز افزایش یافته و از کیفیت آب کاسته می‌شود (Van der perk, 2006). همچنین ورود رواناب‌های شهری، فعالیت‌های کشاورزی به ویژه آبیاری کودهای شیمیایی و ورود شاخه‌های فرعی پر آب تأثیر زیادی بر روی میزان (EC) آب رودخانه می‌گذارد (Bellos and Sawidis, 2005). روند تغییرات EC و TDS در نمونه‌های آب در طول رودخانه تیره - سیلاخور در شکل (۲-۴ الف و ب) نشان داده شده است.



شکل (۲-۴ الف، ب): روند تغییرات EC و TDS در آب در طول رودخانه تیره - سیلاخور

به طور کلی در نمونه‌های مورد مطالعه میزان هدایت الکتریکی از ۴۴۵ تا ۱۴۳۷ (میانگین ۸۹۱) میکروموس بر سانتی‌متر و میزان جامدات حل شده از ۳۴۸/۳۰ تا ۱۱۰۹/۷۹ (میانگین ۶۳۸/۱۵) میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کند. مقادیر مجاز EC و TDS برای مصارف شرب، به ترتیب ۱۴۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر و ۵۰۰-۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد (WHO, 2004)، بر این اساس همه نمونه‌های آب مورد مطالعه (به جز نمونه ۱۲) در محدوده مجاز برای مصارف آشامیدن می‌باشند. با توجه به تغییرات هدایت الکتریکی و میزان جامدات حل شده در طول مسیر نمونه‌برداری، بالاترین مقدار EC و TDS

اندازه‌گیری شده مربوط به نمونه شماره ۱۲ است که محل عبور رودخانه از شهر دورود بوده و ظاهراً تحت تأثیر فاضلاب‌های این شهر قرار دارد.

۴-۲-۳- سختی کل (TH)

مجموع غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم در آب اصطلاحاً سختی کل نام دارد که بر حسب میلی‌گرم در لیتر کربنات کلسیم بیان می‌شود (Hounslow, 1995):

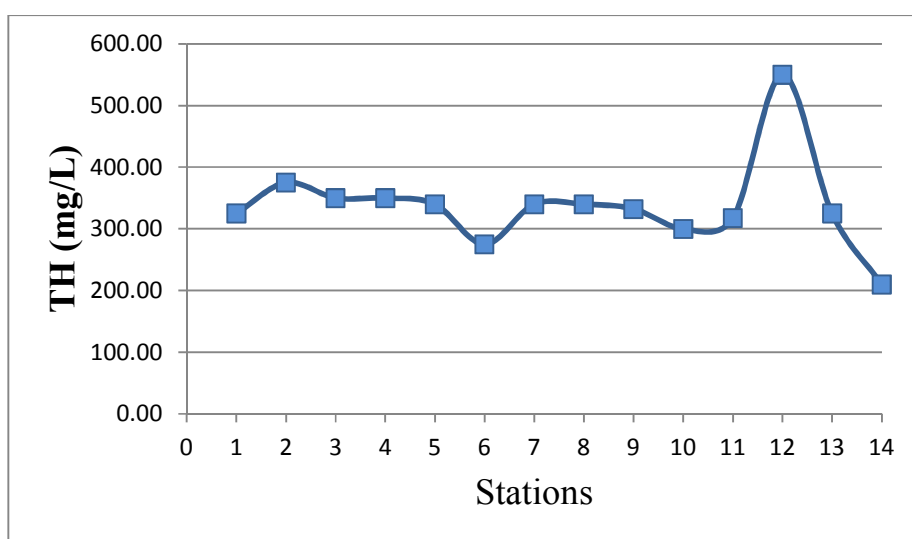
$$\text{TH (mg/L as CaCO}_3\text{)} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \text{ meq/L} \times 50 \quad (1-4)$$

سختی کل در حقیقت توانایی آب را در واکنش با صابون برای تشکیل کف نشان می‌دهد. استفاده از آب سخت برای مصارف خانگی و صنعت نامناسب است، زیرا یون کلسیم و منیزیم در آب رسوب می‌کنند. تغییرات مواد آلی محلول نیز یکی از منابع مهم تغییرات سختی آب است (Moller *et al.*, 2008). آبشویی کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی توسط آب باران نیز می‌تواند باعث بالا رفتن سختی آب شود (Bellose and Sawidis, 2005). در آب رودخانه تیره - سیلاخور غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم دارای نوساناتی است، بنابراین سختی کل نیز دارای تغییراتی می‌باشد. به منظور طبقه‌بندی سختی آب تلاش‌های زیادی صورت گرفته است که در جدول (۴-۲) به یک نمونه از آن‌ها اشاره می‌شود. در این طبقه‌بندی آب از نظر سختی در چهار رده طبقه‌بندی می‌شود. محاسبه سختی کل برای نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که به جز نمونه‌های ۶ و ۱۴ که در رده سخت قرار دارند، سایر نمونه‌های مورد مطالعه در رده خیلی سخت قرار می‌گیرند، و بدین علت، آب رودخانه تیره - سیلاخور به طور کلی برای مصارف خانگی و صنعتی نامناسب است. کانی‌های کلسیت و دولومیت موجود در سازندهای آهکی می‌توانند میزان زیادی از یون‌های کلسیم و منیزیم را به داخل آب رها سازند، بنابراین علت قرار گرفتن تمامی نمونه‌ها در رده سخت و خیلی سخت را می‌توان به سنگ‌های آهکی موجود در منطقه مورد مطالعه نسبت داد. علاوه بر

این‌ها فرآیند تبادل یونی معکوس نیز احتمالاً در افزایش سختی آب نقش ایفا کرده است. در اثر این فرآیند Na^+ جانشین Ca^{2+} و Mg^{2+} در کانی‌های رسی شده و در نتیجه بر مقدار کلسیم و منیزیم موجود در آب افزوده می‌شود که می‌تواند منجر به بالا رفتن سختی آب شود (شکل ۳-۴).

جدول (۳-۴): طبقه‌بندی کیفی آب‌ها بر اساس سختی کل (Sawyer et al., 2003)

کیفیت آب	سختی کل (mg/L as CaCO ₃)	نمونه‌های آب مورد مطالعه
آب نرم	کمتر از ۷۵	-
نسبتاً سخت	بین ۷۵ تا ۱۵۰	-
سخت	بین ۱۵۰ تا ۳۰۰	نمونه‌های ۶ و ۱۴
خیلی سخت	بیشتر از ۳۰۰	سایر نمونه‌ها



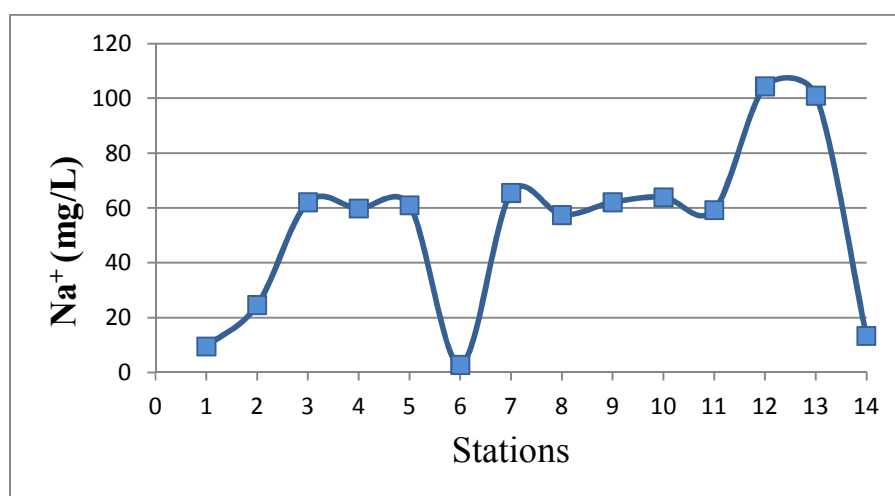
شکل (۳-۴): روند تغییرات سختی کل نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۳-۴- بررسی تغییرات غلظت یون‌های اصلی

۳-۴-۱- سدیم (Na^+)

غلظت سدیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین مقادیر ۲/۷۶ تا ۱۰۴/۴۲ میلی‌گرم در لیتر

(به طور میانگین ۵۳/۳۴ میلی گرم در لیتر) تغییر می کند (شکل ۴-۴). از منابع یون سدیم در آب می توان به انحلال هالیت و آلبیت (پلاژیوکلاز سدیک)، اضافه شدن شورابه ها و چشمه های آب گرم، تخلیه فاضلاب های شهری و رواناب زمین های کشاورزی اشاره کرد. همچنین سدیم می تواند در اثر تبادل یونی بین کانی های رسی و محلول های آبی آزاد شده و وارد ترکیب آب شود. در اثر این فرایند سدیم از سطح کانی های رسی مانند مونتوریلونیت سدیم دار با کلسیم و منیزیم محیط مبادله شده و بدین ترتیب یون سدیم وارد محیط آب می شود (Hounslow, 1995; Gupta *et al.*, 2009; Bhardwaj *et al.*, 2010). سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) و موسسه استاندارد ایران حداکثر غلظت مجاز سدیم در آب شرب را ۲۰۰ میلی گرم در لیتر پیشنهاد کرده است. بر این اساس غلظت سدیم برای تمامی نمونه های آب مورد مطالعه کمتر از حد مجاز برای شرب قرار دارد که دلیل آن احتمالاً نبود واحدهای تبخیری و همچنین رخداد فرایند تبادل یونی معکوس در آب است. با توجه به شکل (۴-۴) در نمونه شماره ۳ غلظت سدیم رو به افزایش است که دلیل آن احتمالاً حضور سازندهای زمین شناسی مانند شهبازان (شیل ها و مارن ها) است. در نمونه های آخر (نمونه های ۱۲ و ۱۳) افزایش چشم گیری در میزان سدیم مشاهده می شود که دلیل آن احتمالاً افزایش کانی های رسی در رسوبات دانه ریز پایین دست رودخانه تیره - سیلاخور و نیز ورود فاضلاب شهر دورود به داخل آب رودخانه است. در بقیه ایستگاه ها تأثیر سازندها و رسوبات حاصل از آن ها (سازندهای آهکی) بر ترکیب آب رودخانه تقریباً یکسان بوده و بدین علت تفاوت چندانی در میزان سدیم نمونه ها مشاهده نمی شود.

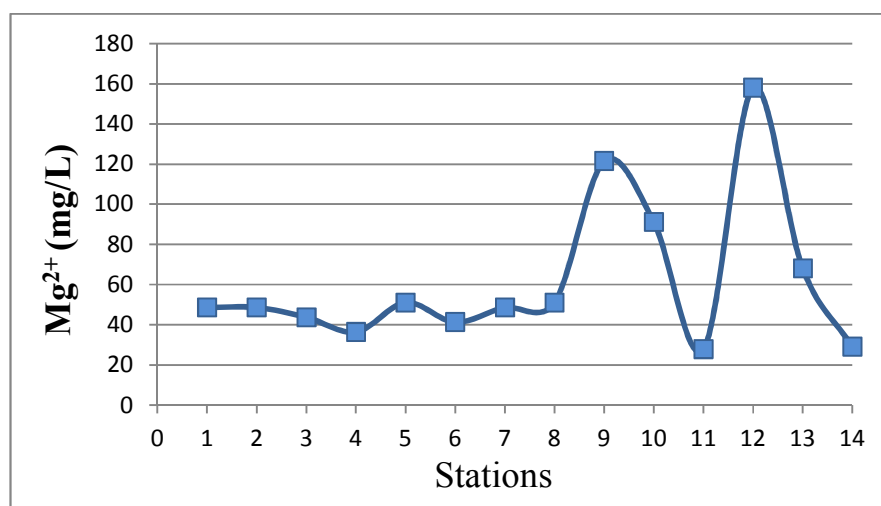


شکل (۴-۴): روند تغییرات غلظت سدیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۳-۲- منیزیم (Mg^{2+})

انحلال کانی‌های کربناته مانند دولومیت و منیزیت می‌تواند منشأ رایج و معمول منیزیم در آب‌های طبیعی باشد. منیزیم همچنین از انحلال سیلیکات‌هایی چون اولیوین، پیروکسن، آمفیبول و میکا ناشی می‌شود (Hounslow, 1995). مقادیر بالایی از یون منیزیم، معمولاً به صورت کربنات منیزیم و هیدروکسید منیزیم رسوب کرده و تنها در شرایط بسیار قلیایی در آب حل می‌شود (Hem, 1985). غلظت منیزیم نمونه‌های آب از $27/9$ تا $157/95$ میلی‌گرم در لیتر (میانگین $61/78$ میلی‌گرم در لیتر) تغییر می‌کند (شکل ۴-۵). حد مجاز منیزیم در آب آشامیدنی توسط سازمان حفاظت محیط زیست ایران 100 میلی‌گرم در لیتر و سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (EPA, 2006) 50 میلی‌گرم در لیتر و اداره حفاظت محیط زیست ایران برای آب‌های کشاورزی غلظت 150 میلی‌گرم را به عنوان حد مجاز در نظر گرفته‌اند. بر این اساس 6 نمونه از نمونه‌های آب مورد مطالعه بالاتر از محدوده مجاز برای آشامیدن قرار دارند، و نمونه 12 نیز که به شدت تحت تأثیر فاضلاب شهر دورود قرار گرفته است دارای مقداری بالاتر از حد مجاز برای کشاورزی (آبیاری) است. غلظت منیزیم در طول مسیر رودخانه دارای نوساناتی

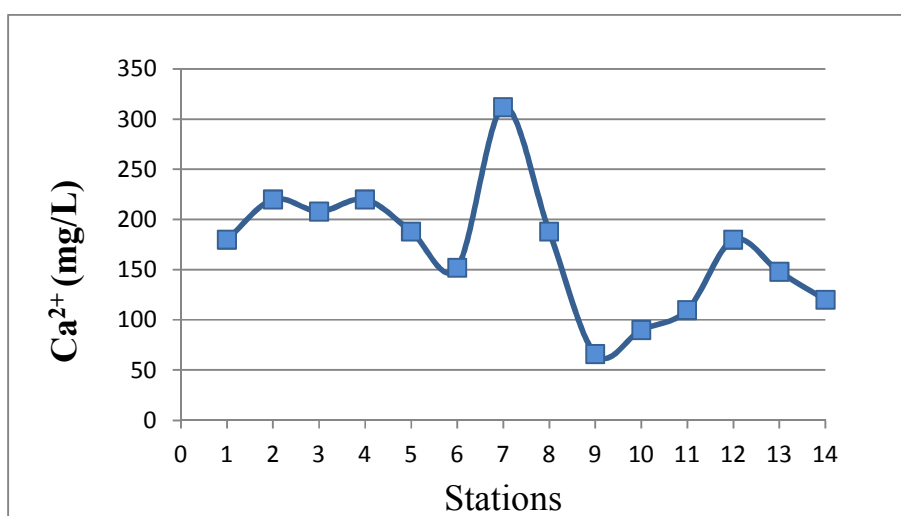
می باشد که علت آن آهکی بودن واحدهای سنگی و همچنین وجود واحدهای مارنی در منطقه است.



شکل (۴-۵): روند تغییرات غلظت منیزیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۳-۳- کلسیم (Ca²⁺)

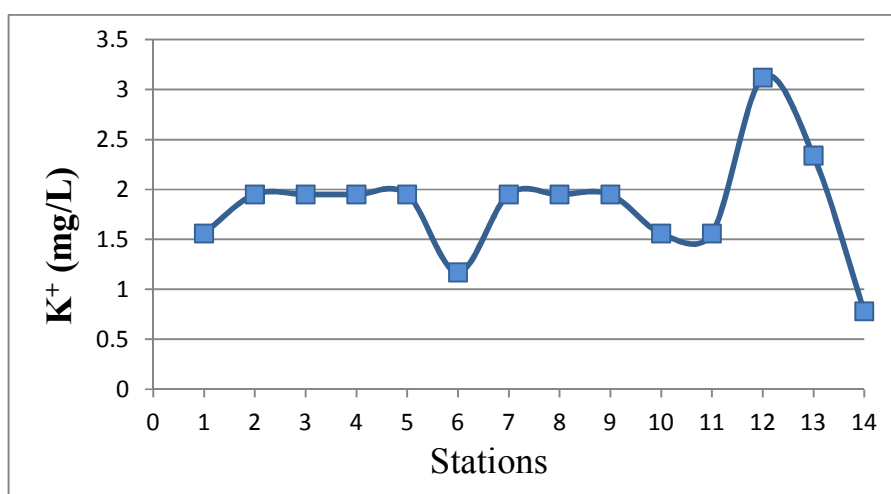
فرایندهایی مانند ته‌نشینی کلسیت، تبادل یونی و فعالیت‌های انسان‌زاد از جمله فرایندهای اصلی کنترل‌کننده غلظت کلسیم در آب‌های طبیعی می‌باشند (Hem, 1985). غلظت کلسیم در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور در محدوده بین ۶۶ تا ۳۱۲ میلی‌گرم در لیتر (میانگین ۱۶۹/۷۱ میلی‌گرم در لیتر) متغیر می‌باشد. بر طبق استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران حد مجاز کلسیم در آب کشاورزی ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر در نظر گرفته شده است، بنابراین در ۴ مورد از نمونه‌های آب غلظت کلسیم بیش از حد مجاز است، و در سایر نمونه‌ها غلظت این عنصر کمتر از مقدار مطلوب برای مصارف کشاورزی است. بر اساس شکل (۴-۶) بالاترین غلظت کلسیم مربوط به نمونه شماره ۷ است. منبع اصلی کلسیم در نمونه‌های مورد مطالعه احتمالاً انحلال سنگ‌های آهکی و کانی‌های کلسیم‌دار نظیر دولومیت و نیز انحلال پلاژیوکلازهای کلسیک از داخل سنگ‌های آذرین (آندزیت‌ها) است.



شکل (۴-۶): روند تغییرات غلظت کلسیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۳-۴ - پتاسیم (K⁺)

غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور از ۱/۱۷ تا ۳/۱۲ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کند (شکل ۴-۷). موسسه استاندارد ایران و سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) هیچ‌گونه مقداری را به عنوان مقدار مجاز برای پتاسیم در نظر نگرفته‌اند. پتاسیم در آب عمدتاً از هوازدگی فلدسپات‌های پتاسیم‌دار، میکا و تا حدی سیلویت منشأ می‌گیرد (Hounslow, 1995). خواص ژئوشیمیایی پتاسیم به گونه‌ای است که در کانی‌های بالای سری باون وارد می‌شود. یکی از خصوصیات این کانی‌ها که در نزدیکی سطح زمین تشکیل می‌شوند، مقاومت بالا در برابر هوازدگی است و بدین علت غلظت آن معمولاً در آب‌های طبیعی پایین است. عامل دیگر کم بودن غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب جذب آن توسط گیاهان و همچنین ورود این یون به ساختمان کانی‌های رسی (به ویژه ایلیت) طی مکانیسم جذب و تشکیل کانی‌های ثانویه است (Feng *et al.*, 2010). با این حال فاضلاب خانگی و پساب‌های شهری می‌توانند باعث افزایش غلظت پتاسیم در آب گردند. در بین نمونه‌های مورد مطالعه افزایش نسبی غلظت پتاسیم در نمونه ۱۲ را می‌توان به ورود فاضلاب شهر دورود به داخل آب رودخانه تیره - سیلاخور نسبت داد.

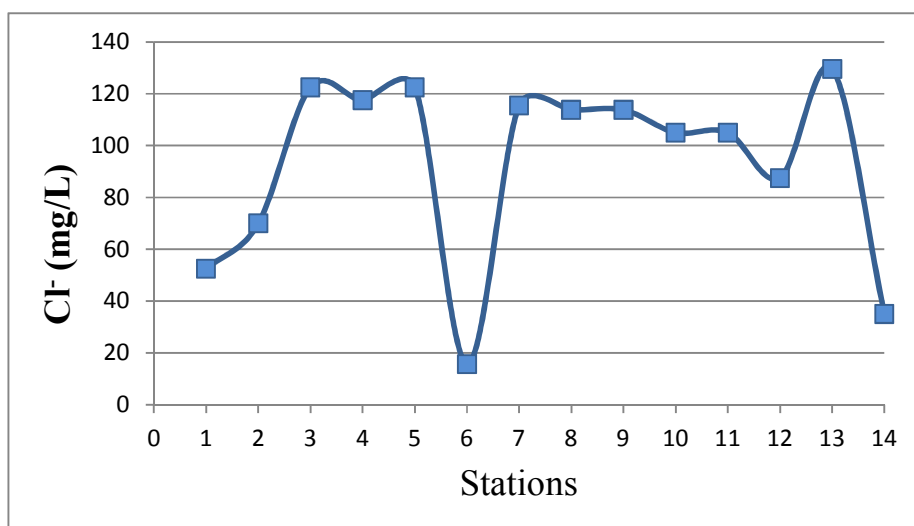


شکل (۴-۷): روند تغییرات غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۳-۵- کلر (Cl⁻)

کلر یکی از آنیون‌های اصلی در بررسی‌های هیدروشیمیایی منابع آب است که حضور آن در آب، باعث ایجاد مزه شور می‌شود (Jalali, 2006). یون کلر در آب عمدتاً از انحلال کانی‌ها منشأ می‌گیرد. فرایند تبادل یونی، شورابه‌ها و فاضلاب‌های شهری و صنعتی از دیگر منابع کلر در آب‌های طبیعی به حساب می‌آیند (Hem, 1985). بر اساس اندازه‌گیری‌های انجام شده غلظت کلر نیز در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۱۵/۷۵ تا ۱۲۹/۵ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کند. میانگین غلظت کلر نمونه‌های آب مورد مطالعه حدود ۹۳/۷۵ میلی‌گرم در لیتر است که بیشترین غلظت یون کلر مربوط به نمونه ۱۳ (خروجی شهر دورود) می‌باشد که این افزایش غلظت را می‌توان به ورود فاضلاب شهر دورود نسبت داد. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر میزان یون کلر برای آب آشامیدنی را ۲۵۰ میلی‌گرم در لیتر و استاندارد آب کشاورزی در ایران نیز میزان ۶۰۰ میلی‌گرم را برای این آنیون مجاز در نظر گرفته‌اند، بنابراین در تمام نمونه‌های مورد مطالعه، کیفیت آب رودخانه تیره - سیلاخور از نظر میزان کلر برای کشاورزی و شرب مناسب است. با توجه به شکل (۴-۸) روند تغییرات کلر مشابه هدایت الکتریکی و دیگر

یون‌های اصلی به ویژه سدیم می‌باشد که این نشان می‌دهد که منشأ این دو یون مشترک بوده و احتمالاً در وهله اول از بارش‌های جوی، تأثیر سازندهای زمین‌شناسی (شیل‌ها و مارن‌ها) و در وهله دوم تخلیه فاضلاب‌های شهری و رواناب‌های کشاورزی حاصل شده است. کلر دارای سمیت زیادی در آب‌های آبیاری می‌باشد چرا که معمولاً توسط خاک جذب نشده و در نتیجه وارد گیاه می‌شود و در صورت تجمع زیاد می‌تواند باعث سوختگی و خشک شدن برگ‌ها شود (Sundaray *et al.*, 2009).

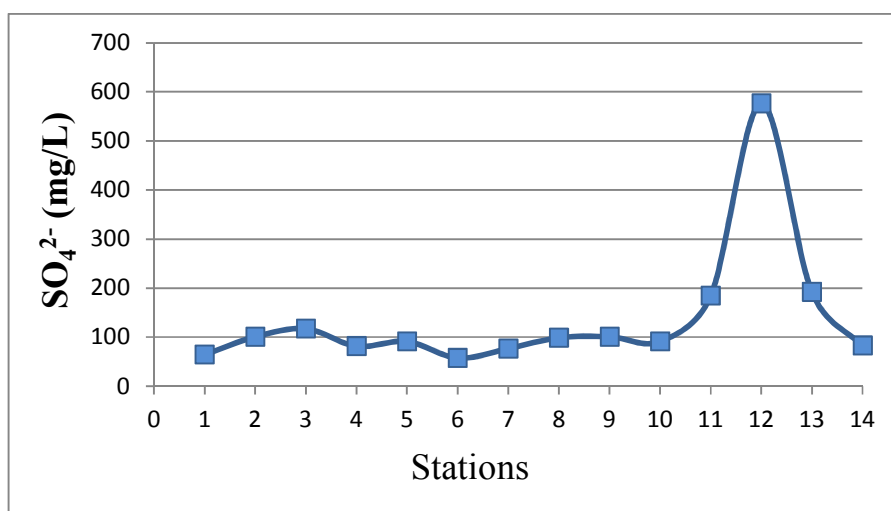


شکل (۴-۸): روند تغییرات غلظت کلر در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۳-۶- سولفات (SO_4^{2-})

سولفات به عنوان یکی از آنیون‌های اصلی آب که از منابع عمده آن در آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌توان به انحلال کانی‌های تبخیری (ژپس و انیدریت یا سایر کانی‌های حاوی سولفات)، اکسایش سولفیدها، بارش‌های جوی و نیز فعالیت‌های انسان‌زاد (ورود فاضلاب‌ها) اشاره کرد (Hounslow, 1995; Berner, 1996; WHO, 2011). غلظت یون سولفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه از ۵۷/۶ تا ۵۷۶ میلی‌گرم در لیتر (میانگین ۱۳۶/۸ میلی‌گرم در لیتر) تغییر می‌کند. سازمان بهداشت

جهانی (WHO, 2011) غلظت مجاز سولفات در آب شرب را ۲۵۰ میلی گرم در لیتر و سازمان حفاظت محیط زیست ایران نیز حد مجاز آن را برای مصارف کشاورزی ۵۰۰ میلی گرم در لیتر در نظر گرفته است که بر این اساس به جز نمونه ۱۲ (ورودی شهر دورود) تمامی نمونه‌های آب مورد مطالعه از نظر غلظت یون سولفات در محدوده مجاز جهت مصارف آشامیدن و کشاورزی قرار دارند (شکل ۴-۹). تغییرات یون سولفات در مسیر رودخانه تیره - سیلاخور را می‌توان به انحلال کانی‌های حاوی سولفات و ورود فاضلاب‌های خانگی و پساب‌های کشاورزی نسبت داد.

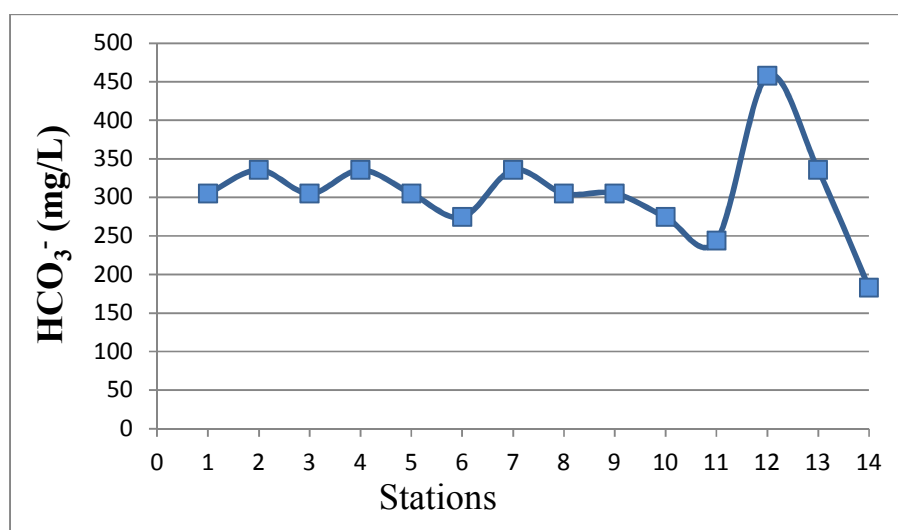


شکل (۴-۹): روند تغییرات غلظت سولفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۳-۷- بی‌کربنات (HCO_3^-)

منابع عمده بی‌کربنات در آب، شامل دی‌اکسید کربن موجود در جو، هوازگی سیلیکات‌ها و انحلال سنگ‌های کربناته (کلسیت و دولومیت) است. علاوه بر این فرایندها، CO_2 ناشی از فعل و انفعالات بیولوژیکی نیز از منابع بی‌کربنات می‌باشد، چرا که اکسایش مواد آلی موجود در فاضلاب، CO_2 تولید می‌کند که با کاهش pH آب، به انحلال کانی‌های کربناتی کمک می‌کند، همچنین مواد آلی سولفات را

احیا کرده، بی‌کربنات و سولفید هیدروژن تولید می‌کنند (Hounslow, 1995). غلظت یون بی‌کربنات در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور از ۱۸۳ تا ۴۵۷/۵ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کند (شکل ۴-۱۰). روند تغییرات غلظت این یون در آب رودخانه تیره - سیلاخور به جز در ایستگاه ۱۲ تغییرات تقریباً یکنواختی را نشان می‌دهد و روند تغییرات آن به احتمال زیاد طبیعی است، چرا که فعالیت‌های کشاورزی و سایر عوامل آلاینده تأثیری بر غلظت بی‌کربنات در آب ندارند. ظاهراً فرسایش و انحلال نهشته‌های آهنی که در مسیر رودخانه وجود دارند منشأ اصلی بی‌کربنات در آب این رودخانه می‌باشد. غلظت بی‌کربنات و دیگر گونه‌های کربنی غیر آلی در آب تابع pH است. در نتیجه روند تغییرات pH برعکس روند تغییرات بی‌کربنات می‌باشد. در نقاطی که pH بیش از ۸ است گونه بی‌کربنات تبدیل به کربنات می‌شود، دلیل روند برعکس این دو متغیر را می‌توان به همین امر نسبت داد.

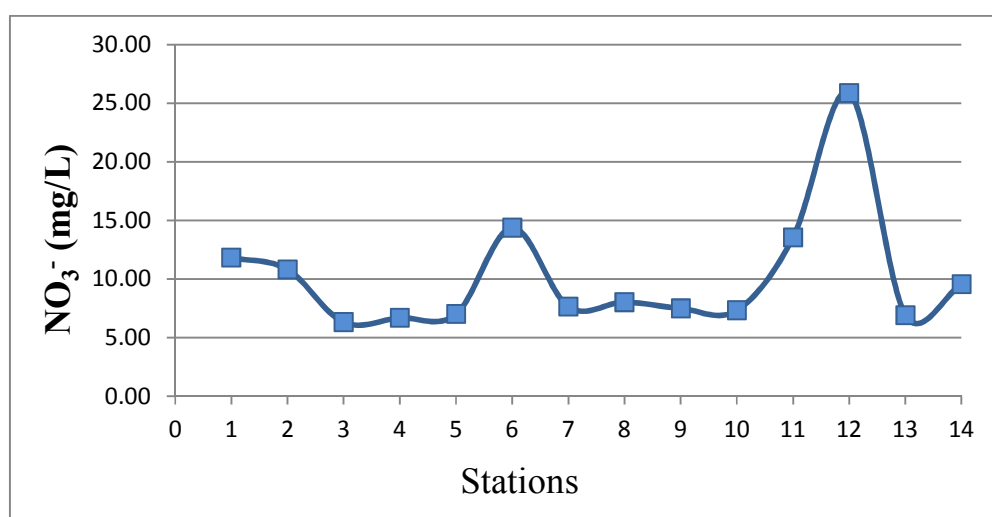


شکل (۴-۱۰): روند تغییرات غلظت بی‌کربنات در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۳-۸- نیترات (NO₃⁻)

نیترات شکل رایج نیتروژن در آب‌های سطحی می‌باشد. این یون یکی از شاخص‌های آلودگی انسان‌زاد در آب محسوب می‌شود (مقادیر بیش از ۱۰ میلی‌گرم در لیتر می‌تواند به عنوان شاخص آلودگی انسان‌زاد در

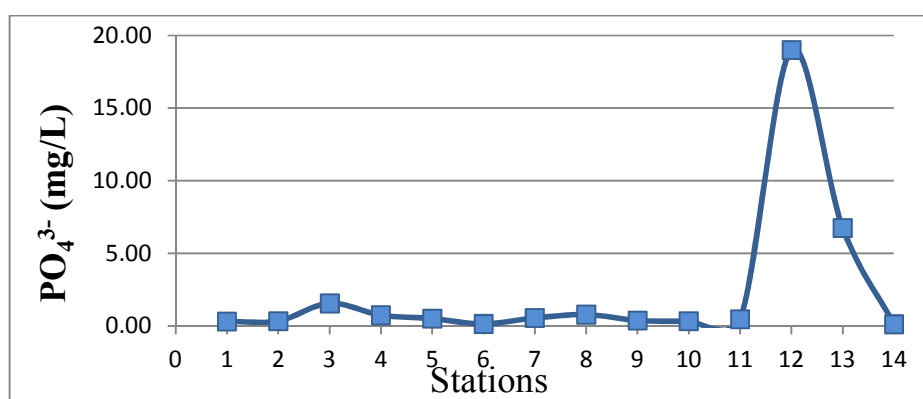
نظر گرفته شود) (Hounslow, 1995). حضور این یون عمدتاً ناشی از تخلیه فاضلاب‌های شهری و پساب‌های کشاورزی به داخل رودخانه است (Bhardwaj *et al.*, 2010). به دلیل اینکه غلظت بالای نیتрат در محیط آبی به بروز نوع خاصی از بیماری در انسان (متموگلوبینا، Methemoglobinemia) منجر می‌شود، ارزیابی غلظت و رفتار این یون به عنوان یک آلاینده در مطالعات زیست‌محیطی اهمیت زیادی دارد. غلظت یون نیترات در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور بین ۶/۳۱ تا ۲۵/۸۶ میلی‌گرم در لیتر (به طور میانگین ۱۰/۲۴ میلی‌گرم در لیتر) می‌باشد (شکل ۴-۱۱). با توجه به استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) (۵۰ میلی‌گرم در لیتر) مقادیر غلظت‌های اندازه‌گیری شده نیترات در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور در محدوده مطلوب برای شرب قرار می‌گیرد. اما از آنجا که مقادیر بالاتر از ۱۰ میلی‌گرم در لیتر به عنوان شاخص آلودگی انسان‌زاد در نظر گرفته می‌شود، می‌توان تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد از قبیل فاضلاب‌های شهری و زهاب‌های کشاورزی را در برخی از ایستگاه‌های نمونه‌برداری (۶ و ۱۲) پیش‌بینی کرد. بالاتر بودن غلظت نیترات در این نمونه‌ها احتمالاً به تخلیه فاضلاب‌های روستایی و رواناب‌های کشاورزی و نیز فاضلاب شهر دورود مربوط می‌باشد.



شکل (۴-۱۱): روند تغییرات غلظت نیترات در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۳-۹- فسفات (PO_4^{3-})

تغییرات غلظت فسفات در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور در شکل (۴-۱۲) نشان داده شده است. غلظت یون فسفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۰/۱۳ تا ۱۹ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کند. در طول رودخانه تیره - سیلاخور کمترین غلظت فسفات مربوط به نمونه ۱۴ (۰/۱۳ میلی‌گرم در لیتر) و بیشترین غلظت مربوط به نمونه ۱۲ (۱۹ میلی‌گرم در لیتر) می‌باشد. تخلیه فاضلاب‌های شهری و پساب‌های کشاورزی می‌تواند باعث افزایش غلظت فسفات در آب رودخانه گردد، که این امر به ویژه در ایستگاه شماره ۱۲ که تحت تأثیر فاضلاب شهر دورود قرار دارد به خوبی مشهود است.



شکل (۴-۱۲): روند تغییرات غلظت فسفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور

۴-۴- تیپ و رخساره هیدروشیمیایی نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور

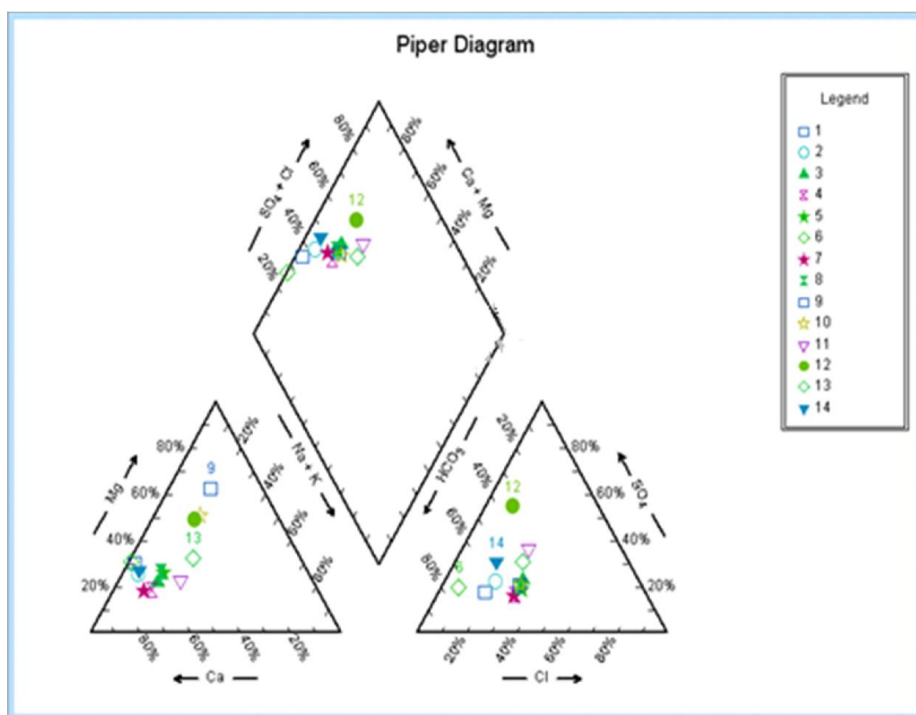
در این مطالعه به منظور تعیین تیپ و رخساره هیدروشیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه از نمودارهای پایپر (Piper, 1994) و استیف استفاده گردید.

۴-۴-۱- نمودار پایپر

یکی از نمودارهایی که جهت نشان دادن و تفسیر نتایج تجزیه شیمیایی به کار می‌رود، نمودار پایپر (Piper-Diagram) است. در این نمودار تیپ آب بر اساس غلظت آنیون‌ها و رخساره آب بر اساس اولویت غلظت کاتیون‌ها تعیین می‌گردد. موقعیت نمونه آب بر روی نمودار پایپر می‌تواند منشأ آب

مورد مطالعه را نشان دهد. با استفاده از این نمودار علاوه بر تعیین تیپ و رخساره نمونه‌های آب، می‌توان رخداد فرایندهایی چون ته‌نشینی یا انحلال، اختلاط آب‌ها و تبادل یونی را نیز پیش‌بینی کرد (Hounslow, 1995). به طور کلی آب‌ها از نظر ترکیب شیمیایی به سه تیپ اصلی بی‌کربناتی، سولفاتی و کلروره تقسیم می‌شوند که هر کدام دارای سه رخساره کلسیک، منیزیک و سدیک (سدیم + پتاسیم) هستند (شکل ۴-۱۳). نمودار پایپر، آب‌ها را بر اساس محل قرارگیری و نزدیکی نمونه‌ها به گوشه‌های مثلث، به چهار نوع اصلی تقسیم می‌کند. آب‌هایی که در بالای مثلث قرار می‌گیرند، غلظت $Ca+Mg$ و $Cl+SO_4$ بالایی دارند و از نوع آب‌هایی با سختی دائم هستند. آب‌هایی که نزدیک گوشه سمت چپ قرار می‌گیرند از نظر $Ca+Mg$ و HCO_3 غنی بوده و سختی موقت دارند. نمونه‌هایی که در پایین گوشه مثلث رسم می‌شوند آلكالی کربنات هستند ($Na+K$ و $HCO_3 + CO_3^{2-}$). همچنین نمونه‌هایی که در گوشه سمت راست مثلث قرار گرفته‌اند احتمالاً شور هستند ($Na+K$ و $Cl+SO_4$) (Hounslow, 1995). رسم داده‌های شیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه بر روی نمودار پایپر نشان می‌دهد که به جز نمونه‌های ۹ و ۱۰ که دارای تیپ بی‌کربناته - منیزیک و نمونه ۱۲ که سولفاته - منیزیک هستند، سایر نمونه‌ها دارای تیپ بی‌کربناته - کلسیک می‌باشند. احتمالاً فرسایش و انحلال نهشته‌های آهکی - مارنی که در منطقه مورد مطالعه رخنمون دارند و نیز رخداد احتمالی فرایند تبادل یونی معکوس سبب ورود یون بی‌کربنات حل‌شده و کلسیم به آب رودخانه شده است. تغییر تیپ آب در نمونه‌های ۹ و ۱۰ احتمالاً ناشی از انحلال ترکیبات و کانی‌های منیزیم‌دار و نیز در نمونه ۱۲ ناشی از ورود کنترل نشده فاضلاب شهر دورود به آب رودخانه می‌باشد، که تیپ آب را به سولفاته تغییر داده است. با خروج رودخانه از شهر تیپ هیدروشیمیایی نمونه‌های آب دوباره به تیپ اولیه (بی‌کربناته - کلسیک) باز می‌گردد. در جدول (۴-۳) ترتیب غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی نمونه‌های مورد مطالعه و همچنین تیپ و رخساره آن‌ها آورده شده است.

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت و آلودگی آب رودخانه تیره - سیلاخور



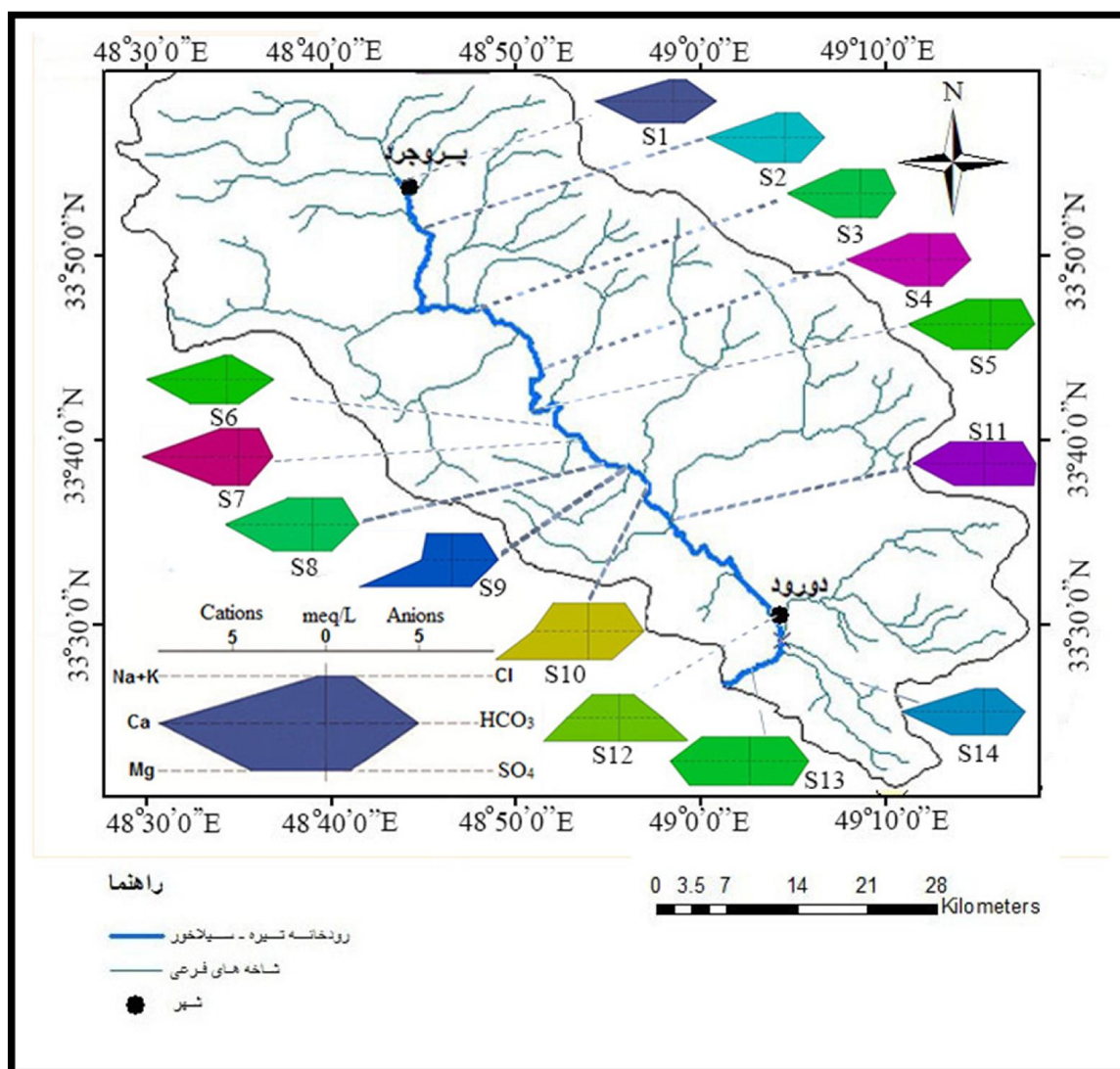
شکل (۴-۱۳): نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن

جدول (۴-۳): غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها و تیپ و رخساره نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور

شماره نمونه	تیپ و رخساره	ترتیب غلظت کاتیون‌ها	ترتیب غلظت آنیون‌ها
۱	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+}$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۲	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+}$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۳	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Na^{+} + K^{+} > Mg$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۴	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Na^{+} + K^{+} > Mg$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۵	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Na^{+} + K^{+} > Mg$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۶	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+}$	$HCO_3^{-} > SO_4^{2-} > Cl^{-}$
۷	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Na^{+} + K^{+} > Mg$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۸	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Na^{+} + K^{+} > Mg$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۹	بی‌کربناته منیزیک	$Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+} > Ca^{2+}$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۱۰	بی‌کربناته منیزیک	$Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+} > Ca^{2+}$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۱۱	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+}$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۱۲	سولفات منیزیک	$Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+} > Ca^{2+}$	$SO_4^{2-} > HCO_3^{-} > Cl^{-}$
۱۳	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+}$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$
۱۴	بی‌کربناته کلسیک	$Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+}$	$HCO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$

۴-۴-۲- نمودار استیف

یکی از روش‌های گرافیکی برای نمایش شیمی نمونه‌های آب، استفاده از نمودار استیف می‌باشد. در این نمودار غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی بر حسب میلی‌اکی والان در لیتر برای یک نمونه منفرد رسم می‌شود، به طوری که کاتیون‌ها در سمت چپ خط مرکزی و آنیون‌ها در سمت راست خط ترسیم می‌گردند. از نمودار استیف برای مقایسه آب‌های با ترکیب شیمیایی مختلف استفاده می‌شود. شکل این نمودار نشان‌دهنده شباهت نسبی یون‌های مختلف و بزرگی آن، نشان‌دهنده غلظت کل یون‌های حل شده است (Eby, 2004). همچنین با استفاده از این نمودار می‌توان آب‌های با منشأهای مختلف را با یکدیگر مقایسه کرد. نمودارهای استیف مربوط به نمونه‌های مورد مطالعه بر روی نقشه اصلی رودخانه نمایش داده شده است (شکل ۴-۱۴). این نمودارها نشان می‌دهد که غلظت گونه‌های یونی در نقاط نمونه‌برداری تغییر چندانی نمی‌کند. در تمام این نقاط یون بی‌کربنات نسبت به سایر آنیون‌ها غالب است (به جز نمونه ۱۲ که یون سولفات غالب است). از بین کاتیون‌های اصلی نیز کلسیم دارای بیشترین غلظت بوده (به جز در نمونه‌های ۹، ۱۰ و ۱۲ که یون منیزیم غالب است) و آب در تمام نقاط (به جز در سه نقطه ذکر شده) بی‌کربناته - کلسیک است. همان‌طور که قبلاً هم اشاره شد احتمالاً فرسایش و انحلال نهشته‌های آهکی - مارنی که در منطقه مورد مطالعه رخنمون دارند دلیل اصلی افزایش یون کلسیم در نمونه‌های آب می‌باشد.



شکل (۴-۱۴): نمودارهای استیف مربوط به نمونه‌های آب مورد مطالعه در رودخانه تیره - سیلاخور

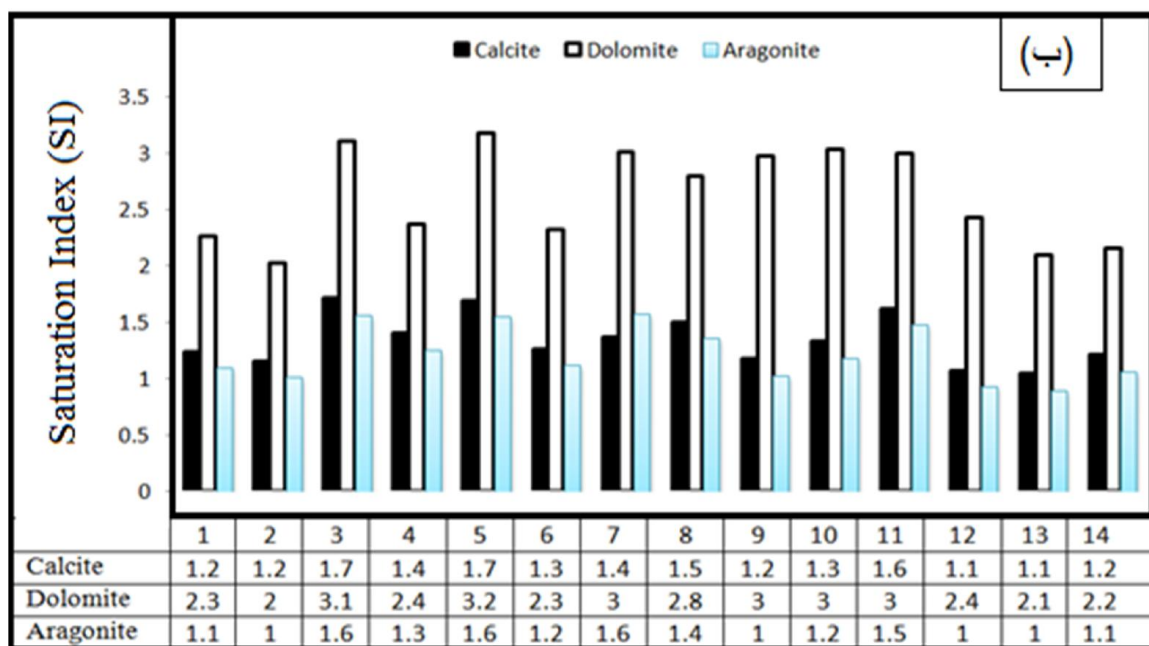
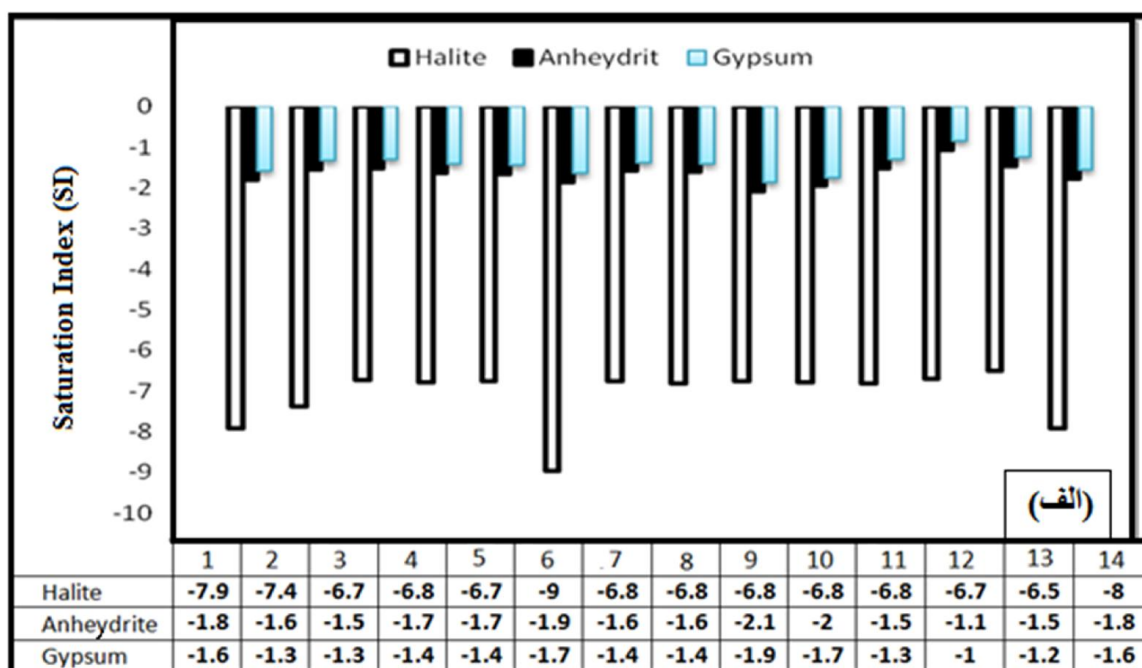
۴-۵- فرایندهای کنترل کننده ترکیب شیمیایی آب رودخانه

در این پژوهش برای تعیین فرایندهای اصلی کنترل کننده ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب از شاخص اشباع‌شدگی، نمودار گیبس و برخی نسبت‌های یونی استفاده شد.

۴-۵-۱- شاخص اشباع‌شدگی نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های اصلی

شاخص اشباع‌شدگی (Saturation Index) تمایل کانی به انحلال یا رسوب در آب را نشان می‌دهد. این

ضریب در حقیقت رابطه محصول فعالیت یونی یک فاز (IAP) را با محصول انحلال پذیری آن (K_{sp}) در یک محلول نشان می‌دهد ($SI = \log(IAP/K_{sp})$). اگر آب نسبت به یک کانی اشباع باشد SI آن برابر صفر است. در این صورت نشان می‌دهد که سیستم نسبت به آن کانی به حالت تعادل رسیده و در ضمن اینکه کانی حل می‌شود و اجزا یونی را وارد محلول می‌کند، در همان حال هم ته‌نشین می‌شود (Hhuizenga, 2004) و در نتیجه در این حالت کانی کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب است. مقادیر مثبت شاخص اشباع، فوق اشباع بودن محلول نسبت به یون‌های سازنده آن کانی را نشان می‌دهد و در نتیجه یون‌ها به صورت فاز جامد ته‌نشین می‌شوند. این بدان معنی است که یون‌ها در اثر کاهش انحلال‌پذیری از سیستم محلول خارج شده و دیگر فاز جامد نمی‌تواند اجزا یونی را وارد محلول کند (فاز جامد غیر واکنش پذیر است). مقادیر منفی، تحت اشباع بودن کانی‌ها را در آب نشان می‌دهد. در این صورت محلول نسبت به یون‌های تشکیل کانی مذکور حالت تحت اشباع داشته و بدین علت یون‌ها هنوز نتوانسته‌اند به صورت فاز جامد (کانی) خاص خود ته‌نشین شوند (به عبارت بهتر کانی مذکور در سیستم وجود نداشته و سیستم نسبت به آن به حالت تعادل نرسیده است). در شکل (۴-۱۵، الف و ب) شاخص اشباع‌شدگی نسبت به کانی‌های واکنش‌پذیر (کلسیت، آراگونیت، دولومیت، ژیپس، هالیت و انیدریت) برای نمونه‌های آب مورد مطالعه که با استفاده از نرم افزار PHREEQC محاسبه شده‌اند آورده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود تمام نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های دولومیت، کلسیت و آراگونیت حالت اشباع دارند (با در نظر گرفتن ± 0.5 خطا) و این بدان معنی است که کانی‌های کربناته (سنگ‌های آهنی و دولومیتی) در تعادل با آب بوده و می‌توانند یون‌های کلسیم و منیزیم را وارد آب نمایند. با این حال نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های ژیپس، هالیت و انیدریت در حالت تحت اشباع می‌باشند. به عبارت بهتر این کانی‌ها کنترل‌کننده اصلی ترکیب هیدروشیمیایی آب نبوده و احتمالاً در سیستم وجود ندارند.

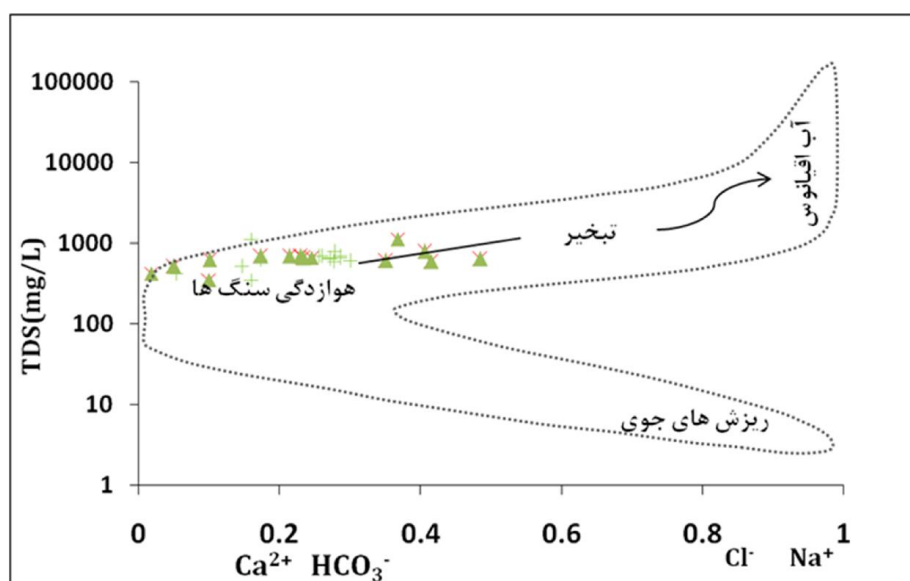


شکل (۴-۱۵ الف، ب): شاخص اشباع‌شدگی برای نمونه‌های آب مورد مطالعه نسبت به کانی‌های اصلی

۴-۵-۲- نمودار گیبس

از مدل گیبس (Gibbs, 1970) نیز می‌توان به صورت گرافیکی برای تشخیص فرایندهای طبیعی

کنترل کننده ترکیب شیمی آب رودخانه استفاده کرد. گیبس با نمونه برداری وسیع از آب های سطح زمین (اقیانوس ها، دریاچه ها و رودخانه ها) و قرار دادن نسبت های $\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$ و $\text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^-$ در مقابل TDS (بر حسب mg/L) سه فرایند طبیعی بارش، هوازدگی سنگ و تبخیر را به عنوان کنترل کننده های اصلی ترکیب شیمیایی آب های سطحی در نظر گرفت (Eby, 2004). با محاسبه نسبت های فوق و با توجه به TDS نمونه ها، مشاهده می شود که همه نمونه های آب رودخانه تیره - سیلاخور در بخش هوازدگی سنگ (Rock - Weathering) این نمودار قرار می گیرند، که نشان دهنده رابطه برهمکنشی آب - سنگ و غالب بودن فرایند انحلال در کنترل ترکیب شیمیایی آب رودخانه است (شکل ۴-۱۶).



شکل ۴-۱۶: نمودار گیبس (Gibbs, 1970) و موقعیت نمونه های آب مورد مطالعه بر روی آن

۴-۵-۳- نسبت های یونی

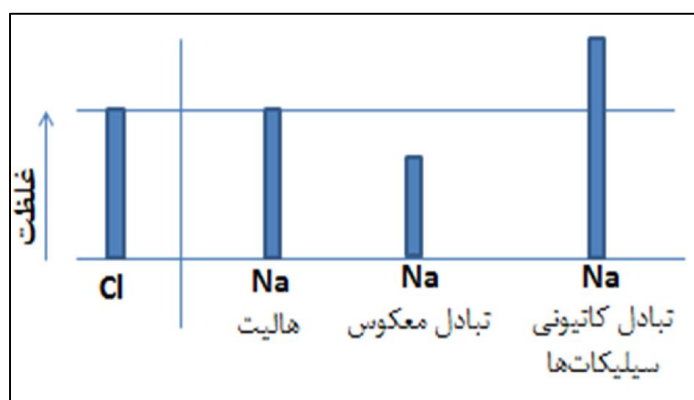
بررسی اجزای حل شده و ارتباط بین آنیون ها و کاتیون های اصلی آب رودخانه، می تواند منشأ یون های اصلی و بسیاری از فرایندهای کنترل کننده ترکیب شیمیایی آب رودخانه را مشخص سازد

(Singh and Hasnain, 1998). در طول هوازدگی سنگ‌ها، اجزاء یونی Ca , Mg , SO_4 , HCO_3 , SiO_2 ... به آب اضافه می‌شوند و بدین علت غلظت این یون‌ها در آب به کانی‌شناسی سنگ‌ها بستگی دارد. ته‌نشینی کانی‌ها، تبادل یونی و تبخیر می‌تواند ترکیب یونی آب را تغییر دهد (Nwankwoala and Udom, 2011). بنابراین از ویژگی شیمیایی یون‌های اصلی در آب می‌توان برای تشخیص ترکیب کانی‌شناسی سنگ‌ها استفاده کرد. با استفاده از نسبت‌های یونی و با در نظر گرفتن برخی پارامترهای دیگر مانند pH و TDS می‌توان منشأ احتمالی یون‌های محلول در آب را تا حدی مشخص کرد (Hounslow, 1995). همچنین می‌توان با استفاده از نمودارهای پراکنش (Scatter Diagram) که در حقیقت تغییرات یک یا مجموعه‌ای از یون‌ها را نسبت به یکدیگر نشان می‌دهد به تحلیل رابطه آن‌ها پرداخت. در این بخش به منظور شناسایی منشأ احتمالی یون‌ها در نمونه‌های آب مورد مطالعه، برخی از نسبت‌های یونی برای آن‌ها محاسبه شده است.

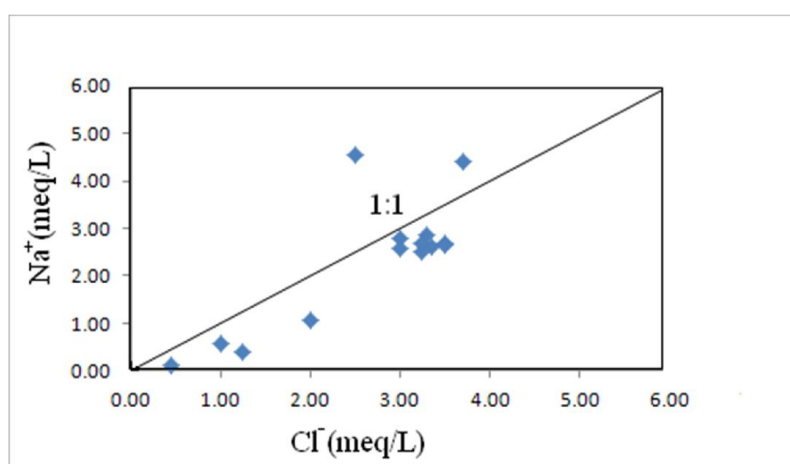
$$4-3-1 \text{ نسبت } \frac{\text{Cl}^-}{\text{Na}^+}$$

از رابطه سدیم - کلرید، اغلب برای تشخیص منشأ شوری در آب رودخانه‌ها استفاده می‌شود (Jalali, 2007; Dixon and Chiswell, 1992). منشأ عمده کلر در آب، NaCl است، سدیم نیز همان‌طور که قبلاً گفته شد از انحلال هالیت، پلاژیوکلازهای سدیک و تبادل یونی منشأ می‌گیرد. بنابراین اگر $\text{Cl} > \text{Na}$ باشد احتمالاً ترکیب آب ناشی از نفوذ آب‌های شور است و تبادل یونی معکوس یا سختی‌گیری (Softening) معکوس رخ داده است و در صورتی که $\text{Na} > \text{Cl}$ باشد مشخص می‌شود Na ، منشأی غیر از هالیت، مانند هوازدگی سیلیکات‌ها دارد (Hounslow, 1995; Zakaria *et al.*, 2012). همچنین اگر نسبت سدیم به کلر برابر باشد منشأ این یون‌ها احتمالاً انحلال NaCl است (Zakaria *et al.*, 2012) (شکل ۴-۱۷). در یک نمودار پراکنش که غلظت سدیم را در برابر کلر نشان می‌دهد نقاطی که روی خط

تبادل (۱-۱) قرار می‌گیرند ناشی از انحلال هالیت می‌باشند و نقاطی که در بالای این خط قرار می‌گیرند دارای غلظت سدیم بیشتری بوده و مبین این هستند که سدیم ناشی از منابعی دیگر (علاوه بر انحلال هالیت) مانند تبادل یونی و فعالیت‌های انسان‌زاد است. نقاطی هم که پایین خط تعادل قرار می‌گیرند دارای کلر بیشتر بوده و معرف این است که فرایند تبادل یونی معکوس غالب می‌باشد. با توجه به شکل (۴-۱۸) بیشتر نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور در پایین خط تعادل قرار دارند و این نشان می‌دهد که غلظت سدیم و کلر در نمونه‌های آب عمدتاً توسط فرایند تبادل یونی معکوس کنترل می‌شود.



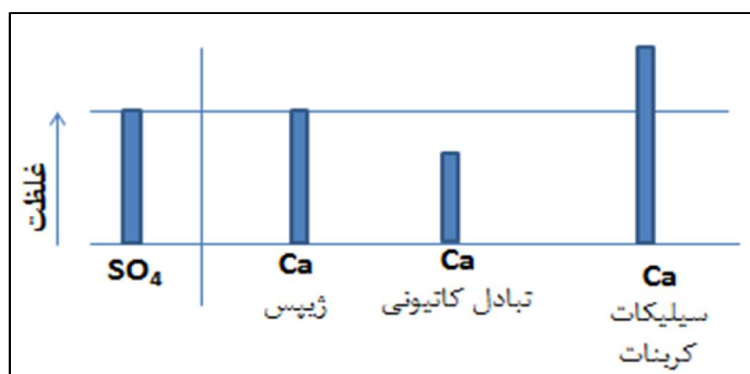
شکل (۴-۱۷): نسبت کلر به سدیم در ارتباط با انحلال هالیت، فرایند تبادل معکوس و تبادل کاتیونی سیلیکات‌ها (Hounslow, 1995)



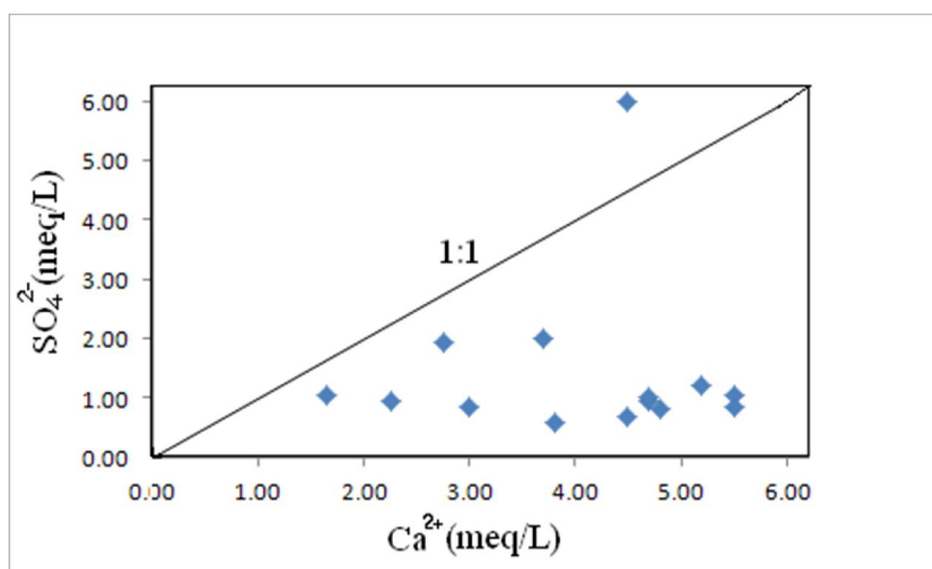
شکل (۴-۱۸): نمودار تغییرات غلظت کلر در مقابل غلظت سدیم برای نمونه‌های آب مورد مطالعه

$$4-5-3-2 \text{ - نسبت } \frac{SO_4^{2-}}{Ca^{2+}}$$

منشأ رایج کلسیم در آب انحلال کلسیت، ژپس و انیدریت است (Hounslow, 1995). یون سولفات در آب معمولاً از انحلال مستقیم ژپس (یا انیدریت) و یا خنثی شدن آب‌های اسیدی توسط کلسیت یا دولومیت ناشی می‌شود. بر طبق نظر هانسلو (Hounslow, 1995) اگر غلظت یون سولفات در آب بیشتر از غلظت کلسیم باشد، نشان‌دهنده آن است که کلسیم به احتمال زیاد در اثر ته‌نشینی یا تبادل یونی از محلول حذف شده است و چنانچه غلظت کلسیم بیشتر از سولفات باشد در این صورت کلسیم در آب احتمالاً از منبعی غیر از ژپس (مانند کلسیت و دولومیت یا سیلیکات‌ها) ناشی شده است و برابر بودن غلظت کلسیم با غلظت سولفات نیز نشان‌دهنده انحلال ژپس است (شکل ۴-۱۹). در یک نمودار پراکنش نقاطی که روی خط تعادل قرار می‌گیرند ناشی از انحلال ژپس می‌باشند و نقاطی که بالای خط تعادل قرار دارند دارای سولفات بیشتر بوده و نشان‌دهنده این است که کلسیم به احتمال زیاد توسط فرایندهایی چون ته‌نشینی یا تبادل یونی از محلول خارج شده است. نقاطی که پایین خط تعادل قرار می‌گیرند دارای کلسیم بیشتری بوده و مبین آن است که کلسیم از منشأهای دیگری غیر از ژپس (مانند انحلال کانی‌هایی چون کلسیت و دولومیت و سیلیکات‌ها) منشأ گرفته است. در مورد نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور اکثر نمونه‌های مورد مطالعه پایین خط تعادل قرار می‌گیرند بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که Ca موجود در آب بیشتر از انحلال کانی‌هایی چون کلسیت، دولومیت و احتمالاً سیلیکات‌ها ناشی شده است (شکل ۴-۲۰).



شکل (۴-۱۹): نسبت سولفات به کلسیم در ارتباط با انحلال ژپیس، تبادل کاتیونی و انحلال سیلیکات-کربنات (Hounslow, 1995)

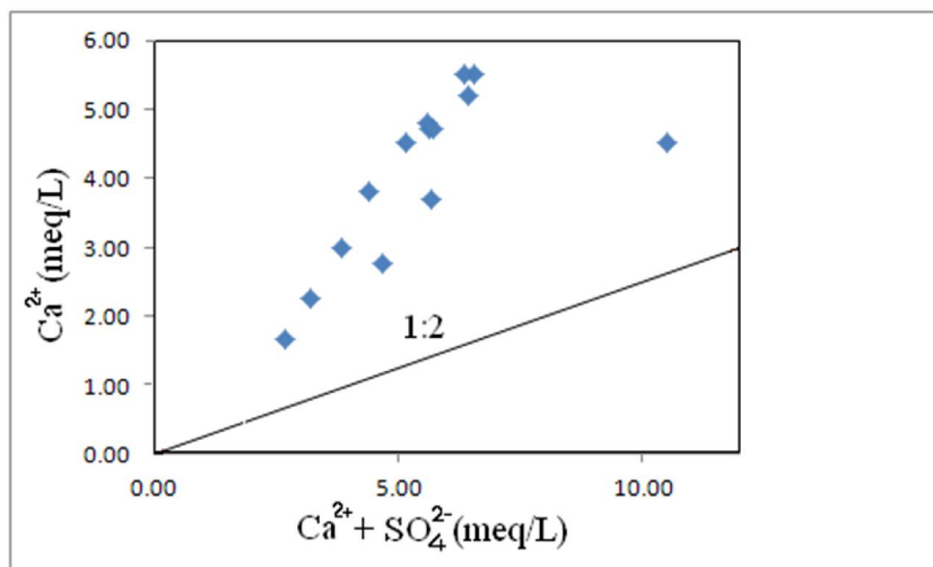


شکل (۴-۲۰): نمودار تغییرات غلظت (SO₄²⁻) در مقابل غلظت (Ca²⁺) برای نمونه‌های مورد مطالعه

$$\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}} \text{ - نسبت } ۳-۳-۵-۴$$

انحلال کانی‌های سولفات‌ها از طریق نسبت $Ca^{2+} / Ca^{2+} + SO_4^{2-}$ نیز قابل بررسی است به طوری که اگر این نسبت مساوی ۰/۵ باشد نشان‌دهنده انحلال ژپیس است و اگر بیش از ۰/۵ باشد بیانگر این است که کلسیم از منبعی غیر از ژپیس (مانند کربنات و سیلیکات) ناشی شده است (Hounslow, 1995). با توجه

به شکل (۴-۲۱) مشاهده می‌شود که برای تمام نمونه‌های مورد مطالعه مقادیر این نسبت بیش از ۰/۵ است که نشان می‌دهد کلسیم در نمونه‌های آب از منبعی غیر از ژئوپس تأمین شده است. این نتایج با نتایج به دست آمده از محاسبه شاخص‌های اشباع‌شدگی نیز مطابقت دارد. همان‌طور که قبلاً گفته شد بر اساس محاسبه شاخص‌های اشباع‌شدگی مشخص شد که نمونه‌های آب نسبت به ژئوپس، انیدریت و هالیت حالت تحت اشباع دارند که نشان می‌دهد احتمالاً این کانی‌ها در تأمین یون‌های موجود در آب (مانند کلسیم) نقش محدودی داشته‌اند.



شکل (۴-۲۱): نمودار تغییرات غلظت (Ca^{2+}) در مقابل ($Ca^{2+} + SO_4^{2-}$) برای نمونه‌های مورد مطالعه

۴-۶- رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف کشاورزی

در این مطالعه به منظور بررسی کیفیت آب جهت مصارف کشاورزی از شاخص درصد سدیم، نمودار ویلکاکس و کربنات سدیم باقی‌مانده استفاده گردید. در جدول (۴-۴) نیز مقادیر شاخص‌های مورد استفاده جهت ارزیابی کیفیت آب برای مصارف کشاورزی نشان داده شده است.

۴-۶-۱- درصد سدیم (%Na)

میزان سدیم آب از پارامترهای مهم برای استفاده از آب در آبیاری زمین‌های کشاورزی است. افزایش سدیم در آب، نفوذپذیری خاک را کاهش می‌دهد (Ibrahim, 2002). درصد سدیم مطابق معادله زیر محاسبه و مقادیر آن در جدول (۴-۴) آورده شده است:

$$\text{Na}\% = \frac{\text{Na}^+ + \text{K}^+}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+} \times 100 \text{ (meq/L)} \quad (۴-۲)$$

جدول (۴-۴): شاخص‌های ارزیابی کیفی آب آبیاری و مقادیر آن‌ها برای نمونه‌های آب مورد مطالعه

Stations	Na%	SAR	RSC
۱	۶/۴۷	۰/۱۷	۱/۵
۲	۱۲/۹۹	۰/۴۲	۲
۳	۲۸/۲۰	۱/۰۹	۲
۴	۲۷/۴۶	۱/۰۴	۱/۵
۵	۲۸/۴۲	۱/۱۱	۱/۸
۶	۲/۶۵	۰/۰۶	۱
۷	۲۹/۸۹	۱/۱۸	۱/۳
۸	۲۷/۲۷	۱/۰۴	۱/۸
۹	۲۹/۲۵	۱/۳۳	۱/۶۵
۱۰	۳۱/۹۷	۱/۳۷	۱/۵
۱۱	۲۹/۲۰	۱/۲۱	۱/۳۵
۱۲	۲۹/۵۷	۱/۶۳	۳/۵
۱۳	۴۰/۶۳	۱/۹۴	۱
۱۴	۱۲/۵	۰/۳۱	۱/۲

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت و آلودگی آب رودخانه تیره - سیلاخور

طبق نظر ویلکاکس (Wilcox, 1955)، بر اساس درصد سدیم، آب از نظر مصارف کشاورزی به ۵ رده عالی (۲۰ <)، خوب (۲۰-۴۰)، مجاز (۴۰-۶۰)، مشکوک (۶۰-۸۰) و نامناسب (۸۰ >) تقسیم می‌گردد. با توجه به جدول (۴-۵) کیفیت آب رودخانه تیره - سیلاخور در ۲۸/۵۷ درصد نقاط نمونه‌برداری از نظر درصد سدیم (جهت مصارف کشاورزی) در رده عالی، ۶۴/۲۸ درصد نمونه‌ها در رده خوب و ۷/۱۴ درصد نیز در رده مجاز قرار می‌گیرد.

جدول (۴-۵): رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب بر اساس شاخص درصد سدیم

درصد	نمونه‌های آب مورد مطالعه	کیفیت آب	درصد سدیم (meq/L)
۲۸/۵۷	نمونه‌های ۱، ۲، ۶، ۱۴	عالی	< ۲۰
۶۴/۲۸	نمونه‌های ۳، ۴، ۵، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲	خوب	۲۰ - ۴۰
۷/۱۴	نمونه ۱۳	مجاز	۴۰ - ۶۰
۰	-	مشکوک	۶۰ - ۸۰
۰	-	نامناسب	۸۰ <

۴-۶-۲- کربنات سدیم باقی‌مانده (RCS)

میزان RSC یا کربنات سدیم باقی‌مانده، برای نشان دادن اثر غلظت یون‌های کربنات و بی‌کربنات، بر روی کیفیت آب کشاورزی، مورد استفاده قرار می‌گیرد. RSC به صورت زیر محاسبه می‌شود (Eaton, 1950):

$$RSC = HCO_3 - (Ca + Mg) \text{ (meq/L)} \quad (۳-۴)$$

آب‌هایی که دارای مقادیر بیشتر از ۲/۵ meq/L، کربنات سدیم ته‌نشین شده هستند برای آبیاری مناسب نمی‌باشند. درحالی‌که آب‌های با کربنات سدیم باقی‌مانده ۱/۲۵ - ۲/۵ meq/L، برای استفاده در آبیاری

نسبتاً مناسب هستند. آب‌هایی نیز که دارای RSC کمتر از ۱/۲۵ می‌باشند برای استفاده در کشاورزی مناسب به حساب می‌آیند (Richards, 1954). با توجه به جدول (۴-۶) ۲۱/۴۳ درصد از نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده مناسب، ۷۱/۴۳ درصد از نمونه‌ها در رده مشکوک و ۷/۱۴ درصد از نمونه‌ها در رده نامناسب قرار می‌گیرند.

جدول (۴-۶): رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب بر اساس کربنات سدیم باقی‌مانده RSC

RSC (meq/L)	کیفیت آب برای کشاورزی	نمونه‌های آب مورد مطالعه	درصد
< ۱/۲۵	مناسب	نمونه‌های ۶، ۱۳، ۱۴	۲۱/۴۳
۱/۲۵ - ۲/۵	مشکوک	نمونه‌های ۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱	۷۱/۴۳
> ۲/۵	نامناسب	نمونه ۱۲	۷/۱۴

۴-۶-۳- نمودار ویلکاکس

برای تعیین کیفیت آب رودخانه تیره - سیلاخور از نظر استفاده در کشاورزی (آبیاری)، از روش طبقه‌بندی ویلکاکس (Wilcox, 1955) نیز استفاده شد. این نمودار بر مبنای دو پارامتر هدایت الکتریکی (بر حسب میکرو موس بر سانتی متر) و نسبت جذب سدیم (SAR) است که در آن EC به عنوان خطر شوری و نسبت جذب سدیم به عنوان خطر قلیائیت در نظر گرفته می‌شود (Sandaray et al., 2009). میزان SAR طبق فرمول زیر با افزایش سدیم افزایش می‌یابد (Richards, 1954):

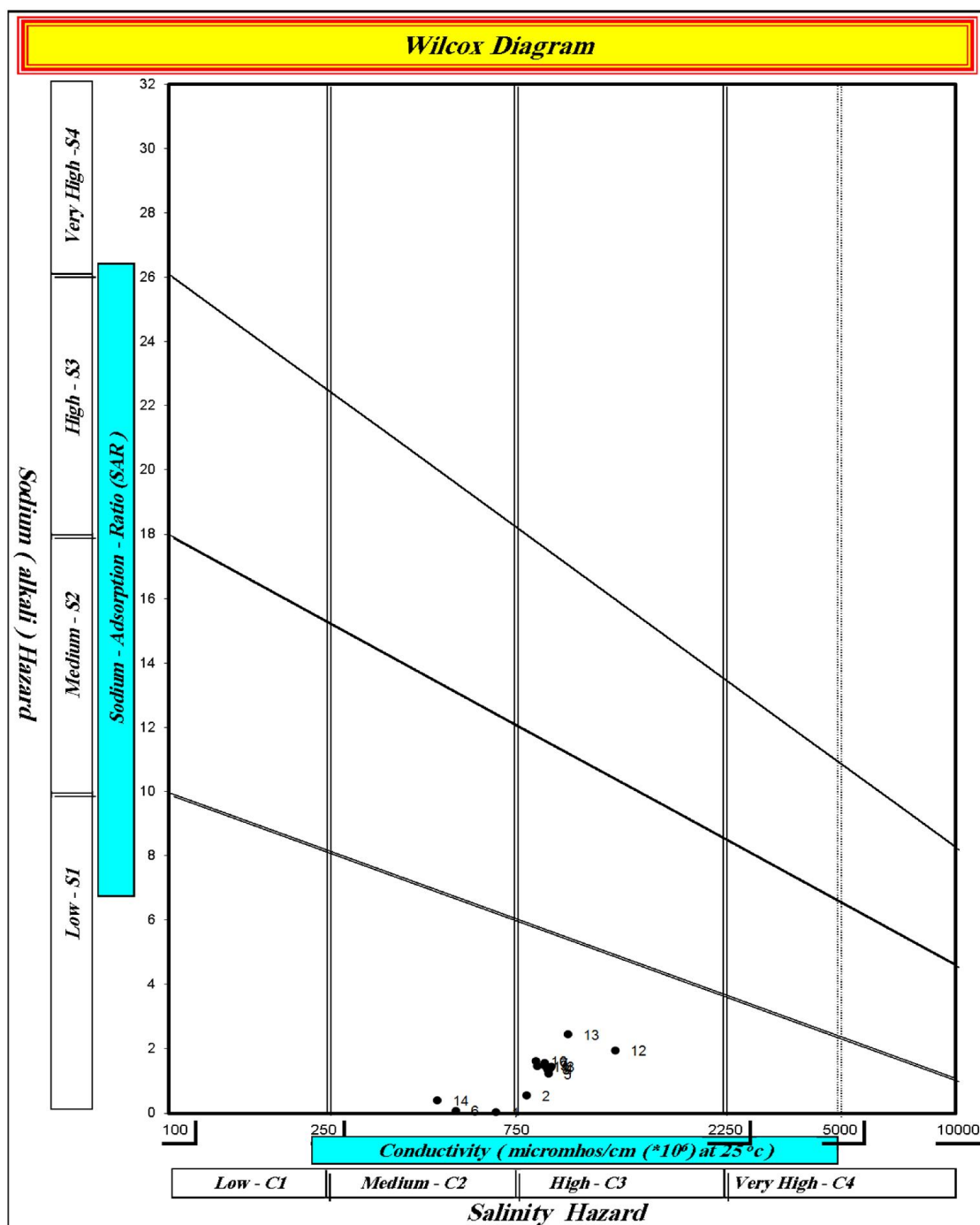
$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \text{ (meq/L)} \quad (4-4)$$

در آب‌های شور، سدیم جایگزین کلسیم و منیزیم موجود بر روی ذرات رس خاک می‌شود. این امر باعث

تخریب ساختار خاک، تولید خاک قلیائی و نهایتاً بسته شدن منافذ خاک می‌شود. از این رو انتقال آب و هوا در داخل خاک محدود می‌شود. این شرایط باعث کاهش بازدهی محصولات می‌شود. در نمودار ویلکاکس، C معرف شوری و S، معرف SAR می‌باشد. بر اساس این طبقه‌بندی آب‌های خیلی خوب همگی دارای EC کمتر از ۲۵۰ میکروموس بر سانتی متر بوده و در گروه C₁S₁ قرار می‌گیرند، آب‌های خوب در گروه C₂S₂, C₂S₁, C₁S₂, آب‌های متوسط در کلاس C₃S₃, C₃S₂, C₂S₃, C₁S₃, C₃S₁ قرار گرفته و بقیه آب‌ها نامناسب هستند. شکل (۴-۲۲) موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه را در نمودار ویلکاکس نشان می‌دهد. بر اساس نتایج به دست آمده (جدول ۴-۷ و شکل ۴-۲۲) بیش از ۷۸ درصد نمونه‌ها در رده C₃S₁ نمودار ویلکاکس (شور- با اعمال تمهیدات لازم، مناسب برای کشاورزی) و ۲۲ درصد نمونه‌ها در رده C₂S₁ (کمی شور- برای کشاورزی تقریباً مناسب) قرار می‌گیرند. احتمالاً ترکیب و جنس سازنده‌های اطراف رودخانه (سنگ‌های آذرین، آهکی، شیلی و مارن‌ها) و نیز ورود فاضلاب‌های شهری و روستایی و نیز پساب‌های کشاورزی به آب رودخانه در طول مسیر جریان آن، از عوامل کاهش کیفیت آب جهت مصارف کشاورزی می‌باشد.

جدول (۴-۷): درصد نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده‌های کیفی SAR/EC

درصد	نام نمونه	نوع آب برای کشاورزی	SAR/EC	رده آب
٪۷۸	نمونه‌های ۲، ۳، ۴، ۵، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳	شور- با اعمال تمهیدات لازم، مناسب برای کشاورزی	SAR Low EC medium-high	C ₃ S ₁
٪۲۲	نمونه‌های ۱، ۶، ۱۴	کمی شور- برای کشاورزی تقریباً مناسب	SAR Low EC moderate	C ₂ S ₁



شکل (۴-۲۲): نمودار ویلکاکس برای نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۷- بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین در آب رودخانه تیره - سیلاخور

در این پژوهش علاوه بر غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی، غلظت عناصر کمیاب (فلزات سنگین) نمونه‌های آب نیز با استفاده از دستگاه جذب اتمی با کوره گرافیتی (AAS) اندازه‌گیری شد. جدول (۴-۸) غلظت این فلزات را به همراه مقادیر مجاز آن‌ها در استاندارد WHO نشان می‌دهد.

جدول (۴-۸): غلظت برخی فلزات سنگین در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور (مقادیر بر حسب $\mu\text{g/L}$)

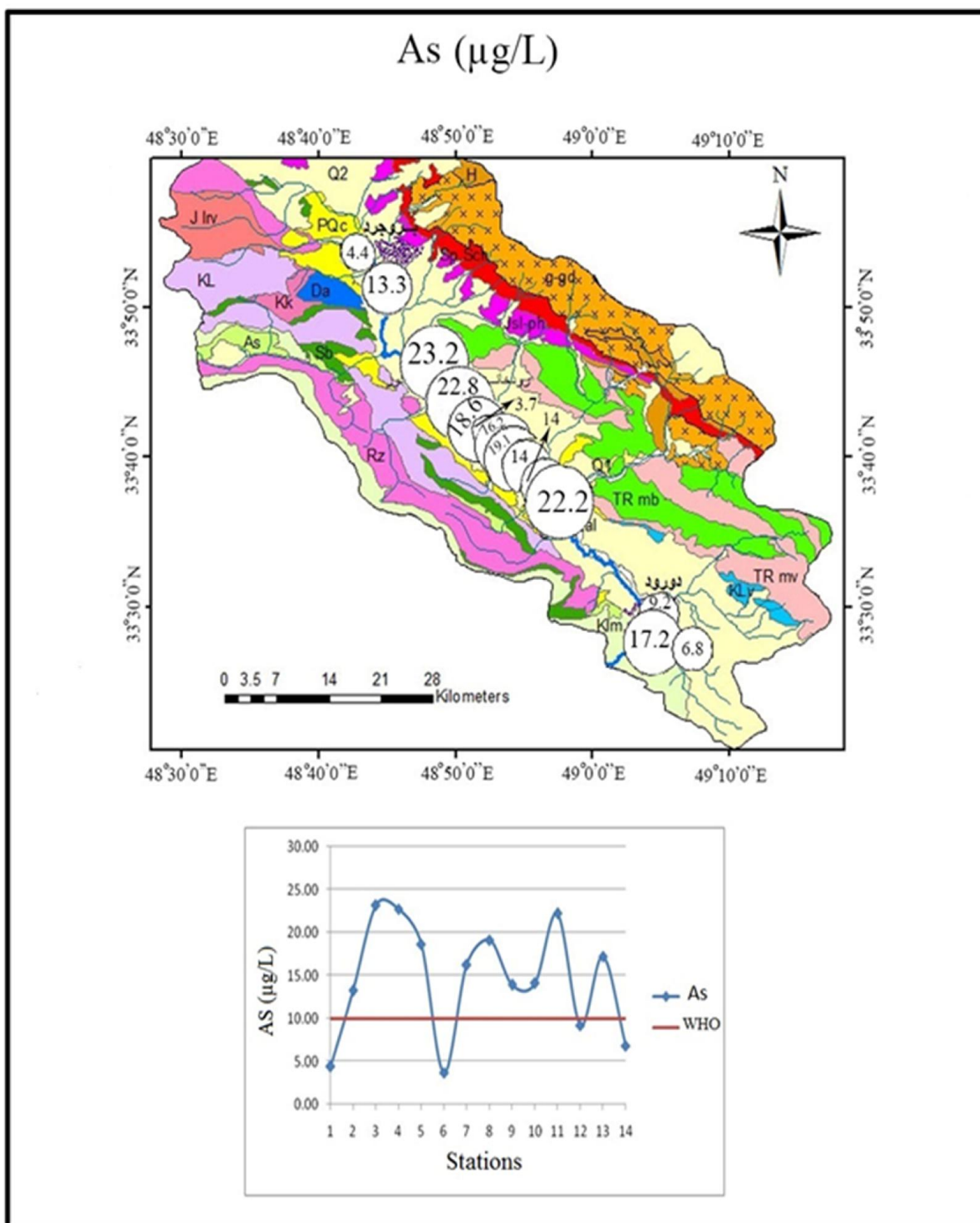
Stations	As	Zn	Ni	Pb	Cu	Cd	Cr
۱	۴/۴	۰/۷۱	۰/۷۲	۴/۲۲	۲/۸۸	۰/۰۶	۲/۱۴
۲	۱۳/۳	۰/۱۲	۰/۶۵	۳/۷۹	۶/۳۶	۰/۰۳	۱/۲۹
۳	۲۳/۲	۰/۱۱	۰/۸۳	۴/۷۷	۴/۷۱	۳/۰۳	۰/۹۸
۴	۲۲/۷	۰/۱۱	۱/۰۹	۴/۷۸	۴/۴۵	۰/۰۳	۲/۱۸
۵	۱۸/۶	۲/۳۵	۱/۰۲	۴/۷۱	۴/۲۴	۰/۵۲	۲/۲۸
۶	۳/۷	۱/۳۱	۰/۹۷	۴/۱۷	۳/۷۰	۰/۱۹	۴/۴۲
۷	۱۶/۲	۰/۴۸	۱/۶۷	۴/۱۷	۶/۱۱	۰/۰۸	۰/۹۶
۸	۱۹/۱	۰/۳۲	۱/۸۴	۲/۴۵	۵/۵۸	۰/۱۱	۳
۹	۱۳/۳	۰/۸۲	۱/۳۱	۲/۵۵	۶/۵۶	۰/۰۹	۲/۹۶
۱۰	۱۴/۱	۵/۷۷	۱/۲۰	۳/۶	۵	۰/۱۱	۲/۸۳
۱۱	۲۲/۲	۲/۹۶	۱/۷۵	۳/۴۳	۴/۲۲	۰/۱۴	۱/۶۸
۱۲	۹/۲	۲/۹۵	۵/۱۲	۲/۴۳	۹/۳۴	۰/۰۹	۰/۷۷
۱۳	۱۷/۲	۱/۶۴	۰/۱۹	۲/۴۷	۳/۷۱	۰/۱۰	۲/۲۲
۱۴	۶/۸	۰/۵۲	۰/۹۷	۳/۰۵	۵/۵۵	۰/۰۶	۲/۲۶
میانگین	۱۴/۵۷	۱/۴۴	۱/۳۸	۳/۶۱	۵/۱۷	۰/۳۱	۲/۱۴
WHO (2011)	۱۰	۳۰۰۰	۷۰	۱۰	۲۰۰۰	۳	۵۰

۴-۷-۱- آرسنیک (As)

منابع ورود آرسنیک به محیط‌های آبگین شامل منابع طبیعی (مانند هوازدگی کانی‌هایی چون رآلگار و اورپیمان) و انسان‌زاد (مانند استفاده از آفت‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها و کودهای فسفاته که در ساخت آن‌ها آرسنیک استفاده می‌شود) است (Kabata-Pendias, 2011). غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور از $3/68$ تا $23/18$ میکروگرم در لیتر تغییر می‌کند. مطابق شکل (۴-۲۳) روند تغییرات غلظت آرسنیک در طول رودخانه حالت نوسانی دارد و به جز نمونه‌های ۱، ۶، ۱۲ و ۱۴ در سایر نمونه‌ها غلظت آن از محدوده استاندارد (WHO, 2011) (۱۰ میکروگرم) تجاوز می‌کند. منشأ اصلی ورود آرسنیک به آب رودخانه تیره - سیلاخور، احتمالاً فعالیت‌های کشاورزی گسترده در اطراف رودخانه است، که در آن‌ها از کودهای فسفاته و سموم دفع آفات استفاده می‌شود. ترکیبات آرسنیک در آب محلول هستند بنابراین آلوده شدن آب به آرسنیک به سادگی امکان‌پذیر است (Selinus and Alloway, 2005). افزایش pH آب می‌تواند باعث واجذب آرسنیک از سطح رسوبات شده و تحرک‌پذیری آن را در محیط افزایش دهد. در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور با pH قلیایی چنین فرایندی می‌تواند بر غلظت آرسنیک در آب تأثیرگذار باشد. همچنین ورود فاضلاب‌های شهری و روستایی نیز می‌توانند باعث افزایش غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب رودخانه شود.

۴-۷-۲- روی (Zn)

روی از جمله فلزاتی است که می‌تواند توسط منابع آلاینده شهری وارد محیط آب شود. سایش تایر خودروها، فاضلاب شهری، پساب‌های صنعتی و کودهای شیمیایی از مهم‌ترین منابع انسان‌زاد ورود Zn به محیط‌های آبگین هستند (Bradl, 2005). غلظت روی در سنگ‌های آهکی و شیل‌ها به دلیل وجود کانی‌های رسی و مواد آلی معمولاً بالا است، ولی در ماسه‌سنگ‌ها غلظت این فلز پایین است (Kabata-Pendias, 2011).

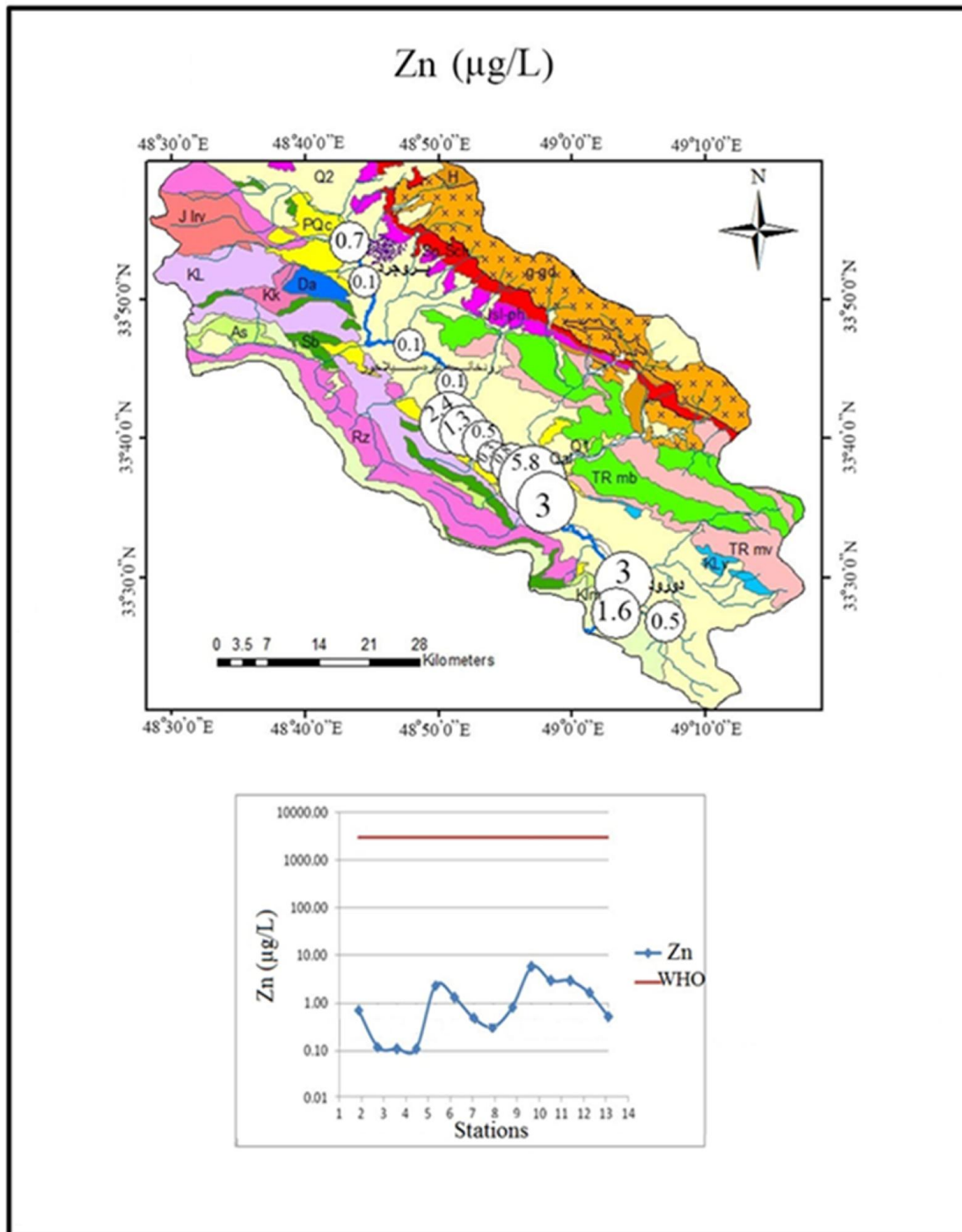


شکل (۴-۲۳): روند تغییرات غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور (جهت مشاهده راهنمای نقشه به شکل (۴-۱) مراجعه شود)

در آب‌های سطحی روی با هیدرواکسیدها، ذرات رس و دیگر رسوبات پیوند برقرار می‌کند و غلظت آن در آب کاهش می‌یابد (Miller, 2007). میزان روی در آب‌ها با کاهش pH و اسیدیته شدن محیط افزایش می‌یابد و در محیط‌های قلیایی غلظت آن به علت جذب در رسوبات، کاهش می‌یابد. در نمونه‌های آب مورد مطالعه غلظت Zn از ۰/۱۱ تا ۵/۷۷ میکروگرم در لیتر تغییر می‌کند. غلظت این فلز در تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه پایین‌تر از حد مجاز استاندارد (WHO, 2011) (۳۰۰۰ میکروگرم در لیتر) است. با توجه به اینکه pH آب در نقاط نمونه‌برداری در محدوده قلیایی (۷/۸۹ - ۸/۹) قرار دارد بنابراین کم بودن غلظت روی در نقاط نمونه‌برداری قابل توجیه به نظر می‌رسد (شکل ۴-۲۴).

۴-۷-۳- سرب (Pb)

بنابر استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، غلظت سرب در آب آشامیدنی به ۱۰ میکروگرم در لیتر محدود شده است. سرب به طور طبیعی در محیط زیست وجود دارد، ولی در اکثر موارد حاصل فعالیت‌های بشری از قبیل تخلیه فاضلاب‌های صنعتی تصفیه نشده و فاضلاب‌های شهری و کشاورزی و همچنین مصرف سوخت‌های فسیلی است. از جمله منابع طبیعی سرب نیز می‌توان به هوازدگی سنگ‌های آذرین اسیدی و شیل‌ها اشاره نمود (Kabata-Pendias, 2011). غلظت سرب در نمونه‌های آب مورد مطالعه از ۲/۴۳ تا ۴/۷۸ میکروگرم در لیتر تغییر می‌کند. غلظت این فلز در تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه پایین‌تر از استاندارد (WHO, 2011) (۱۰ میکروگرم در لیتر) است (شکل ۴-۲۵). غلظت سرب در محیط‌های آبی به ویژه آب رودخانه‌ها بیشتر به pH و نمک‌های محلول در آب بستگی دارد. سرب در سیستم‌های آب شیرین در pH بین ۶ تا ۸ ته‌نشین می‌شود و به این علت انحلال‌پذیری آن در آب‌های طبیعی بسیار پایین است (Gaillardet *et al.*, 2003). با توجه به اینکه pH آب رودخانه تیره - سیلاخور در محدوده قلیایی می‌باشد غلظت سرب در آن پایین است.

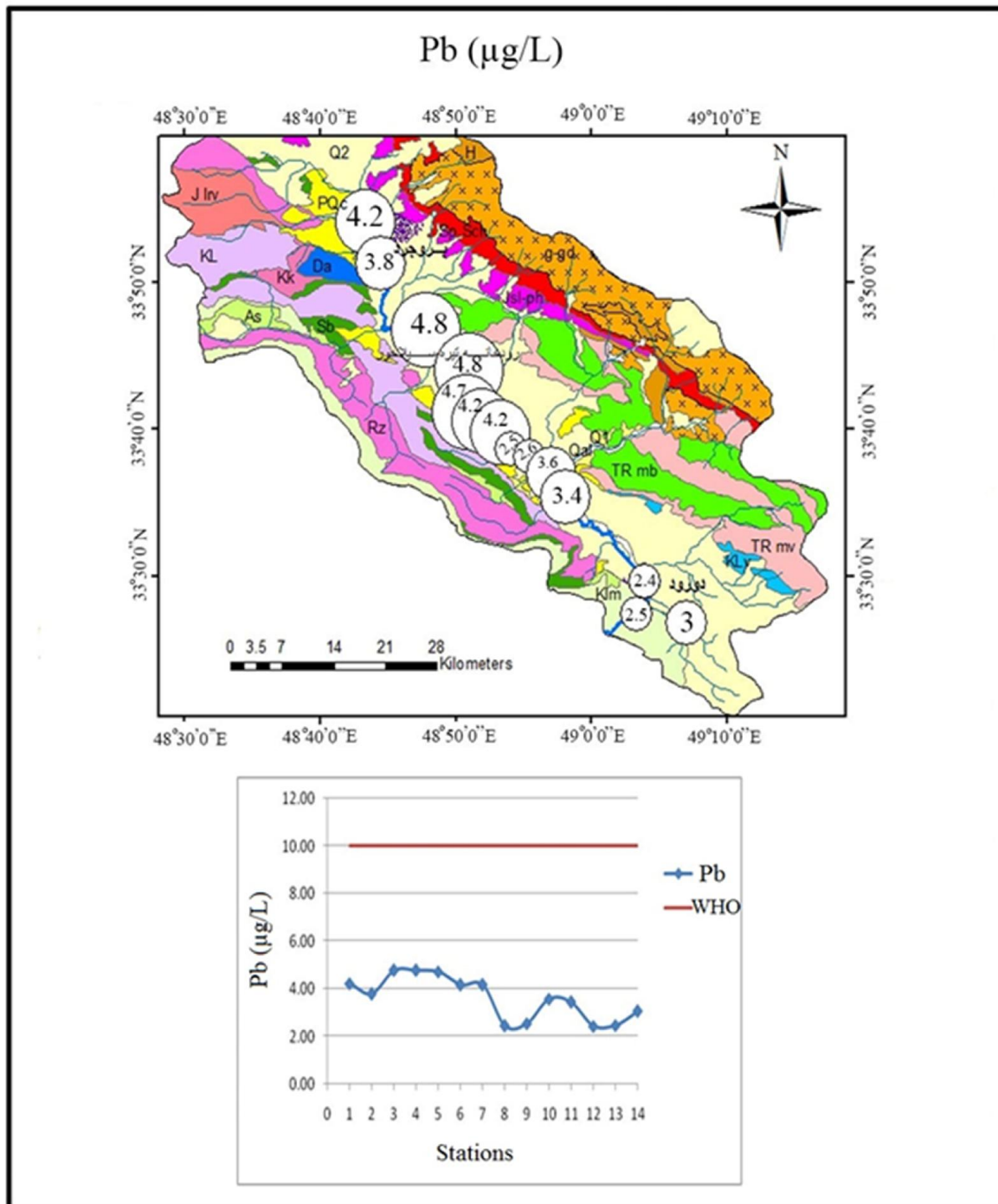


شکل (۴-۲۴): روند تغییرات غلظت روی در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور (جهت مشاهده راهنمای نقشه به شکل (۴-۱) مراجعه شود)

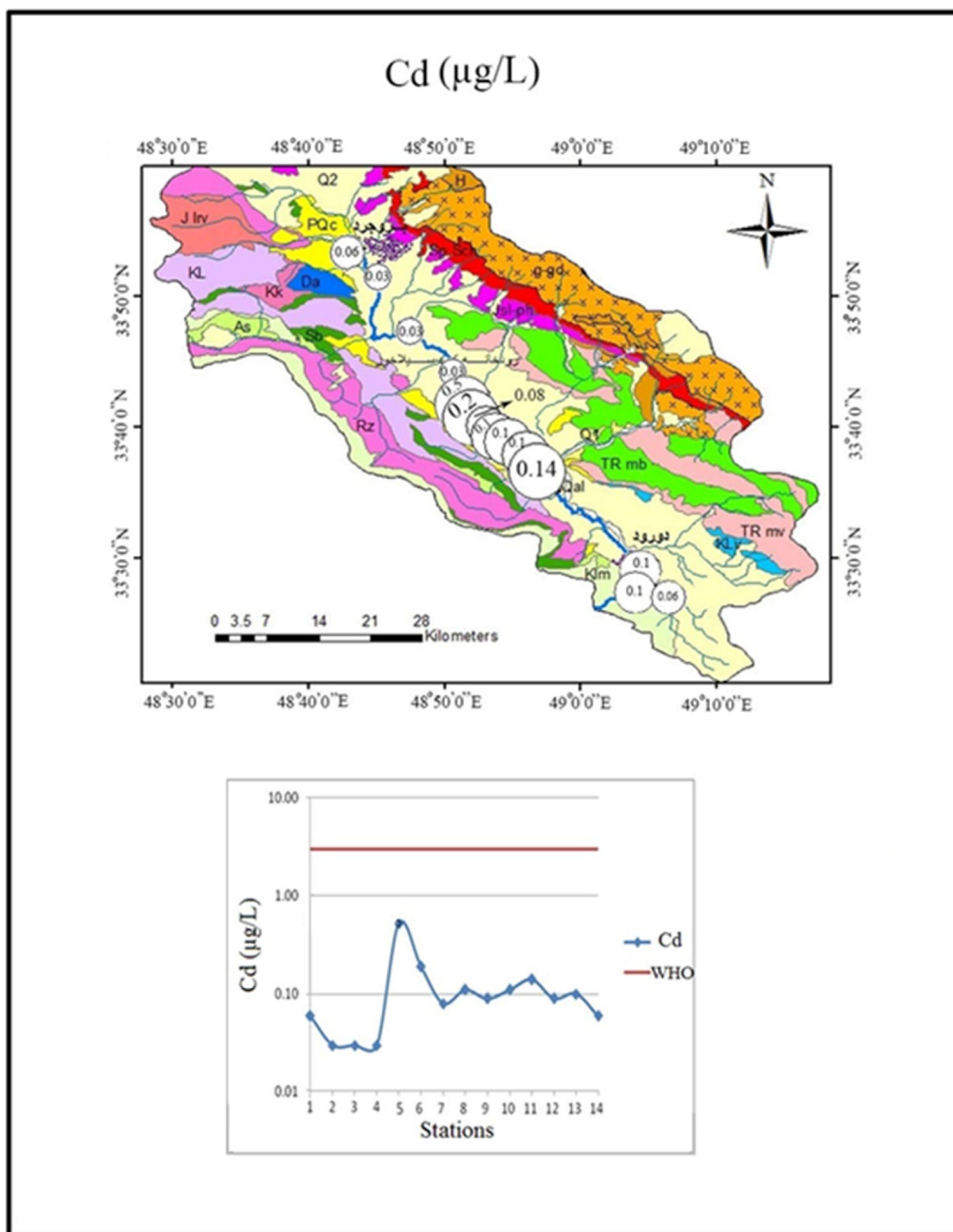
جذب به وسیله مواد آلی یا هیدروکسیدهای آهن و منگنز از دیگر فرایندهای کمپلکس کننده سرب در آب‌های شیرین است. با توجه به کاهش قابل توجه غلظت سرب در نمونه ۱۲ که محل ورود فاضلاب‌های بسیار زیاد شهر دورود است می‌توان دلیل احتمالی کاهش سرب در آب این منطقه را افزایش میزان مواد رسی به سمت پایین دست رودخانه دانست.

۴-۷-۴- کادمیم (Cd)

غلظت کادمیم در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور از ۰/۰۱ تا ۰/۵۲ میکروگرم در لیتر تغییر می‌کند. غلظت کادمیم در تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه پایین‌تر از استاندارد (WHO, 2011) (۳ میکروگرم در لیتر) می‌باشد (شکل ۴-۲۶). این فلز توسط رسوبات و مواد معلق کمترین میزان جذب را دارا می‌باشد. بیشتر کودهای شیمیایی به ویژه کودهای فسفاته و سموم، از جمله سموم ارگانوفسفر که در زمین‌های کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرند و همچنین لجن فاضلاب‌های خانگی از منابع اولیه کادمیم در منابع آب به حساب می‌آیند. کادمیم همچنین از طریق فرسایش خاک و سنگ بستر آلوده، ریزش‌های جوی آلوده (ناشی از کارخانه‌های صنعتی) وارد اکوسیستم‌های آبی می‌شود. تحرک پذیری کادمیم در pHهای قلیایی بسیار پایین است و این عنصر در pH خنثی تا قلیایی تمایل به ته‌نشینی دارد و تحت این شرایط می‌تواند از آب به صورت کمپلکس‌های کربناته جدا شده و جذب رسوبات شود (Markeot and Friese, 2000). بنابراین احتمالاً غلظت‌های پایین کادمیم در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور مربوط به pH قلیایی رودخانه است.



شکل (۴-۲۵): روند تغییرات غلظت سرب در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور (جهت مشاهده راهنمای نقشه به شکل (۱-۴) مراجعه شود)



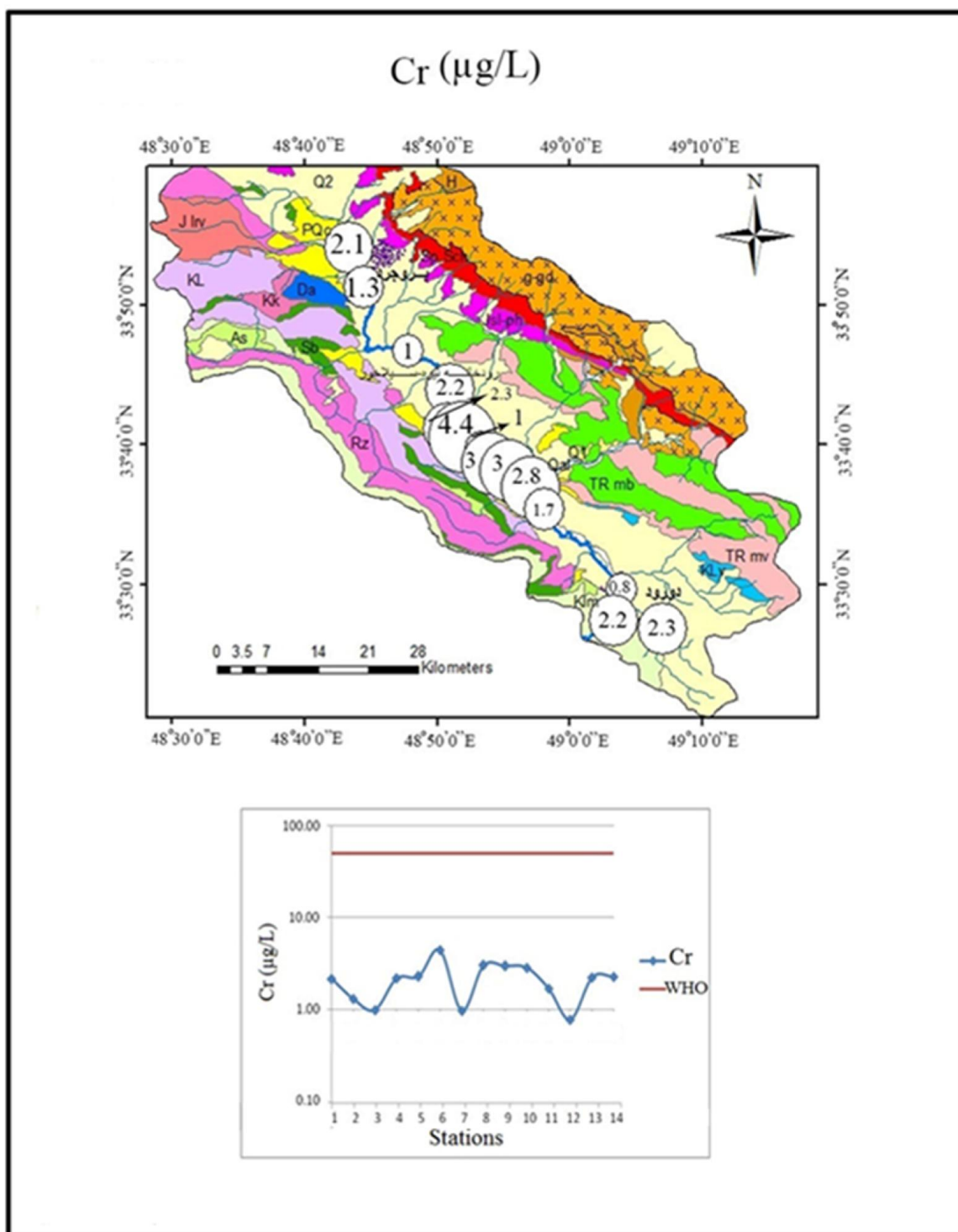
شکل (۴-۲۶): روند تغییرات غلظت کادمیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور (جهت مشاهده راهنمای نقشه به شکل (۴-۱) مراجعه شود)

۴-۷-۵- کروم (Cr)

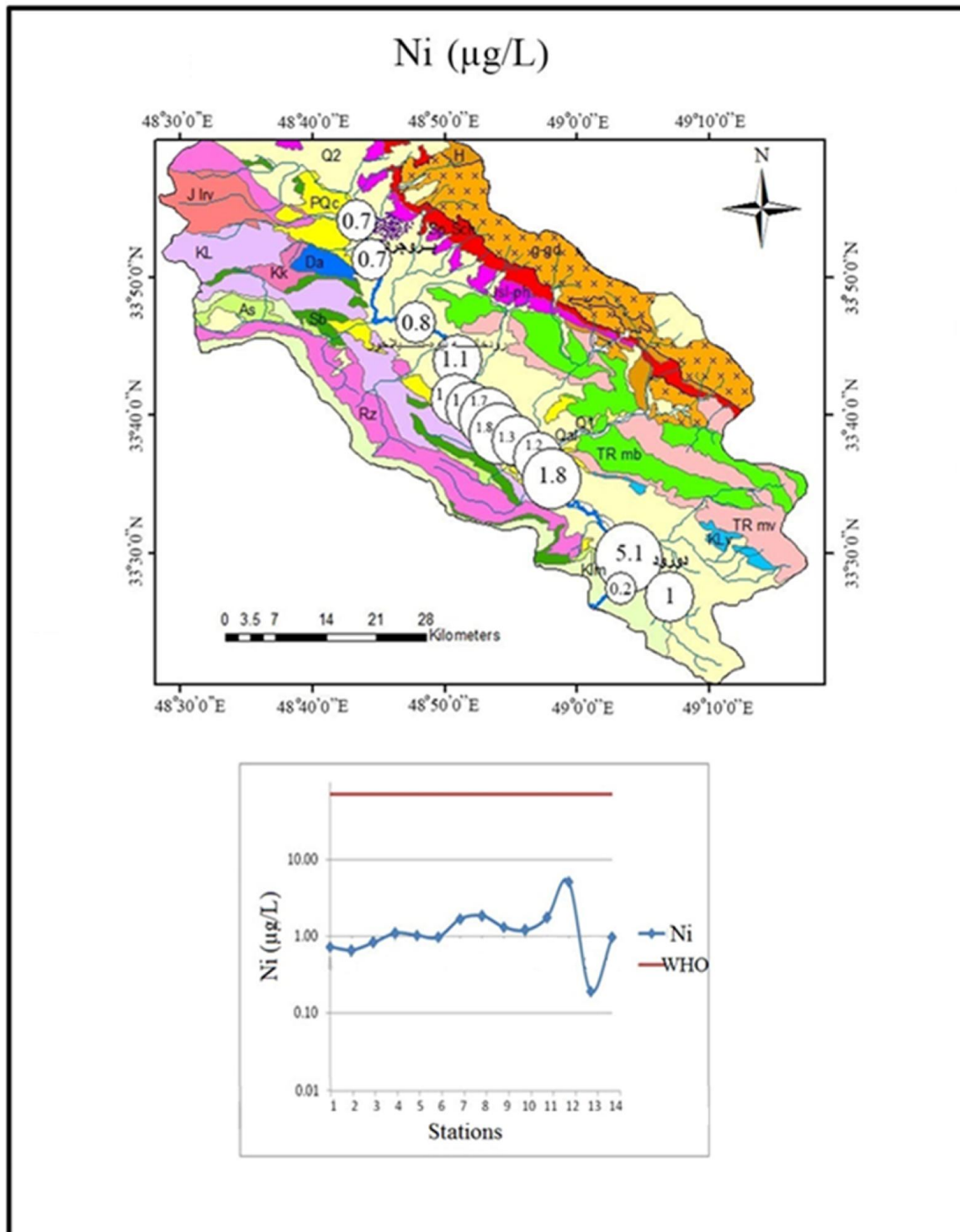
غلظت کروم در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور از ۰/۷۷ تا ۴/۴۲ میکروگرم در لیتر متغیر است. غلظت این فلز در تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه پایین‌تر از استاندارد (WHO, 2011) (۵۰ میکروگرم در لیتر) می‌باشد (شکل ۴-۲۷). منابع اصلی انسان‌زاد کروم در آب‌های سطحی شامل کودهای فسفاته، لجن فاضلاب، ریزش‌های جوی و فاضلاب کارگاه‌های چرم دباغی است (Luo *et al.*, 2009). این فلز همچنین از طریق منابع طبیعی مانند هوازدگی سنگ‌های آذرین مافیک - اولترامافیک، شیل‌ها و کربنات‌ها نیز وارد منابع آب سطحی می‌شود (Kabata-Pendias, 2011). کروم در pHهای قلیایی به صورت $Cr_2O_3(S)$ می‌باشد و رسوب می‌کند، بنابراین تمایل این عنصر به ته‌نشینی در pHهای قلیایی، علت پایین بودن غلظت آن در آب رودخانه تیره - سیلاخور است. با توجه به زمین‌شناسی منطقه احتمالاً منشأ این فلز در نمونه‌های آب طبیعی (سنگ‌های آذرین، شیل‌ها و کربنات‌ها) است.

۴-۷-۶- نیکل (Ni)

میانگین غلظت نیکل در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور ۱/۳۸ میکروگرم در لیتر است. غلظت این فلز در تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه، پایین‌تر از استاندارد (WHO, 2011) (۷۰ میکروگرم در لیتر) است (شکل ۴-۲۸). انحلال‌پذیری نیکل در آب به واسطه حضور کانی‌های رسی و ماده آلی در رسوبات بسیار محدود است. در محدوده pH معادل ۸ تا ۹/۵ نیکل به صورت $Ni(OH)^+$ و یا Ni^{2+} محلول می‌باشد (Siebielec and Chaney, 2006). عواملی مانند ورود فاضلاب‌های خانگی و رواناب‌های شهری و پساب‌های کشاورزی می‌توانند باعث افزایش غلظت نیکل در آب گردند. غلظت نیکل در نمونه‌های آب و در طول رودخانه روند تقریباً یکنواخت را نشان می‌دهد. این روند تغییرات می‌تواند به حضور سنگ‌های آذرین و سنگ‌های آهکی در طول رودخانه مربوط باشد، چرا که سنگ‌های آهکی نیز می‌توانند دارای مقادیر متوسطی از نیکل (۹۲-۱۸ mg/kg) باشند (Kabata-Pendias, 2011). با توجه به اینکه بالاترین



شکل (۴-۲۷): روند تغییرات غلظت کروم در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور (جهت مشاهده راهنمای نقشه به شکل (۴-۱) مراجعه شود)

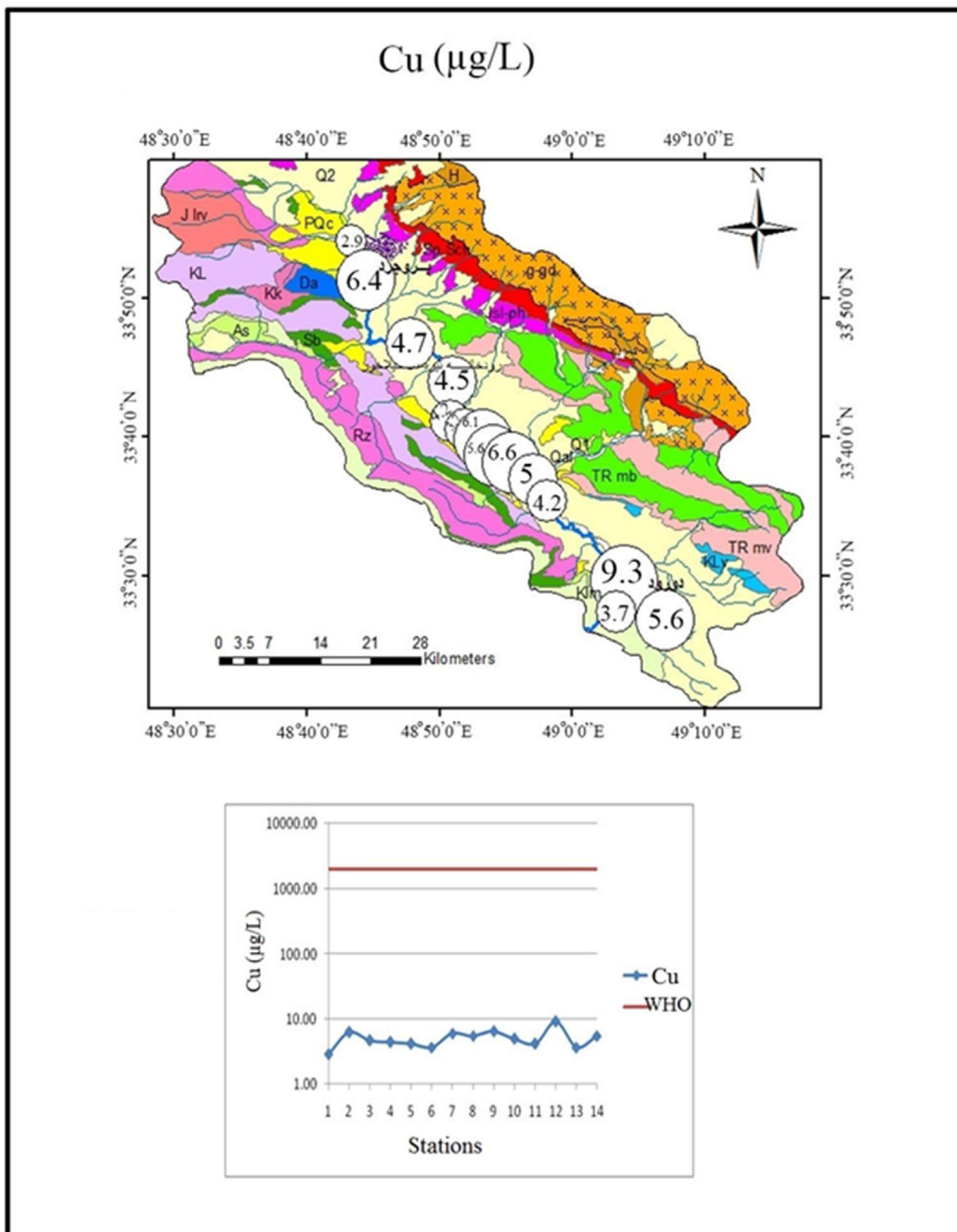


شکل (۴-۲۸): روند تغییرات غلظت نیکل در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور (جهت مشاهده راهنمای نقشه به شکل (۴-۱) مراجعه شود)

غلظت نیکل مربوط به نمونه ۱۲ است، که محل ورود فاضلاب‌های شهر دورود می‌باشد، بنابراین می‌توان برای این فلز در این مقطع از رودخانه منشأ انسان‌زاد نیز در نظر گرفت.

۴-۷-۷- مس (Cu)

فاضلاب صنایع و کارخانجات، رواناب‌های حاصل از شستشوی معابر و جاده‌ها، تخلیه فاضلاب‌های شهری، احتراق سوخت‌های فسیلی، فعالیت معدنکاری و کارخانه ذوب مس، کودهای فسفاتی، سموم شیمیایی و علف‌کش‌ها از جمله مهم‌ترین منابع ورود مس به محیط‌های آبی به حساب می‌آیند (اسماعیلی، ۱۳۸۱). غلظت این فلز در نمونه‌های آب رودخانه تیره - سیلاخور از ۲/۸۸ تا ۹/۳۴ میکروگرم در لیتر تغییر می‌کند. غلظت این عنصر در تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه پایین‌تر از استاندارد (WHO, 2011) (۲۰۰۰ میکروگرم در لیتر) می‌باشد و روند تغییرات آن در طول رودخانه نسبتاً یکنواخت یا با نوسانات اندک است (شکل ۴-۲۹). در محدوده pH معادل ۸ تا ۹/۵ مس به صورت ترکیبات خاص خود (مانند تنوریت، CuO) ته‌نشین می‌شود (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). این امر می‌تواند دلیلی بر پایین بودن غلظت مس در نمونه‌های آب مورد مطالعه در کلیه ایستگاه‌ها باشد. منشأ مس در این منطقه احتمالاً رخنمون سنگ‌های آذرین (آندزیت) می‌باشد. شایان ذکر است که غلظت مس در نمونه‌های متأثر از فاضلاب و رواناب‌های شهری و پساب‌های کشاورزی (نمونه‌های شماره ۲ و ۱۲) افزایش یافته است.



شکل (۴-۲۹): روند تغییرات غلظت مس در نمونه‌های آب مورد مطالعه در طول رودخانه تیره - سیلاخور (جهت مشاهده راهنمای نقشه به شکل (۴-۱) مراجعه شود)

۴-۸- تحلیل‌های آماری داده‌ها

در این پژوهش برای تحلیل بهتر داده‌های به دست آمده و تعیین رابطه آن‌ها با یکدیگر و همچنین طبقه‌بندی متغیرهای اندازه‌گیری شده از روش‌های آماری چندمتغیره چون تحلیل ضریب همبستگی (Correlation Analysis)، روش تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis) و روش تحلیل مؤلفه اصلی (Principle Component Analysis) استفاده گردید.

۴-۸-۱- همبستگی فلزات سنگین در نمونه‌های آب

جهت تعیین رابطه آماری غلظت فلزات با یکدیگر در نمونه‌های آب از ضریب همبستگی اسپیرمن (Spearman's rank coefficient) که یک روش غیرپارامتری است استفاده گردید. در جدول (۴-۹) ضریب همبستگی محاسبه شده بین فلزات در نمونه‌های آب در سطح معناداری ۰/۰۱ و ۰/۰۵ آورده شد است. همان‌طور که مشاهده می‌شود بین مس و نیکل ($r=1$)، کادمیم و روی ($r=0/740$) و همچنین بین کادمیم و کروم ($r=0/550$) رابطه مثبت و با اهمیتی وجود دارد. همبستگی فلز مس با نیکل و کادمیم با روی و کروم احتمالاً نشان‌دهنده منشأ یکسان یا مشابه آن‌ها در نمونه‌های آب مورد مطالعه است. در بین فلزات مورد بررسی سرب ارتباطی با سایر فلزات نشان نمی‌دهد که این امر گویای منشأ متفاوت این فلز می‌باشد. عدم ارتباط آرسنیک نیز با سایر فلزات احتمالاً نشان‌دهنده منشأ دوگانه این عنصر در آب رودخانه است. از طرف دیگر آرسنیک به علت شبه فلز بودن، گاه رفتاری مشابه با سایر فلزات از خود نشان می‌دهد ولی در بسیاری از موارد بسته به تغییر شرایط فیزیکوشیمیایی محیط، رفتار متفاوتی را با سایر فلزات در پیش می‌گیرد (Qishlaqi et al., 2009). بنابراین عدم ارتباط آماری آن با سایر فلزات می‌تواند ناشی از رفتار متفاوت این عنصر نیز باشد. احتمالاً این دو فلز دارای منشأ غیرطبیعی (انسان‌زاد) بوده و در اثر ورود فاضلاب‌ها و رواناب‌های شهری و زهاب‌های کشاورزی به آب رودخانه افزوده شده‌اند.

جدول (۹-۴): همبستگی بین فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه

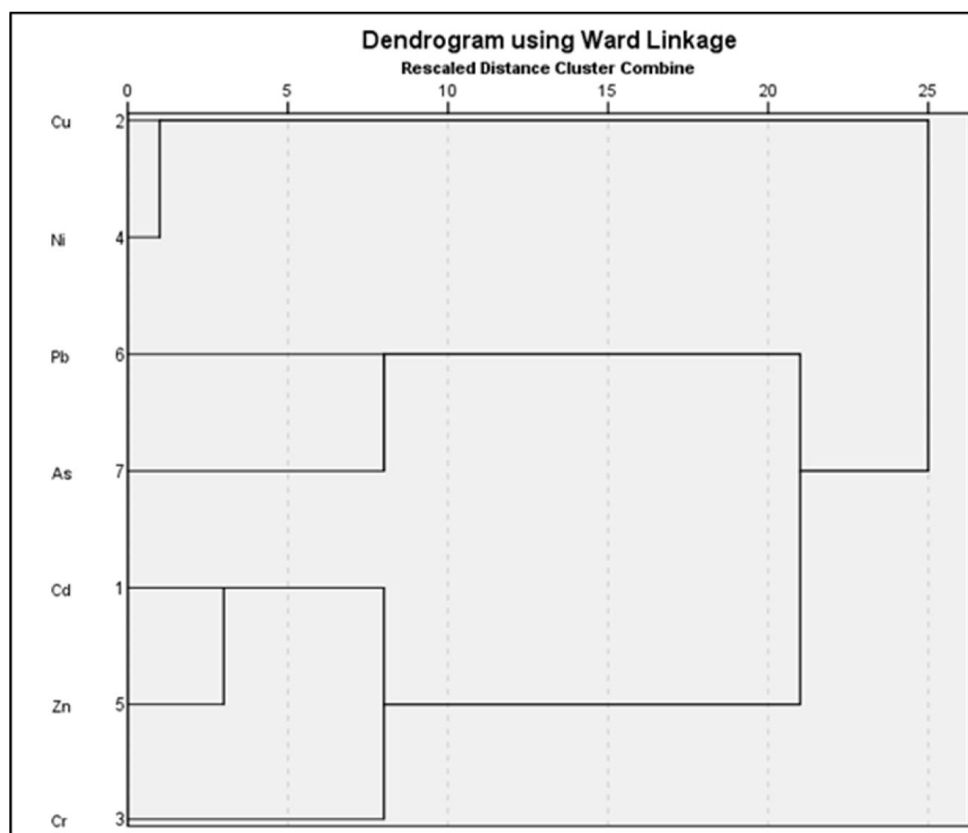
Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	Pb	As	
۱/۰۰۰	-۰/۳۰۷	۰/۵۵*	-۰/۳۰۷	۰/۷۴**	-۰/۲۶۷	-۰/۰۱۱	Cd
	۱/۰۰۰	-۰/۲۵۳	۱/۰۰۰**	-۰/۱۶۳	-۰/۴۴۹	-۰/۰۳۳	Cu
		۱/۰۰۰	-۰/۲۵۳	۰/۱۷۸	-۰/۱۳۰	-۰/۱۶۵	Cr
			۱/۰۰۰	-۰/۱۶۳	-۰/۴۴۹	-۰/۰۳۳	Ni
				۱/۰۰۰	-۰/۴۱۰	-۰/۲۵۱	Zn
					۱/۰۰۰	۰/۲۵۱	Pb
						۱/۰۰۰	As

**ارتباط معنی‌داری در سطح ۰/۰۱

*ارتباط معنی‌داری در سطح ۰/۰۵

۴-۸-۲- تحلیل خوشه‌ای داده‌ها (Cluster Analysis)

در شکل (۴-۳۰) نتایج آنالیز خوشه‌ای بر روی داده‌های غلظت فلزات در نمونه‌های آب مورد مطالعه آورده شده است. همان‌طور که در شکل مشخص است، دو فلز نیکل و مس با حداکثر شباهت تشکیل خوشه اولیه را می‌دهند، که دلالت بر منشأ مشترک این فلزات (احتمالاً رخنمون‌های آذرین و آهکی در منطقه) است. خوشه دوم شامل دو فلز آرسنیک و سرب می‌باشد که این امر نشان‌دهنده منشأ (انسان‌زاد) و رفتار متفاوت این دو فلز نسبت به سایر فلزات مورد مطالعه است. خوشه سوم نیز شامل روی، کروم و کادمیم است، که منشأ آن‌ها می‌تواند به گسترش واحدهای آذرین و شیلی در منطقه مربوط باشد.



شکل (۴-۳۰): نمودار شاخه درختی برای غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه

۴-۸-۳- روش تحلیل مؤلفه اصلی (PCA)

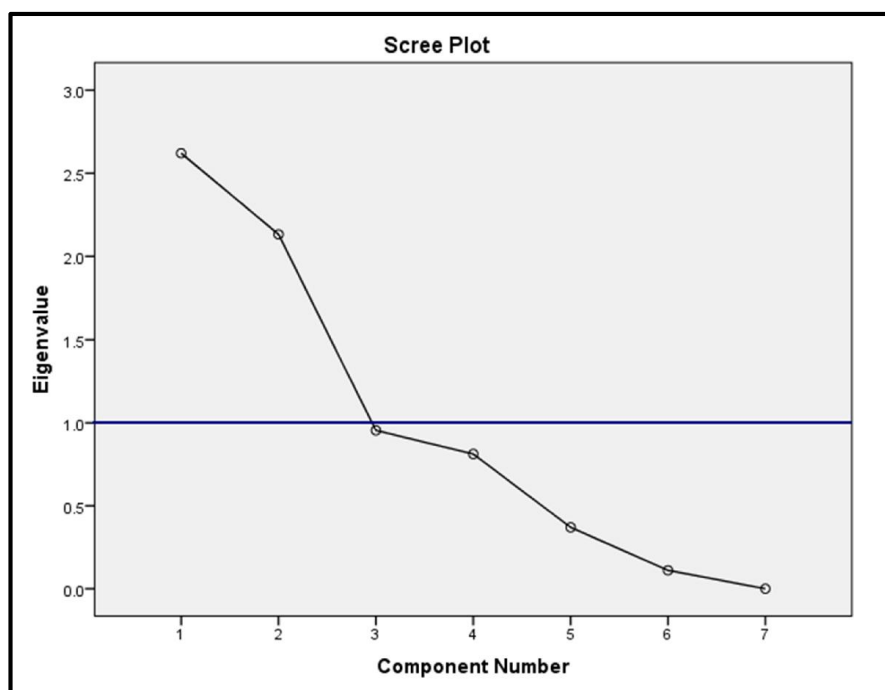
یکی از روش‌های آماری که بیش از هر روش دیگری جهت تعیین منشأ فلزات و یا تمایز منشأ انسان‌زاد و زمین‌زاد مورد استفاده قرار می‌گیرد، روش تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) است. در روش تحلیل مؤلفه اصلی عناصر یا متغیرهایی که دارای رفتار ژئوشیمیایی مشابه و یا منشأ مشترکی هستند در یک مؤلفه اصلی قرار می‌گیرند (Miller and Miler, 2000; Sherestha and Kazama, 2007). هر مؤلفه استخراج شده درصدی از واریانس کل را تشکیل می‌دهد، که هرچه درصد این واریانس بیشتر باشد ارزش یا نمره (Eigenvalue) آن مؤلفه بیشتر خواهد بود. همچنین متغیرهایی که دارای بارگذاری بیشتر از ۰/۵ هستند

به عنوان متغیرهای با اهمیت در آن مؤلفه به حساب می‌آیند (Kasier, 1960; Reyament, 1996; Singh et al., 2004; Chen et al., 2007).

نتایج حاصل از تحلیل مؤلفه اصلی بر روی متغیرهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب مورد مطالعه در جدول (۴-۱۰) نشان داده شده است. همان‌طور که در این جدول مشخص است ۷ مؤلفه از مجموعه داده‌های اولیه استخراج شده است. در این بین ۲ مؤلفه که دارای مقدار ویژه بیش از یک می‌باشند (یعنی درصد بیشتری از واریانس کل را تشکیل می‌دهند) به عنوان مؤلفه اصلی در نظر گرفته می‌شوند (شکل ۴-۳۱). در ادامه مؤلفه‌های اولیه به روش Varimax حول محورهای مختصات چرخیده شده که طی این عمل مؤلفه‌ها به حداکثر اختلاف واریانس می‌رسند. در نهایت ۲ مؤلفه اصلی چرخش یافته استخراج شد (جدول ۴-۱۱) که در شکل (۴-۳۲) موقعیت این ۲ مؤلفه در حالت دوبعدی نشان داده شده است.

جدول (۴-۱۰): نتایج حاصل از روش تحلیل مؤلفه اصلی بر روی غلظت فلزات در نمونه‌های آب مورد مطالعه

Component	Initial Eigenvalues			Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
۱	۲/۶۲۱	۳۷/۴۳۷	۳۷/۴۳۷	۲/۶۲۱	۳۷/۴۳۷	۳۷/۴۳۷	۲/۴۲۵	۳۴/۶۶۶	۳۴/۶۶۶
۲	۲/۱۳۱	۳۰/۴۵۰	۶۷/۸۸۷	۲/۱۳۱	۳۰/۴۵۰	۶۷/۸۸۷	۲/۳۲۷	۳۳/۲۴۱	۶۷/۸۸۷
۳	۰/۹۵۵	۱۳/۶۳۹	۸۱/۵۲۶						
۴	۰/۸۱۲	۱۱/۶۰۲	۹۳/۱۲۸						
۵	۰/۳۷۰	۵/۲۸۶	۹۸/۴۱۴						
۶	۰/۱۱۱	۱/۵۸۶	۱۰۰/۰۰۰						
۷	۱/۰۰۰	۱/۰۰۱	۱۰۰/۰۰۰						

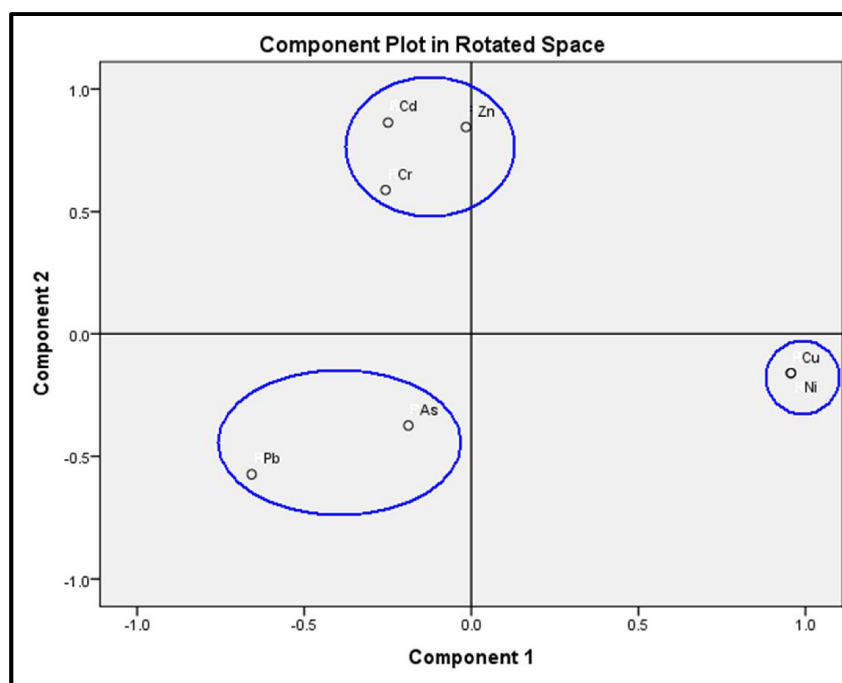


شکل (۴-۳۱): دو مؤلفه اصلی استخراج شده از ساختار اولیه داده‌ها با $\text{Eigenvalue} > 1$

جدول (۴-۱۱): دو مؤلفه اصلی استخراج شده از ساختار اولیه داده‌ها پس از چرخش بر روی Varimax

	مؤلفه	
	۱	۲
Cd	-۰/۲۴۹	۰/۸۶۳
Cu	۰/۹۵۶	-۰/۱۶۱
Cr	-۰/۲۵۷	۰/۵۸۹
Ni	۰/۹۵۶	-۰/۱۶۱
Zn	-۰/۰۱۶	۰/۸۴۵
Pb	-۰/۶۵۷	-۰/۵۷۳
As	-۰/۱۸۸	-۰/۳۷۵

با توجه به شکل (۴-۳۲) و نتایج جدول (۴-۱۰) در مؤلفه اول با ۳۴/۶۴٪ درصد از واریانس کل، فلزاتی چون مس و نیکل بیشترین بارگذاریها (Loadings) را نشان می‌دهند. مؤلفه دوم با ۶۷/۸۸٪ درصد از واریانس کل، شامل فلزات کادمیم، کروم و روی می‌باشد. دو فلز سرب و آرسنیک نیز بارگذاری منفی بالایی را نشان می‌دهند. همان‌طور که در ابتدای بحث ذکر شد در هر مؤلفه متغیرهایی که دارای خواص ژئوشیمیایی مشابه یا منشأ مشترک هستند در یک مؤلفه قرار می‌گیرند. بنابراین قرارگیری فلزات نیکل و مس در مؤلفه اول دلالت بر منشأ مشترک آن‌ها (احتمالاً رخنمون‌های آذرین و آهکی در منطقه) و فلزات روی، کادمیم و کروم در مؤلفه دوم نیز نشان‌دهنده منشأ مشابه آن‌ها است که احتمالاً واحدهای آذرین و شیلی در منطقه است (منشأ طبیعی). بارگذاری منفی بالای فلزات آرسنیک و سرب نیز می‌تواند به منشأ متفاوت و عمدتاً انسان‌زاد (رواناب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری و روستایی) این دو فلز در نمونه‌های آب مربوط باشد. این نتایج با نتایج حاصل از تحلیل همبستگی و خوشه‌ای همخوانی دارد.



شکل (۴-۳۲): بارگذاری متغیرهای مربوط به غلظت فلزات بر روی نمودار دو بعدی (Biplot)

فصل پنجم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۵-۱- مقدمه

آب منبع زندگی و انرژی است. در میان آب‌های سطحی، رودخانه‌ها از اهمیت اکولوژیکی و اقتصادی زیادی برخوردارند، چرا که این منابع نقش مهمی در تأمین آب مورد استفاده در شرب، کشاورزی و صنعت ایفا می‌کنند. متأسفانه در بسیاری از موارد رودخانه‌ها مکانی برای تخلیه فاضلاب‌ها یا پساب‌ها هستند و به غیر از عوامل انسان‌زاد، عوامل طبیعی (به ویژه عوامل زمین‌شناختی) نیز کیفیت این منابع آبی را به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد. رودخانه تیره - سیلاخور یکی از رودخانه‌های مهم و سرشاخه‌های اصلی رودخانه دز در استان لرستان است که از آب آن جهت تأمین آب مورد نیاز برای مصارف شرب، کشاورزی، دامداری و شیلات در منطقه استفاده می‌شود. همچنین این رودخانه زیستگاه آبریزان متعدد است. با توجه به اهمیت اکولوژیکی و زیست‌محیطی این رودخانه و نقش آن در تأمین آب مورد نیاز در مصارف مختلف، بررسی کیفیت هیدروشیمیایی آب این رودخانه ضروری به نظر می‌رسید. این پژوهش با هدف ارزیابی کیفیت آب و بررسی آلودگی فلزی در آب این رودخانه (در حدفاصل شهرهای بروجرد تا دورود) انجام گرفته است. به منظور ارزیابی و بررسی عوامل مؤثر بر کیفیت آب رودخانه تیره - سیلاخور ابتدا با انجام بازدید صحرایی و مطالعه نقشه‌های زمین‌شناسی، محل ایستگاه‌های نمونه‌برداری تعیین شد و در نهایت ۱۴ نمونه آب از رودخانه برداشت گردید. پس از نمونه‌برداری، پارامترهای فیزیکوشیمیایی و غلظت عناصر و فلزات سنگین در نمونه‌های آب رودخانه روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. سپس با تحلیل داده‌های به دست آمده و تهیه نقشه پراکندگی عناصر در محیط GIS، تغییرات هیدروشیمیایی و عوامل مؤثر بر آن و همچنین شدت آلودگی و منشأ احتمالی عناصر در آب رودخانه تعیین گردید. در این فصل ابتدا نتایج به دست آمده در فصل‌های پیشین، به طور خلاصه ارائه شده و در انتها پیشنهادهایی برای مطالعات تکمیلی ارائه خواهد شد.

۵-۲- ارزیابی کیفیت و آلودگی آب رودخانه تیره - سیلاخور

pH نمونه‌های آب رودخانه در تمام نقاط نمونه‌برداری در محدوده قلیایی (۷/۸۹ تا ۸/۹) قرار می‌گیرد و در طول رودخانه دارای نوساناتی می‌باشد که با توجه به زمین‌شناسی منطقه (حضور سنگ‌های آهکی و مارن‌ها) و ورود فاضلاب‌های شهری قابل توجهی به نظر می‌رسد. در نمونه‌های آب مورد مطالعه میزان هدایت الکتریکی از ۴۴۵ تا ۱۴۳۷ میکروموس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند و بالاترین مقدار EC اندازه‌گیری شده مربوط به نمونه شماره ۱۲ است که محل عبور رودخانه از شهر دورود بوده و احتمالاً تحت تأثیر فاضلاب‌های این شهر قرار دارد. از نظر سختی تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه در محدوده سخت و خیلی سخت قرار می‌گیرند، که علت آن را می‌توان به لیتولوژی منطقه یعنی انحلال واحدهای آهکی و فرآیند تبادل یونی معکوس نسبت داد. به طور کلی غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی در طول رودخانه تغییرات زیادی را نشان نمی‌دهد و روند تغییرات این یون‌ها به عوامل طبیعی چون زمین‌شناسی منطقه و وضعیت هیدرولوژیکی رودخانه بستگی دارد (البته به جز ایستگاه شماره ۱۲ که تغییرات غلظت یون‌ها در آن می‌تواند ناشی از ورود فاضلاب‌های شهر دورود به داخل رودخانه باشد).

رسم داده‌های شیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه بر روی نمودار پایپر نشان می‌دهد که به جز نمونه‌های ۹ و ۱۰ که دارای تیپ بی‌کربناته - منیزیک و نمونه ۱۲ که سولفات - منیزیک هستند، سایر نمونه‌ها دارای تیپ بی‌کربناته - کلسیک می‌باشند. که علت آن آهکی بودن سنگ‌های اطراف رودخانه است. تمام نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های دولومیت، کلسیت و آراگونیت حالت نزدیک به اشباع دارند در حالتی که نسبت به کانی‌های ژیپس، هالیت و انیدریت در حالت تحت اشباع قرار دارند، که این نشان‌دهنده آن است که ترکیب شیمیایی آب رودخانه توسط انحلال کانی‌های کربناته کلسیتی کنترل می‌شود. بر اساس نمودار گیبس نیز فرآیند اصلی کنترل‌کننده شیمی آب رودخانه هوازدگی سنگ‌ها و انحلال تعیین گردید. با توجه به نسبت‌های یونی منشأ سدیم و کلر در آب رودخانه انحلال، تبادل یونی معکوس و منشأ کلسیم

نیز از انحلال کلسیت و دولومیت ارزیابی شد.

از نظر مصارف کشاورزی با توجه به نمودار ویلکاکس بیش از ۷۸ درصد نمونه‌ها در رده C_3S_1 (شور- با اعمال تمهیدات لازم، مناسب برای کشاورزی) و ۲۲ درصد نمونه‌ها در رده C_2S_1 (کمی شور- برای کشاورزی تقریباً مناسب) قرار می‌گیرند، و با توجه به میزان RSC نیز ۲۱/۴۳ درصد از نمونه‌های آب در رده مناسب، ۷۱/۴۳ درصد از نمونه‌ها در رده مشکوک و ۷/۱۴ درصد از نمونه‌ها در رده نامناسب قرار می‌گیرند.

غلظت فلزات در آب رودخانه تیره - سیلاخور به طور کلی پایین است به گونه‌ای که به جز شبه فلز آرسنیک، غلظت سایر فلزات پایین‌تر از غلظت مجاز توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) قرار دارد. علت کم بودن غلظت فلزات در نمونه‌های آب را می‌توان به بالا بودن pH آب نسبت داد، چرا که در pHهای بالا انحلال‌پذیری بسیاری از فلزات کاهش یافته و تمایل به جذب در داخل رسوبات افزایش می‌یابد. چنانچه غلظت هر یک فلزات را مورد بررسی قرار دهیم خواهیم دید که غلظت آرسنیک در طول رودخانه دارای نوساناتی می‌باشد و در اکثر نقاط نمونه‌برداری غلظت این شبه فلز بالاتر از محدوده مجاز تعیین شده توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) است. منشأ اصلی ورود آرسنیک به آب رودخانه تیره - سیلاخور، احتمالاً فعالیت‌های کشاورزی گسترده در اطراف رودخانه است، که در آن‌ها از کودهای فسفاته و سموم دفع آفات استفاده می‌شود. غلظت سرب و روی در آب به دلیل قلیایی بودن آن پایین است، چرا که در محیط‌های قلیایی سرب و روی از ترکیب آب حذف و جذب رسوبات می‌شوند. احتمالاً منشأ فلز روی در آب سنگ‌های آهکی، شیل‌ها و سنگ‌های آذرین اسیدی موجود در منطقه است. غلظت کادمیم در آب رودخانه پایین بوده و این امر می‌تواند مرتبط با pH قلیایی آب رودخانه باشد، چرا که تحرک‌پذیری کادمیم در pHهای قلیایی بسیار پایین است. غلظت کروم در نمونه‌های آب دارای نوساناتی است و به احتمال زیاد منشأ این فلز در نمونه‌های آب، طبیعی

(سنگ‌های آذرین، شیل‌ها و کربنات‌ها) است. غلظت نیکل نیز به علت آهکی بودن سنگ‌های منطقه در طول رودخانه روند تقریباً یکنواختی را نشان می‌دهد. روند کلی تغییرات مس هم تقریباً یکنواخت است و منشأ این فلز در آب رودخانه احتمالاً رخنمون سنگ‌های آذرین در منطقه است.

بررسی ضریب همبستگی به روش اسپیرمن (Spearman's) بین داده‌های اندازه‌گیری شده (غلظت فلزات) نشان داد که بین فلزات مس و نیکل و نیز بین کادمیم، روی و کروم همبستگی معنادار و بالایی وجود دارد که نشان‌دهنده یکسان بودن منشأ (منشأ طبیعی) این فلزات است. دو فلز سرب و آرسنیک هیچ گونه همبستگی با سایر فلزات نشان نمی‌دهند، که بیانگر منشأ مشابه و احتمالاً انسان‌زاد این فلزات است.

نتایج حاصل از تحلیل خوشه‌ای نیز مؤید نتایج همبستگی داده‌ها است به طوری که بر طبق این روش فلزاتی چون مس و نیکل در یک خوشه قرار می‌گیرند. همچنین فلزات کروم، کادمیم و روی نیز تشکیل یک خوشه را می‌دهند. در مقابل دو فلز سرب و آرسنیک در یک خوشه جداگانه قرار می‌گیرند که منشأ متفاوت این فلزات را مورد تأکید قرار می‌دهد. با انجام روش تحلیل مؤلفه‌ای اصلی، تعداد دو مؤلفه اصلی از ساختار اولیه داده‌ها استخراج شد. مؤلفه اول دارای بارگذاری مثبت و بالایی از نیکل و مس می‌باشد. مؤلفه دوم نیز شامل کروم، کادمیم و روی است که نشان‌دهنده منشأ مشترک این فلزات می‌باشد. دو فلز سرب و آرسنیک نیز بارگذاری منفی ولی بالایی را در این مؤلفه نشان می‌دهند، که مبین منشأ متفاوت (انسان‌زاد) این دو فلز نسبت به سایر فلزات است. بنابراین بر اساس نتایج بدست آمده می‌توان نتیجه گرفت که غلظت بیشتر فلزات در نمونه‌های آب دارای منشأ زمین‌زاد بوده ولی در برخی ایستگاه‌ها منابع انسان‌زاد بر غلظت برخی از آنها اثر گذاشته‌اند.

۵-۳- پیشنهادها

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

۱- نمونه‌برداری فصلی و سیستماتیک از آب و رسوبات رودخانه و تعیین شدت آلودگی شیمیایی و بیولوژیک رودخانه.

۲- طراحی شبکه پایش و تعیین منابع آلاینده ورودی به رودخانه.

۳- نمونه‌برداری از شاخه‌های فرعی وارد شونده به رودخانه به منظور تعیین سهم آن‌ها در تغییرات کیفی رودخانه و همچنین تعیین غلظت زمینه محلی عناصر.

۴- مدیریت و کنترل ورود فاضلاب‌های شهری که به رودخانه وارد می‌گردند (به ویژه فاضلاب‌های شهر دورود).

منابع

منابع فارسی

اسماعیلی ساری، ع.، (۱۳۸۱)، "آلاینده‌های بهداشت و استاندارد در محیط زیست"، انتشارات نقش مهر، ۲۲۳ ص.

پیرنیا، س.، میرابزاده، خ.، کشاورز، ع.، (۱۳۷۵)، "آلودگی منابع آب و توسعه کشاورزی پایدار"، مجموعه مقالات اولین کنگره سیاست گذاری امور زیربنایی در بخش کشاورزی، ص ۲۵۵ - ۲۶۵.

تیموری، ع.، فرقانی، گ.، جعفری، ه.، (۱۳۹۱)، "ارزیابی کیفیت آب و رسوب رودخانه گرگانرود در محدوده شهر گنبد، استان گلستان"، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی شاهرود.

حاجیان نژاد، م.، رهسپار، ا. ر.، (۱۳۸۹)، "بررسی تأثیر رواناب‌ها و پساب تصفیه فاضلاب بر پارامترهای کیفی آب رودخانه زاینده رود"، مجله تحقیقات نظام سلامت، سال ششم، ص ۸۲۱ - ۸۲۸.

داداللهی، س.، ارجمند، ف.، (۱۳۸۹)، "شاخص کیفیت (WQI) آب رودخانه کارون به عنوان نشان دهنده اثرات پساب صابون سازی خرمشهر"، نشریه علمی - پژوهشی اقیانوس شناسی، سال اول، شماره ۴، ص ۲۱ - ۲۷.

سعیدی، م.، کرباسی، ع.، نبی بید هندی، غ. ر.، مهرداد، ن.، (۱۳۸۵)، "اثر فعالیت‌های انسانی بر تجمع فلزات سنگین در رودخانه تجن در استان مازندران"، مجله محیط شناسی، سال سی و دوم، شماره ۴۰، ص ۴۱ - ۵۰.

فتائی، ا.، (۱۳۹۰)، "بررسی مقادیر پارامترهای کیفی کانال‌های آب رسانی شهرستان پارس آباد"، مجله سازمان حفاظت محیط زیست، شماره ۵۰، ص ۷۲ - ۸۱.

- مهندسين مشاور دزآب، (۱۳۸۸)، "مطالعات نيمه تفصيلی آب‌های زیرزمینی محدوده مطالعاتی بروجرد - دورود: جلد سوم - گزارش مطالعات هیدرولوژی"، ۲۳۳ ص.
- مهندسين مشاور دزآب، (۱۳۸۸)، "مطالعات نيمه تفصيلی آب‌های زیرزمینی محدوده مطالعاتی بروجرد - دورود: جلد چهارم - قسمت الف، گزارش زمین شناسی"، ۷۹ ص.
- مهندسين مشاور زیست کاو (۱۳۸۲)، "گزارش تلفیق مطالعات منابع آب حوضه آبریز کارون بزرگ: جلد دوم - بررسی‌ها و مشخصات عمومی"، ۱۶۳ ص.
- مهندسين مشاور سامان آبراه، (۱۳۸۸)، "گزارش به هنگام سازی تلفیق مطالعات منابع آب حوضه آبریز کارون بزرگ: جلد سوم - تجزیه و تحلیل آمار و اطلاعات و بیلان آب"، ۹۱ ص.
- نشریه وزارت نیرو، (۱۳۸۹)، "ضوابط زیست محیطی استفاده مجدد از آب‌های برگشتی و پساب‌ها"، دفتر مهندسی و معیارهای فنی آب و آبفا، ۱۳۵ ص.
- یارقلی، ب.، (۱۳۷۹)، "اثرات زیست‌محیطی و برنامه پایش در طرح‌های تصفیه و استفاده مجدد از فاضلاب در کشاورزی پایدار"، مجله تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، جلد ۵، شماره ۱۸، ص ۵۸ - ۶۹.

منابع لاتین

- Acosta A., Faz A., Martins S. (2009). "Identification of heavy metal sources by multivariable analysis in a typical Mediterranean city (SE Spain)." **J. Environ. Monit. Assess.**, Vol. 169, pp. 519-530.
- Ahipathy M. V., Puttaiah E. T. (2006). "Ecological characteristics of Vrishabhavathy River in Bangalore (India)." **Environment Geology.**, Vol. 49, pp. 1217-1222.
- Alloway B. J. (1995). "Soil processes and the behavior of heavy metals, in, heavy metal in soils." second Edition (B. J. Alloway. Ed.) Blackie, New York., pp. 11-37.

- Bellos D., Sawidis T. (2005). "Chemical pollution monitoring of the River Pinios (Thessalia—Greece)." **Journal of Environmental Management.**, Vol. 76, pp. 282-292.
- Berner E. K., Berner R. A. (1996). "**The global water cycle: geochemistry and environment.**" Prentice-Hall, Englewood Cliff, New Jersey, USA., pp. 452.
- Bhardwaj V., Singh D. S., Singh A. K. (2010). "Water quality of the Chhoti Gandak River using principal component analysis, Ganga Plain, India." **Earth System Science.**, Vol. 119, pp. 117-127.
- Bradl H. B. (2005). "**Heavy metals in the environment. Interface science and technology.**" series editor: A. Hubbard. Elsevier, Vol. 6, pp. 269.
- Cerqueira M. A., Silva J. F., Magalhães F. P., Soares F. M., Pato J. J. (2008). "Assessment of water pollution in the Antuã River basin (Northwestern Portugal)." **Environmental Monitoring and Assessment.**, Vol. 142, pp. 325-335.
- Chen C. W., Kao C. M., Chen C. F., Dong C. D. (2007). "Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan." **Chemosphere.**, Vol. 66, pp.1431–1440.
- Cheung K. C., Poon B. H. T., Lan C. Y., Wong M. H. (2003). "Assessment of metal and nutrient concentrations in river water and sediment collected from the cities in the Pearl River Delta, South China." **Chemosphere.**, Vol. 52, pp. 1431-1440.
- Dixon W., Chiswell B. (1992). "The use of hydrochemical sections to identify recharge areas and saline intrusions in alluvial aquifers, southeast Queensland, Australia." **Hydrology.**, Vol. 130, pp. 299–338.
- Eaton F. M. (1950). "Significance of carbonates in irrigation waters." **Soil Science.**, Vol. 69, pp. 123– 133.
- Eby G. N. (2004). "**Principles of Environmental Geochemistry , university of Massachussts.**" University Of Massachusetts, Lowell, THOMSON, pp.514.
- EPA. (2006). "**Urban storm water preliminary data summary water.**" epa.gov/scitech/.../2006_10_31_guide_stormwater_usw_b.pdf.

- Erum B., Shahid N., Salma H. (2007). "Hydrogeochemistry of the Winder River and adjoining tributaries, Balochistan, Pakistan." **Chinese Journal of Geochemistry.**, Vol. 26, pp. 259-266.
- Feng J., Wang G., Sun J., Sun S., Liu X. (2010). "Metals in water and surface sediments from Henan reaches of the Yellow River, China." **Science China Chemistry.**, Vol. 53, pp. 1217-1224.
- Gaillardet J., Viers J., Dupre B. (2003). "Trace elements in river waters. In: Drever JI (ed) Surface and ground water, weathering and soils In: Holland HD, Turekian KK (eds) Treatise on geochemistry." **Elsevier, Oxford.**, Vol. 5, pp. 225–227.
- Gibbs R. J. (1970). "Mechanism controlling world water chemistry." **Science.**, Vol. 17, pp. 1088–1090.
- Gupta S. K., Deshpande R. D. (2009). "Water for India in 2050: First – order assessment of available options." **Science.**, Vol. 86, pp. 1216-1224.
- Helmer R. (1998). "**Water Pollution Control: A Guide to the Use of Water Quality Management Principles.**" WHO by F and FN Spon Pre, pp. 241.
- Hem J. D. (1985). "**Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water.**" U.S. Geological Survey, Water Supply Paper 2254. Third Edition, pp. 272.
- Huizenga J. M. (2004). "**Natural and anthropogenic influences on water quality: an example from rivers draining the Johannesburg Granite Dome.**" MS. Thesis, Rand Afrikaans University, pp.83.
- Hounslow A. (1995). "**Water Quality Data: Analysis and Interpretation.**" CRC-Press, 1st edition, pp. 416.
- Ibrahim A. A. (2002). "Irrigation Water quality Evaluation of Al-Hassa Springers and its Predictive Effects on soil Properties." **Pakistan Journal of Biological Sciences.**, Vol. 5, No. 6, pp. 651-655.
- Jalali M. (2006). "Major ion chemistry of groundwaters in the Bahar area, Hamadan, Western Iran." **J. Environ. Geol.**, Vol. 47, pp. 763-772.
- Jalali M. (2007). "Hydrochemical identification of groundwater resources and their changes under the impacts of human activity in the Chah Basin in Western Iran." **Environmental Monitoring and Assessment.**, Vol. 130, pp. 347–364.

- Kabata-Pendias A. (2011). **“Trace elements in soils and plants.”** 4rd ed. CRC Press. LLC, Boca Raton, pp. 534.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. (2001). **“Trace elements in soils and plants.”** 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, pp. 413.
- Kaiser H. F. (1960). “The application of electronic com putters to factor analysis.” **Educ Psychol Measurement.**, Vol. 20, pp. 141-151.
- Kaushik A., Kansal A., Kumari S. M., Kaushik C. P. (2009). “Heavy metal contamination of river Yamuna, Haryana, India: Assessment by Metal Enrichment Factor of the Sediments.” **Journal of Hazardous Materials.**, Vol. 164, pp. 265–270.
- Khalil B., Ouarda T. B. M. J., St-Hilaire A. (2011). “Estimation of water quality characteristics at ungauged sites using artificial neural networks and canonical correlation analysis.” **Journal of Hydrology.**, Vol. 405, pp. 277-287.
- Khan I., Ullan H., Imran M. (2007). “Nitrate Pollution in Surface and Ground Water in Western Malaysia.” **J. CheSoc Pak.**, Vol. 29, pp. 315-320.
- Kohusova K., Havel L., Vlasak P., Tonika J. (2011). “A long-term survey of heavy metals and specific organic compounds in biofilms, sediments, and surface water in a heavily affected river in the Czech Republic.” **Environmental Monitoring and Assessment.**, Vol. 174, pp. 555–572.
- Luo L., Ma Y. B., Zhang S. Z., Wei D. P., Zhu Y. G. (2009). “An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in China.” **Environmental Management.**, Vol. 90, pp. 2524–2530.
- Ma J., Ding Z., Wei G., Zhao H., Huang T. (2009). “Sources of water pollution and evolution of water quality in the Wuwei basin of Shiyang river, Northwest China.” **Journal of Environmental Management .**, Vol. 90, pp. 1168-1177.
- Markeot B., Friese K. (2000). “Trace Elements: their Distribution and Effects in the Environment.” **Environmental Science.**, Vol. 4, pp. 412-475.
- Mielke H. W. (1994). “Lead in New Orleans Soils: New Images of and UrbanEnvironment, Environ.” **Environmental Geochemistry and Health.**, Vol. 16, pp. 123-128.
- Miller J. (2007). **“contaminated rivers.”** springer verlag., p.418.

- Miller N. J., Miller J. C. (2000). **“Statistics and chemometrics for analytical chemistry (4th.ed.)”** Pearson Education, Englewood Cliffs, New Jersey, pp. 288.
- Moller A., Muller H.W., Abdullah A., Abdelgavad G., Utermavv J. (2008). “Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta.” **Geoderma.**, Vol. 124, pp. 63-71.
- Neal C., Jarvie H. P., Whitton B. A., Gemell J. (2000). “The water quality of the River Wear, north-east England.” **Science of The Total Environment.**, Vol. 251–252, pp. 153-172.
- Nwankwoala H. O., Udom G. J. (2011). “Hydrochemical Facies and Ionic Ratios of Groundwater in Port Harcourt, Southern Nigeria.” **Chemical Sciences.**, Vol. 1, No. 3, pp. 15-28.
- Piper A. M. (1944). “A graphical procedure in the geochemical interpretation of water-analysis.” **American Geophysical Union Transactions.**, Vol. 25, pp. 914-923.
- Qishlaqi A., Moor F., Forghani G. (2009). “Characterization of metal pollution in soil under two landuse patterns in the Angouran region. NW Iran; a study based on multivariate data analysis.” **Journal of Hazardous Materials.**, Vol. 172, pp. 374-384.
- Reyment R. A. (1996). **“Applied Factor Analysis in the Natural Sciences.”** Cambridge University Press. pp. 384.
- Richards L. A. (1954). **“Diagnosis and improvement of saline and alkali soils.”** USDA handbook, No 60, pp. 166.
- Sawyer G. N., McMearty D. L., Parkin G. F. (2003). **“Chemistry for environmental engineering and science.”** New York: McGraw Hill. pp.752.
- Selinus O., Alloway B. J. (2005). **“Essentials of medical geology impacts of natural environmental on public health.”** Academic press, pp. 812.
- Shin J., Artigas F., Hobbie C., Lee Y. S. (2013). “Assessment of anthropogenic influences on surface water quality in urban estuary, northern New Jersey: multivariate approach.” **Environmental Monitoring and Assessment.**, Vol. 185, pp. 2777-2794.
- Shrestha S., Kazama F. (2007). “Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan.” **Environment Modelling and Software.**, Vol. 22, pp. 464-475.

- Siebielec G., Chaney R. L. (2006). "Manganese fertilizer requirement to prevent manganese deficiency when liming to remediate Ni-phytotoxic soils." **Communications in Soil Science and Plant Analysis.**, Vol. 37, pp.1–17.
- Singh A. K., Hasnain S. I. (1998). "Major ion chemistry and weathering control in a high altitude basin: Alaknanda River, Garhwal Himalaya, India." **Hydrological Sciences.**, Vol. 43, No. 6, pp. 825-843.
- Singh A., Mondal G. C., Singh P. K., Singh S., Singh T. B., Tewary B. K. (2005). "Hydrochemistry of reservoirs of Damodar River basin, India: weathering processes and water quality assessment." **Environmental Geology.**, Vol. 48, pp.1014-1028.
- Singh K. P., Malik A., Mohan D., Sinha S. (2004). "Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study." **Water Research.**, Vol. 38, pp. 3980–3992.
- Stumm W. (1992). "**Chemistry of the solid – water Interface.**" A Wiley –Interscience publication., pp. 551.
- Sundaray S. K., Nayak B. B., Bhatta D. (2009). "Environmental studies on river water quality with reference to suitability for agricultural purposes: Mahanadi river estuarine system, India – a case study." **Environmental Monitoring and Assessment.**, Vol. 155, pp. 227–243.
- Suthar S., Nema A. K., Chabukdhara M., Gupta S. K. (2009). "Assessment of metals in water and sediments of Hindon River, India: Impact of industrial and urban discharges." **Journal of Hazardous Materials.**, Vol. 171, pp. 1088-1095.
- Tijani M. N., Onodera S. (2009). "**Quality assessment of stream water bed sediments: a case study of urbanization impacts in a developing country.**" In: J. L. Ambrosio (Ed.): Proceedings Self-sustaining Solutions for Streams, Wetlands and Watersheds, Sept., 2004; St. Paul Minnesota, USA, pp. 77.
- Van der perk M. (2006). "**Soil and water contamination.**" Teylor & Francis. pp. 404.
- Wang S., Jia Y., Wang S., Wang X., Wang H., Zhao Z., Liu B. (2010). "Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China". **Journal of Environmental Sciences.**, Vol. 22, pp. 23-31.
- WHO. (2004). "In: Guidelines for Drinking-Water Quality third edition Word Health

- Organization.” **Geneva.**, Vol. 1—Recommendations.
- WHO. (2011). “**Guidelines for Drinking– Water Quality.**” World Health Organization, 4rd ed, pp. 564.
- Wilcox L. V. (1955). “**Classification and Use of Irrigation Waters.**” US Department of Agriculture. Cire. 969, Washington D.C. USA. pp. 19.
- Wu M. L., Wang Y. S., Sun C. C., Wang, H. L., Dong, J. D., Yin, J. P. (2010). “Identification of coastal water quality by statistical analysis mthods in Daya Bay, South China Sea.” **Marine Pollution Bulletin.**, Vol. 60, pp. 852-860.
- Zakaria N., Akiti T. T., Osae S. Dickson A. (2012). “Hydrogeochemistry of groundwater in parts of the Ayensu Basin of Ghana.” **Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences.**, Vol. 2, No. 2, pp. 128-135.

Abstract

Tireh River is one of the main branches of the Dez River in Lorestan Province (Western Iran). The goal of this study is to evaluate the water quality and assess the contamination status of the Tireh River. To this end, 14 samples of the river water along the Tireh River are collected. The samples are analyzed by means of standard procedures for determination of major anion and cation and some heavy metals (Cu, Ni, Zn, Cr, Cd, Pb and As). The obtained result shows that the Tireh River water is greatly affected by local geological rock units exposed in the study area. The major ions concentrations show large variations along the river. These fluctuations are mainly due to the lithological characteristics of the study area and some extent to inputs from anthropic sources (as for station no. 12 which is influenced by municipal effluents from Dorood). The most type of the water samples are calcic bicarbonate and their pH values ranged from 7.89 to 8.9. Also, the majority of the water samples are within the hard and alkaline category. It is assumed that hydrochemical processes such as dissolution and ion exchange anions are responsible for anion and variation in the river water. Calculating the saturation index (SI) indicated that water samples tend to become saturation relative to calcite, dolomite and aragonite and undersaturation to gypsum, halite and anhydrite. According to Wilcox diagram the river water is generally found suitable for the agricultural purposes. Regarding heavy metals, the obtained results showed that except for the Arsenic, other metals have low concentrations as compared to WHO standard limit. According to the statistical analysis methods such as correlation, Cluster Analysis and Principle Component Analysis, it was found that Cu, Ni, Zn, Cr and Cd has a same (natural) sources whereas Pb and As are inherited probably from anthropogenic sources.

Keywords: Tireh River, Water, Hydrochemistry, Heavy Metals, Lorestan



Shahrood University of Technology
Faculty of Earth Sciences

**Evaluation of water quality and contamination of Tireh
River, Borujerd-Dorud Reach, Lorestan Province**

Sediqeh Kordian

Supervisor

Dr. A. Qishlaqi

Advisor

B. Ebrahimi

September 2014