

بررسی آب زمین شیمی و منشا فلزات بالقوه سمی (Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, Ni) در رودخانه

زاینده رود

میثم رستگاری مهر

دانشجوی دکتری، بخش علوم زمین دانشگاه شیراز

بهنام کشاورزی

عضو هیات علمی، بخش علوم زمین دانشگاه شیراز

فرید مر

عضو هیات علمی، بخش علوم زمین دانشگاه شیراز

تاریخ دریافت: ۹۰/۱۲/۲۵ تاریخ پذیرش: ۹۱/۶/۱۹

meysamrastegar@yahoo.com

چکیده

به منظور بررسی کیفیت رودخانه زاینده رود، از آب و رسوبات این رودخانه در محدوده‌ای به شعاع ۵۰ کیلومتر از مرکز اصفهان، نمونه برداری شد. محاسبه ضرایب شاخص نفوذپذیری، و نسبت جذب سدیم و نیز نمودار ویلکاکس نشان می‌دهد که کیفیت آب رودخانه زاینده رود برای مصارف کشاورزی مناسب است. شاخص اشباع‌شدگی (SI) نیز کیفیت مناسب این رودخانه را برای مصارف صنعتی در بیشتر نقاط نشان داد. مقایسه پساب‌های تخلیه شده از سه تصفیه‌خانه موجود در مسیر زاینده رود نشان می‌دهد که فاضلاب زرین شهر باتوجه به عملکرد بهتر واحد کلرژنی، غلظت نیتریت کمتری نسبت به دو تصفیه‌خانه دیگر دارد. نتایج این پژوهش حکایت از آن دارد که پساب‌ها و رواناب‌های تخلیه شده در زاینده رود، دلیل اصلی افزایش غلظت فلزات در آب و رسوب این رودخانه است. همچنین تخلیه غیرقانونی پساب در برخی نقاط واقع در حاشیه رودخانه، به افزایش غلظت فلزات به ویژه در رسوبات رودخانه منجر شده است. شاخص بار آلودگی (PLI) نشان‌دهنده آلوده بودن برخی از ایستگاه‌های نمونه برداری، به فلزات سنگین است. این شاخص نشان می‌دهد که افزایش غلظت فلزات در مقایسه با شیل میانگین بیشتر از منابع انسان‌زاد ناشی شده است. ضریب توزیع آب-رسوب (K_d) محاسبه شده برای فلزات، از روند $Cu > Cr > Ni > Zn > Pb > Cd$ تبعیت می‌کند که بیانگر بیشترین زیست‌دسترس پذیری برای کادمیم و کمترین زیست‌دسترس پذیری برای مس است.

کلمات کلیدی: زاینده رود، فلزات سنگین، شاخص بار آلودگی، ضریب توزیع

مقدمه

کاهش، ته‌نشست، انحلال‌پذیری، کی‌لیتی شدن و خطرات بوم‌شناختی مورد توجه بیشتری قرار گرفته‌اند (Zhihao Wu et al, 2011). در بیشتر مواقع، منبع فلزات سنگین در رودخانه‌ها آبشویی سنگ بستر، و تخلیه پساب‌های شهری و صنعتی در رودخانه است (Soares et al, 1999). گونه‌های فلز سنگین در محیط آبرگین، شامل گونه‌های حل شده در آب، کلونید، و فاز رسوبی می‌شود. جذب سطحی فلزات توسط رسوبات، فرایند مهمی است که می‌تواند به صورت بالقوه غلظت فلزات را در محیط آبرگین طبیعی کاهش دهد (Comber et al, 1996). اگرچه بیشتر آلاینده‌هایی که جذب سطحی رسوبات شده‌اند به سختی در دسترس موجودات آبی قرار می‌گیرند، اما تغییر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب در تماس با رسوب مانند pH، Eh، شوری، و کی‌لیت-های آلی می‌تواند موجب آزاد شدن فلزات و ورود آنها به فاز محلول شود، بنابراین با تغییر شرایط محیطی، رسوبات ممکن است خود به عنوان منبع آلودگی عمل کنند.

هدف اصلی این مطالعه تعیین اثر فعالیت‌های انسان بر کیفیت آب و رسوبات بخشی از رودخانه زاینده رود است که در استان اصفهان جریان دارد. اجزاء غیرآلی اصلی و شش فلزی که به طور معمول در پساب‌های شهری دیده می‌شوند (Cu، Cr، Ni، Zn، Pb) در آب رودخانه، پساب‌ها و رواناب‌هایی که به آن تخلیه می‌شوند و همچنین رسوبات رودخانه بررسی شد.

نیاز به درک بهتر رفتار عناصر سنگین در محیط‌های شهری و پیامد زندگی در شهر و حومه آن، با توجه به این حقیقت که ۲/۷ میلیارد نفر یا به بیانی ۴۷٪ جمعیت جهان در شهرها زندگی می‌کنند، به خوبی توجه می‌شود (Eduardo et al, 2005). تراکم جمعیت انسان در مناطق خاص، فرایندهای زیست‌زمین-شیمیایی موجود در این مناطق و سامانه‌های آبی وابسته به آنها را به شدت تحت تأثیر قرار داده است (Panagiotopoulos et al, 2010). توسعه صنعتی به طور معمول به آلودگی بوم‌سامانه‌ها منجر می‌شود، چراکه بار آلودگی تخلیه شده در رودخانه‌ها و دریاچه‌ها، در خاک و آب زیرزمینی نفوذ کرده، و یا به صورت ریزگرد و هواویز به هوا گسیل می‌شود (Abernathy et al., 1984). منابع آب سطحی به دلیل دسترس‌پذیری آسان، و دفع انواع پساب در آنها در مقابل آلودگی آسیب‌پذیرتر هستند (Singh et al, 2002).

ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، و باکتریایی آب تعیین‌کننده کیفیت آن برای استفاده در مصارف خانگی، صنعتی و کشاورزی است. در هر برنامه آبرسانی، به ویژه در مواردی که هدف تأمین آب شرب است، کیفیت آب به مراتب از کمیت آن مهم‌تر می‌شود (Blais et al 1993 و CPHEEO, 1998). از میان آلاینده‌های مختلف، فلزات سنگین به دلیل پایداری محیطی، بازیافت زیست‌زمین-شیمیایی، تمرکز و سمناکی زیست‌شناختی، جذب-واجذب، پتانسیل اکسایش-

منطقه مورد مطالعه

حوضه آبریز زاینده رود با مساحت حدود ۴۱۵۵۰ کیلومتر مربع در مختصات جغرافیایی ۰۲' و ۵۰° تا ۲۴' و ۵۳° طول شرقی و ۱۱' و ۳۱° تا ۴۲' و ۳۳° عرض شمالی قرار گرفته است (جعفری، ۱۳۷۶). رودخانه زاینده رود بزرگترین رودخانه مرکزی ایران است که مسافتی حدود ۳۶۰ کیلومتر را از سرچشمه خود در ارتفاعات زردکوه استان چهارمحال و بختیاری تا باتلاق گاوخونی در استان اصفهان طی می‌کند. از آب رودخانه زاینده رود برای مصارف کشاورزی، خانگی، و صنعتی استفاده می‌شود. رودخانه زاینده رود به طور مستقیم پساب‌های سطح شهر و سه تصفیه‌خانه فاضلاب شهری را دریافت می‌کند. همچنین در بخش‌هایی از مسیر زاینده رود، زهاب‌های کشاورزی در این رودخانه تخلیه می‌شود. در این مطالعه، بخشی از رودخانه زاینده رود (شعاع ۵۰ کیلومتری از مرکز شهر اصفهان) مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۱). زمین شناسی استان اصفهان بسیار پیچیده است و از نظر زونهای ساختری-رسوبی ایران (Stocklin, 1977) بخشهایی از زون ایران مرکزی، بلوک لوت، کمان ماگمایی سهند-بزمان، زون دگرگونی سندانج-سیرجان و بخش کوچکی از زون چین خورده زاگرس را شامل می‌شود. محدوده مورد مطالعه که بخش کوچکی از استان اصفهان را شامل می‌شود، بخشهایی از ایران مرکزی، کمان ماگمایی سهند-بزمان، و زون دگرگونی سندانج-سیرجان را در بر می‌گیرد. بخشهای شرقی منطقه در محدوده زون ایران مرکزی و بخشهای غربی در ۲ زون دیگر قرار می‌گیرد (برگه زمین-شناسی ۱:۲۵۰۰۰۰ اصفهان). زمین‌شناسی منطقه به طور عمده شامل سنگ-های رسوبی (آهک، دولومیت، ژئیس، ماسه سنگ و شیل) و نهشته‌های قدیمی زاینده رود است (شکل ۱). اصفهان از اواخر خرداد تا اوایل مهر ماه هوای گرم را با میانگین دمای ۲۷ درجه سانتیگراد تجربه می‌کند و میانگین بارش سالانه در این استان ۱۲۰ میلی‌متر در سال است. در محدوده مورد مطالعه، رودخانه با طول حدود ۱۳۰ کیلومتر از غرب به شرق جریان داشته و از شهرهایی چون زرین شهر، مبارکه، پیربکران، فلاورجان، ذرجه، و کلان شهر اصفهان عبور می‌کند.

مواد و روش‌ها

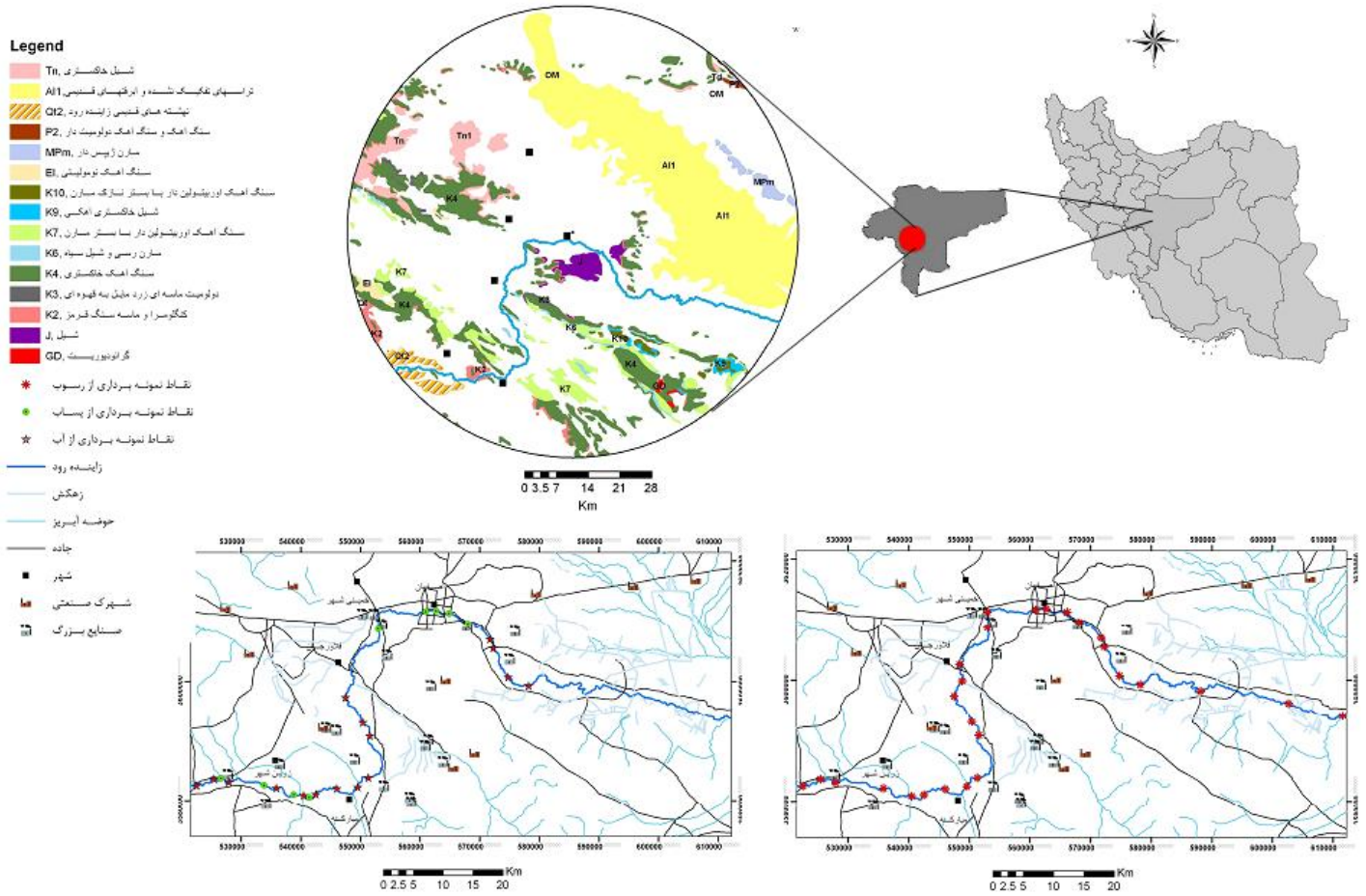
در این مطالعه به منظور تعیین نقاط نمونه برداری، مواردی چون مطالعات پیشین، صنایع آلاینده، پساب‌های تخلیه شده در رودخانه، و امکان نمونه برداری از نقاط تعیین شده مدنظر قرار گرفت. در مجموع ۱۶ نمونه آب (W1 تا W16) و ۹ نمونه پساب/رواناب (WW1 تا WW9) در اردیبهشت سال ۹۰ از رودخانه برداشته شد (شکل ۱). نمونه‌ها با استفاده از بطری‌های پلی‌اتیلن (HDPE) که قبل از نمونه برداری با آب مورد نمونه برداری شسته شده بودند برداشته شدند. استفاده از بطری‌های HDPE، آلودگی ظروف نگهدارنده را کمینه کرده و نگهداری نمونه‌ها را بهبود می‌بخشد (Hall, 1998). پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب شامل دما، pH، Eh، و هدایت الکتریکی (EC) همزمان با نمونه برداری و با استفاده از دستگاه قابل حمل (Eutech instruments, PCD650) اندازه‌گیری شد. در هر ایستگاه نمونه برداری دو نمونه ۱ لیتری برداشته شد. بطری اول بدون آماده‌سازی برای تعیین غلظت آنیون و کاتیون‌های اصلی به آزمایشگاه شیمی دانشگاه صنعتی اصفهان ارسال شد. نمونه‌های دوم نیز با استفاده از صافی ۰/۴۵ میکرومتر فیلتر شدند، و pH آنها پس از قرار گرفتن در بطری‌های

پلی‌اتیلن استریل، با استفاده از اسیدنیتریک خالص (مرک) به زیر ۲ رسانده شد، و برای تجزیه به روش ICP-MS و تعیین غلظت فلزات سنگین به آزمایشگاه Labwest استرالیا ارسال شد. در زمان نمونه برداری به دلیل خشکسالی و بسته بودن دریاچه‌های سد زاینده رود، قطعه‌هایی از مسیر رودخانه خشک بود و امکان برداشت نمونه آب وجود نداشت. در این مطالعه نمونه‌های آب و پساب به طور مجزا مورد بررسی قرار می‌گیرد، بنابراین ذکر این نکته لازم است که چهار نمونه پایین دست رودخانه، از پساب تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب اصفهان منشأ می‌گیرند اما به دلیل طی مسیر طولانی در بستر رودخانه، رواناب رودخانه در نظر گرفته شده‌اند. هم‌زمان با نمونه برداری از آب، ۲۷ نمونه رسوب سطحی با استفاده از بیله‌چ پلاستیکی از ۳ تا ۵ سانتی‌متر بالایی رسوبات بستر رودخانه که نهشت جدید را نشان می‌داد، برداشته و در کیسه‌های پلاستیکی پلی‌اتیلن نگه‌داشته شد (شکل ۱). پس از انتقال به آزمایشگاه، نمونه‌ها در دمای اتاق خشک، و پس از همگن‌سازی با استفاده از هاون چینی، ذرات کوچکتر از ۰/۶۳ میکرومتر آنها برای تجزیه به روش ICP-MS الک شده، و به آزمایشگاه Labwest استرالیا ارسال شد.

نتایج و بحث

زمین شیمی آب

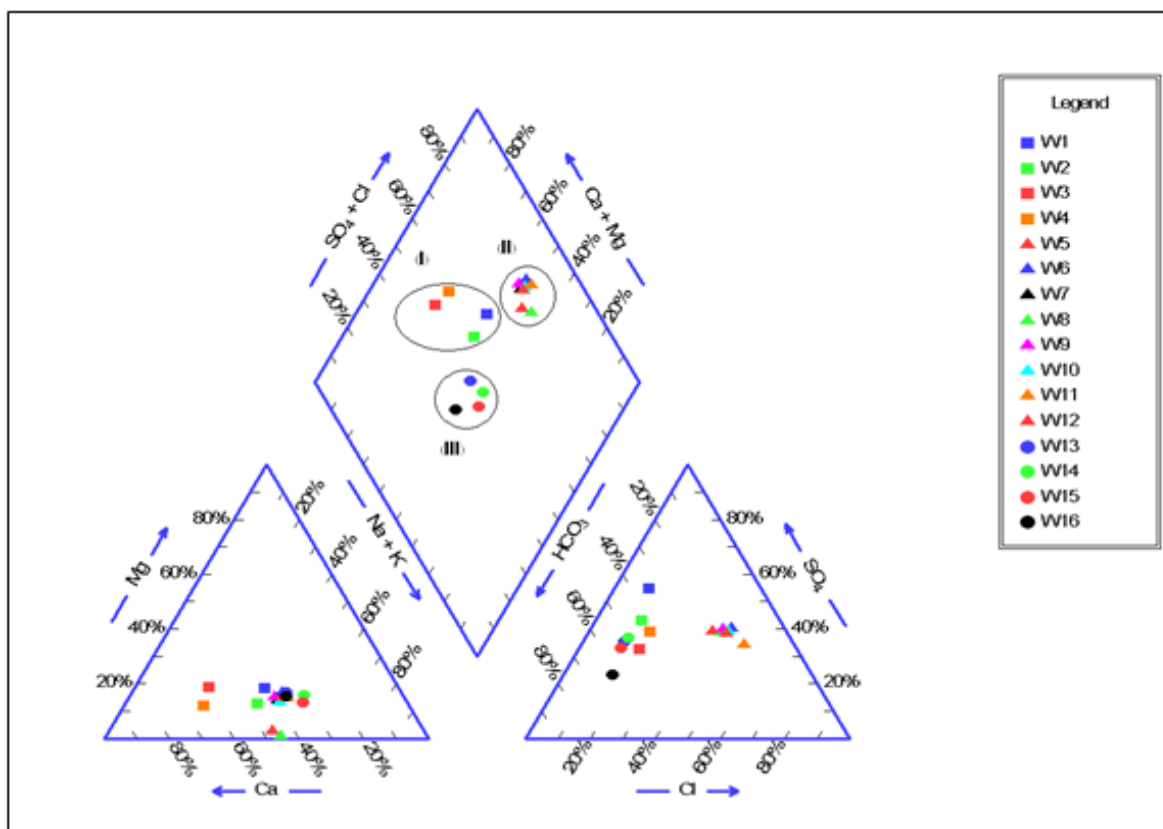
نتایج تجزیه نمونه‌های آب و پساب (آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی) و نیز خلاصه آماری هریک از آنها در جدول ۱ آورده شده است. میانگین pH در نمونه‌های آب و پساب به ترتیب ۷/۱۹ و ۷/۱۷ است. هدایت الکتریکی نمونه‌های آب و پساب نیز به ترتیب در محدوده ۴۷۴/۴ تا ۱۷۴۰ میکروزیمنس بر سانتیمتر با میانگین ۱۲۶۸/۷ $\mu\text{S}/\text{cm}$ و ۴۱۶/۶ تا ۴۶۱۰ میکروزیمنس بر سانتیمتر با میانگین ۲۰۱۱ $\mu\text{S}/\text{cm}$ قرار دارد. همچنین میانگین کل جامدات حل شده (TDS) نمونه‌های آب ۴۶۶/۲ ppm و در نمونه‌های پساب ۶۴۵/۲۸ ppm است. در نمونه‌های آب و پساب کاتیون‌ها از روند $\text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+$ و آنیون‌ها به ترتیب از روند $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$ پیروی می‌کنند. شکل ۲ نمودار پایپر غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های آب رودخانه را نشان می‌دهد. سه تیپ هیدروشیمیایی آب شامل کلسیم-بیکربنات و سولفات (I)، سدیم-کلر و سولفات (II)، و سدیم-بیکربنات (III) در این نمودار قابل شناسایی است. تیپ آب نمونه‌های بالادست رودخانه تابع زمین‌شناسی منطقه است. نمودار پایپر نمونه‌های آب نشان می‌دهد که تیپ آب در زرین‌شهر (نمونه W5) از کلسیم-بیکربنات و سولفات به سدیم-کلر و سولفات تغییر می‌کند. با توجه به اینکه این ایستگاه نمونه برداری در پایین دست محل تخلیه پساب تصفیه‌خانه فاضلاب زرین‌شهر (WW5) به رودخانه قرار دارد و غلظت کلر و سولفات در این پساب بالا است، یکی از عوامل تغییر تیپ آب می‌تواند آمیختگی این پساب با آب رودخانه باشد. همچنین به دلیل تبخیر بالا، بر سطح خاکهای منطقه شوره‌هایی وجود دارد که آب برگشتی کشاورزی موجب شسته شدن این شوره‌ها و ورود آن به رودخانه می‌شود بنابراین آب برگشتی کشاورزی نیز می‌تواند عامل دیگر در تغییر تیپ آب این منطقه باشد. همچنین تیپ آب ۴ نمونه W13 تا W16 شبیه به نمونه پساب تصفیه‌خانه جنوب اصفهان (WW9) می‌باشد ($\text{Na}^+ - \text{HCO}_3^-$).



شکل ۱. نقشه زمین شناسی و موقعیت نقاط نمونه برداری از آب، پساب و رسوب.

جدول ۱- غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها و پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب و پساب.

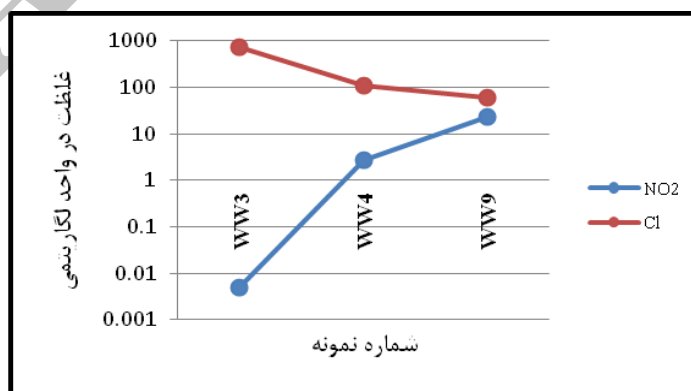
Sample. No	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	So ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	pH	EC(μS)	TDS(ppm)
W1	۵۶	۱۵	۵۹	۶	۱۸۷	۲۷	۱۵۱	۶/۸۸	۴۷۴/۴۰	۱۷۴/۸۰
W2	۶۶	۱۱	۶۵	۲/۴۰	۱۳۳	۳۲	۱۶۷	۷/۲۸	۵۸۳/۸۰	۲۰۲/۲۰
W3	۶۸	۱۳	۲۹	۲/۵۰	۸۸	۳۷	۱۶۷	۷/۵	۵۹۷/۴۰	۲۰۵/۶۰
W4	۸۷	۱۰	۳۷	۲/۹۰	۱۱۰	۳۹	۱۵۲	۷/۲۸	۸۸۳/۷۰	۲۸۰/۵۰
W5	۱۲۸	۴/۴۰	۱۵۵	۴/۶۰	۲۲۳	۱۶۰	۱۶۷	۷/۳	۱۴۷۰	۴۶۵/۳۰
W6	۱۲۶	۳۴	۱۷۶	۵/۷۰	۲۹۸	۲۳۸	۱۵۶	۷/۴	۱۷۴۰	۵۳۳
W7	۱۳۴	۲۸	۱۷۵	۴/۵۰	۲۸۹	۲۳۱	۱۸۹	۷/۱	۱۶۲۰	۵۴۰/۳۰
W8	۱۲۸	۱۲	۱۷۲	۴/۱۰	۲۷۷	۲۱۶	۱۸۹	۷/۲۷	۱۵۱۰	۵۳۸/۸۰
W9	۱۴۰	۳۱	۱۷۵	۵/۵۰	۲۸۳	۲۱۶	۱۷۸	۷/۵۴	۱۷۰۰	۶۳۸/۲۰
W10	۱۱۲	۲۲	۱۵۱	۴/۲۰	۲۶۶	۲۱۶	۱۵۶	۷/۸۳	۱۴۹۰	۵۶۰/۸۰
W11	۹۷	۲۳	۱۴۵	۵/۶۰	۱۹۴	۲۱۰	۱۱۴	۸/۲۵	۱۳۸۰	۶۰۰/۱۰
W12	۹۶	۲۳	۱۳۵	۵/۲۰	۲۱۱	۱۷۴	۱۳۶	۶/۵۵	۱۲۵۰	۴۲۵
W13	۸۰	۲۳	۱۱۲	۱۷/۳۰	۲۰۰	۵۳	۳۷۷	۷/۱۲	۱۴۱۰	۵۲۳
W14	۷۷	۲۴	۱۴۲	۱۹/۱۰	۲۰۵	۵۳	۳۵۶	۷/۱۵	۱۴۱۰	۵۴۳/۲۰
W15	۸۳	۲۰	۱۴۸	۱۹/۲۰	۱۸۶	۵۳	۳۸۸	۷/۴۱	۱۳۸۰	۵۵۶/۸۰
W16	۸۲	۲۱	۱۱۲	۲۰/۶۰	۱۱۲	۵۳	۳۸۰	۷/۵۴	۱۴۰۰	۶۷۱/۷۰
کمینه	۵۶	۴/۴۰	۲۹	۲/۴۰	۸۸	۲۷	۱۱۴	۶/۵۰	۴۷۴/۴۰	۱۷۴/۸۰
بیشینه	۱۴۰	۳۴	۱۷۶	۲۰/۶۰	۲۹۸	۲۳۸	۳۸۸	۸/۲۵	۱۷۴۰	۶۷۱/۷۰
میانگین	۹۷/۵۰	۱۸/۹۷	۱۲۴/۲۵	۸/۰۸	۲۰۳/۸۸	۱۲۵/۵۰	۲۱۳/۹۴	۷/۱۹	۱۲۶۸/۷۰	۴۶۶/۲۰
انحراف معیار	۲۶/۹۵	۹/۱۷	۵۰/۲۹	۶/۶۵	۶۷/۵۳	۸۷/۱۱	۹۸/۱۰	۰/۴۶	۴۰۵	۱۶۱/۳۱
WW1	۴۸	۷	۵۰	۲/۹۰	۷۰	۲۴	۱۳۵	۷/۰۵	۴۱۶/۶۰	۱۳۶/۶۰
WW2	۱۰۵	۱۴	۷۶	۱۱	۱۰۶	۶۱	۲۶۲	۷/۳۳	۱۲۱۰	۲۱۴/۱۰
WW3	۲۱۸	۵۴	۸۰۲	۵/۲۰	۸۵۷	۷۴۵	۸۷۴	۷/۶۷	۴۶۱۰	۱۷۱۰
WW4	۵۶	۱۷	۱۲۵	۴/۶۰	۷۸	۱۱۰	۴۲۱	۷/۴۰	۱۱۱۰	۴۱۸/۸۰
WW5	۱۳۴	۳۶	۱۵۸	۱۳/۶۰	۳۷۱	۷۵	۳۳۷	۷/۶۷	۱۶۶۰	۴۹۴/۵۰
WW6	۸۲	۲۱	۲۲	۳/۵۰	۱۱۴	۶۹	۱۶۲	۶/۶۳	۸۵۱/۴۰	۲۸۵/۹۰
WW7	۱۶۴	۲۸	۲۲۴	۱۸/۹۰	۶۳۵	۲۳۷	۱۴۰	۶/۶۳	۲۲۰۰	۷۴۸/۷۰
WW8	۲۰۰	۴۲	۲۲۰	۹/۷۰	۶۴۴	۱۱۷	۲۵۹	۷/۲۳	۲۶۲۰	۸۵۹/۹۰
WW9	۷۴	۲۳	۱۰۵	۱۶/۶۰	۱۹۵	۶۰	۳۲۴	۷/۱۲	۲۶۲۰	۵۰۷/۹۰
کمینه	۴۸	۷	۲۲	۲/۹۰	۷۰	۲۴	۱۳۵	۶/۶۳	۴۱۶/۶۰	۱۳۶/۶۰
بیشینه	۲۱۸	۵۴	۸۰۲	۱۸/۹۰	۸۵۷	۷۴۵	۸۷۴	۷/۶۷	۴۶۱۰	۱۷۱۰
میانگین	۱۲۰/۱۱	۲۶/۸۸	۱۹۸	۹/۵۵	۳۴۱/۱۱	۱۶۶/۴۴	۳۲۳/۷۸	۷/۱۷	۲۰۱۱	۶۴۵/۲۸
انحراف معیار	۶۲/۴۵	۱۴/۸۱	۲۳۶/۹۹	۵/۹۱	۲۹۹/۱۸	۲۲۵/۲۵	۲۲۸/۰۲	۰/۴۰	۱۳۲۸/۴۸	۴۸۸/۶۱



شکل ۲. نمودار پایپر نمونه‌های آب.

تبدیل می‌شود (Chapman, 2003) و یکی از عوامل مهم غلظت بالای نیتريت در آب، تصفيه ناقص میکروبیولوژیکی است. مقایسه سه نمونه پساب نشان می‌دهد که پساب تصفيه‌خانه زرین‌شهر با بیشترین غلظت کلر، کمترین غلظت نیتريت را دارد و تصفيه‌خانه جنوب اصفهان با کمترین غلظت کلر دارای بیشترین غلظت نیتريت می‌باشد (شکل ۳).

نکته قابل توجه در مورد پساب سه تصفيه‌خانه فاضلاب موجود در مسیر رودخانه این است که غلظت کلر پساب تصفيه‌خانه زرین‌شهر بسیار بیشتر از تصفيه‌خانه‌های صفاییه و جنوب اصفهان است که این موضوع می‌تواند ناشی از فعالیت بیشتر واحد کلرزی این تصفيه‌خانه نسبت به دو تصفيه‌خانه دیگر باشد. نقص واحد کلرزی تصفيه‌خانه می‌تواند غلظت بالای نیتريت را در نمونه‌ها به وجود آورد. نترات در اثر فرایندهای زیست‌شیمیایی توسط نترات‌زدایی به نیتريت



شکل ۳. مقایسه تغییرات غلظت نیتريت در برابر کلر.

گیری می‌شود. به منظور رده‌بندی آب رودخانه زاینده‌رود از نظر کیفیت آب برای آبیاری می‌توان از نمودار ویلکاکس (Wilcox 1955) استفاده کرد. در این نمودار، آبی که برای آبیاری استفاده می‌شود بر اساس دو معیار SAR و EC به ۱۶ رده تقسیم می‌شود. آبهایی که در رده C₁S₁ قرار می‌گیرند بهترین کیفیت، و آبهایی که در رده C₄S₄ قرار می‌گیرند بدترین کیفیت را برای آبیاری دارند. همان‌گونه که اشاره شد خطر شوری بر اساس EC آب و خطر سدیم نیز بر اساس مقدار SAR سنجیده می‌شود. در جدول ۲ مقادیر SAR محاسبه شده برای نمونه‌های مورد نظر ارائه شده است. EC نمونه‌ها نیز در جدول ۱ آورده شده است.

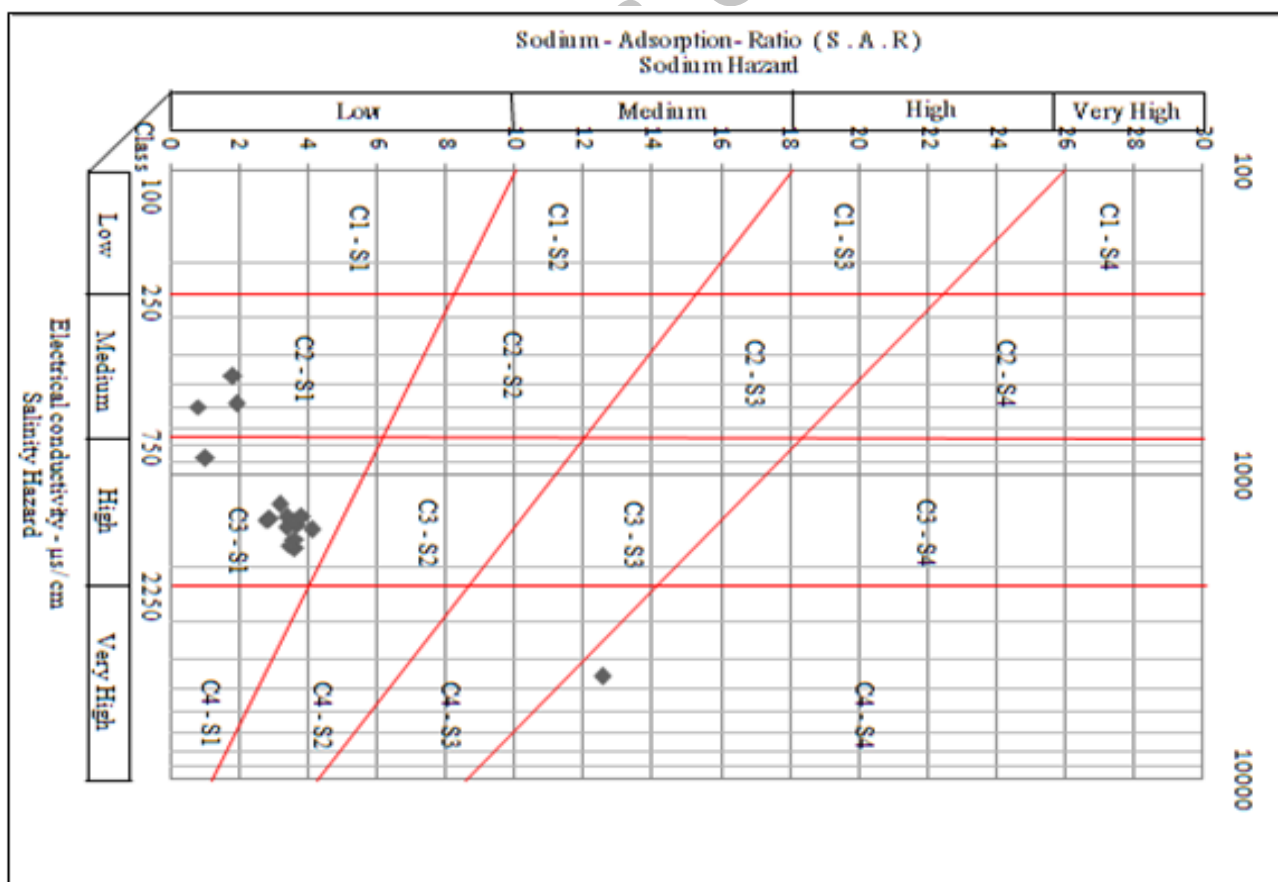
شکل ۴ نمودار ویلکاکس آب رودخانه زاینده‌رود را نشان می‌دهد. در این نمودار نمونه پساب تصفیه‌خانه فاضلاب زرین‌شهر (WW3) نیز در نظر گرفته شده است. از این پساب برای آبیاری زمین‌های کشاورزی اطراف تصفیه‌خانه استفاده می‌شود. نمونه‌های W3 و W2 و W1 واقع در بالادست رودخانه، در رده C₂S₁ و پساب تصفیه‌خانه فاضلاب زرین‌شهر در رده C₄S₄ قرار می‌گیرند. سایر نمونه‌ها نیز در رده C₃S₁ جای می‌گیرند. نفوذپذیری خاک به واسطه آبیاری طولانی مدت زمین با آب حاوی سدیم، کلسیم، منیزیم، و بی‌کربنات تحت تأثیر قرار می‌گیرد (Raju, 2007). با استفاده از رابطه‌ای که دوین در سال ۱۹۶۴ ارائه داد، می‌توان با محاسبه شاخص نفوذپذیری (PI)، کیفیت مورد استفاده در کشاورزی را ارزیابی کرد. این شاخص با استفاده از رابطه زیر به دست می‌آید که در آن تمام غلظت‌ها برحسب میلی-اکی‌والان بر لیتر است.

با توجه به استفاده از آب زاینده‌رود برای آبیاری زمین‌های کشاورزی، پارامترهای کیفیت آب شامل نسبت جذب سطحی سدیم (SAR) و خطر شوری محاسبه شد. غلظت بالای سدیم در خاک می‌تواند خاک را فرسایش داده و موجب محدود شدن حرکت آب در خاک شود. مقادیر بالای نسبت جذب سطحی سدیم بیان‌کننده جانشینی سدیم با کلسیم و منیزیم در خاک و آسیب به بافت آن است (صدائق، ۱۳۸۷). این نسبت برای آبهای مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی به صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{1}{2}([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])}}$$

که در آن غلظت برحسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشد.

اگر SAR بزرگتر از ۱۸ باشد آب برای کشاورزی مناسب نیست، البته بسته به نوع گیاه این نسبت می‌تواند متغیر باشد. مثلاً برای گلهای اگر SAR بیش از ۲ باشد کیفیت مناسبی ندارد. در تمام نمونه‌ها نسبت جذب سطحی سدیم کمتر از ۱۰ است که براساس رده‌بندی‌های موجود (Richards; 1954) در دسته کیفیت عالی برای کشاورزی قرار می‌گیرند. آبهای با شوری بالا، برای گیاهان سمناک بوده و خطر شور شدن خاک را به همراه دارند. غلظت بالای نمک در خاک سبب ایجاد شرایط فیزیولوژیکی خشک می‌شود. در چنین شرایطی گرچه خاک مرطوب به نظر می‌رسد اما گیاهان به دلیل عدم توانایی ریشه در جذب آب پژمرده می‌شوند. شوری آب عمدتاً بر اساس هدایت الکتریکی (EC) اندازه-



شکل ۴. آب رودخانه زاینده‌رود در نمودار ویلکاکس.

اساس شاخص نفوذپذیری محاسبه شده، تمام نمونه‌های برداشته شده در رده خوب قرار گرفته و از نظر نفوذپذیری برای آبیاری مناسب هستند (جدول ۲).

براساس این شاخص، رده ۱ دارای ۷۵ درصد نفوذپذیری و کیفیت خیلی خوب، رده ۲ دارای ۷۵ - ۲۵ درصد نفوذپذیری و کیفیت خوب، و رده ۳ دارای کمتر از ۲۵ درصد نفوذپذیری، و کیفیت نامناسب برای آبیاری است. در این مطالعه بر

جدول ۲- مقادیر محاسبه شده نسبت جذب سدیم و شاخص نفوذپذیری.

شماره نمونه	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12	W13	W14	W15	W16	WW3
SAR	۱/۸۱	۱/۹۵	۰/۸۴	۱/۰۰	۳/۶۷	۳/۵۹	۳/۵۹	۴/۱۵	۳/۴۹	۳/۴۱	۳/۴۴	۳/۲۱	۲/۸۴	۳/۶۲	۳/۷۸	۲/۸۶	۱۲/۶۰
PI %	۶۲	۶۳	۵۰	۴۶	۶۲	۵۵	۵۷	۶۲	۵۴	۵۸	۵۸	۵۸	۶۸	۷۱	۷۳	۶۸	۷۷

و دولومیت در چندین ایستگاه مثبت است که نشان دهنده احتمال ته‌نشینی این کانی‌ها است (جدول ۳). فوق‌اشباع بودن آب از کلسیت و دولومیت، استفاده از آن را در صنعت به ویژه در نیروگاه‌های برقایی محدود می‌کند. مقادیر بالای TDS و غلظت بالای سولفات در برخی ایستگاه‌ها نیز این آب را برای صنایع نساجی، کاغذ و صنایع وابسته نامناسب می‌کند (جدول ۱). غلظت فلزات به ویژه کادمیم، کروم، و نیکل در آب رودخانه زاینده‌رود در بیشتر نمونه‌ها پایین است به طوری که غلظت کادمیم و کروم در بیشتر نقاط نمونه‌برداری زیر حد آشکارسازی است (جدول ۴).

کیفیت آب مورد نیاز صنایع به نوع و فرآیندهای صنعتی بستگی دارد. یکی از پارامترهایی که در ارزیابی کیفیت آب برای اهداف صنعتی مورد استفاده قرار می‌گیرد شاخص اشباع‌شدگی (SI) است (Rhoades and Bernstein, 1971).

$$SI = \log_{10} \frac{IAP}{K_{sp}}$$

در این رابطه IAP محصول فعالیت یون، و K_{sp} ضریب انحلال‌پذیری ترکیب در دمای خاص است. در رودخانه زاینده‌رود شاخص اشباع‌شدگی برای کلسیت

جدول ۳- مقادیر محاسبه شده شاخص اشباع‌شدگی.

	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12	W13	W14	W15	W16
کلسیت	-۰/۷۸	-۰/۲۷	۰/۰۲	-۰/۲۱	۰	۰/۰۱	-۰/۱۷	-۰/۰۱	۰/۲۴	۰/۴۰	۰/۶۶	-۰/۶۲	-۰/۰۴	-۰/۰۴	۰/۲۹	۰/۴۹
دولومیت	-۱/۸۵	-۱/۰۴	-۰/۳۵	-۱/۱۰	-۱/۱۳	-۰/۲۲	-۰/۷۰	-۰/۷۳	۰/۱۲	۰/۴۲	۱/۰۳	-۱/۵۷	-۰/۳۳	-۰/۲۸	۰/۲۹	۰/۷۷
ژیپس	-۱/۴۳	-۱/۴۹	-۱/۶۴	-۱/۴۵	-۱/۱۱	-۱/۰۶	-۱/۰۴	-۱/۰۵	-۱/۰۳	-۱/۱۱	-۱/۲۸	-۱/۵۴	-۱/۳۳	-۱/۳۵	-۱/۳۶	-۱/۵۶

غیرنقطه‌ای آنها و تخلیه تعداد زیاد فاضلاب‌های خانگی در این منطقه در ارتباط باشد. افزایش غلظت سرب و روی (به ویژه روی) در نمونه W4 نیز می‌تواند ناشی از تخلیه پساب در رودخانه در نقطه‌ای بین ورنامخواست و زرین-شهر (WW2) باشد که در واقع رواناب خیابان مخلوط با فاضلاب خام است (شکل ۵).

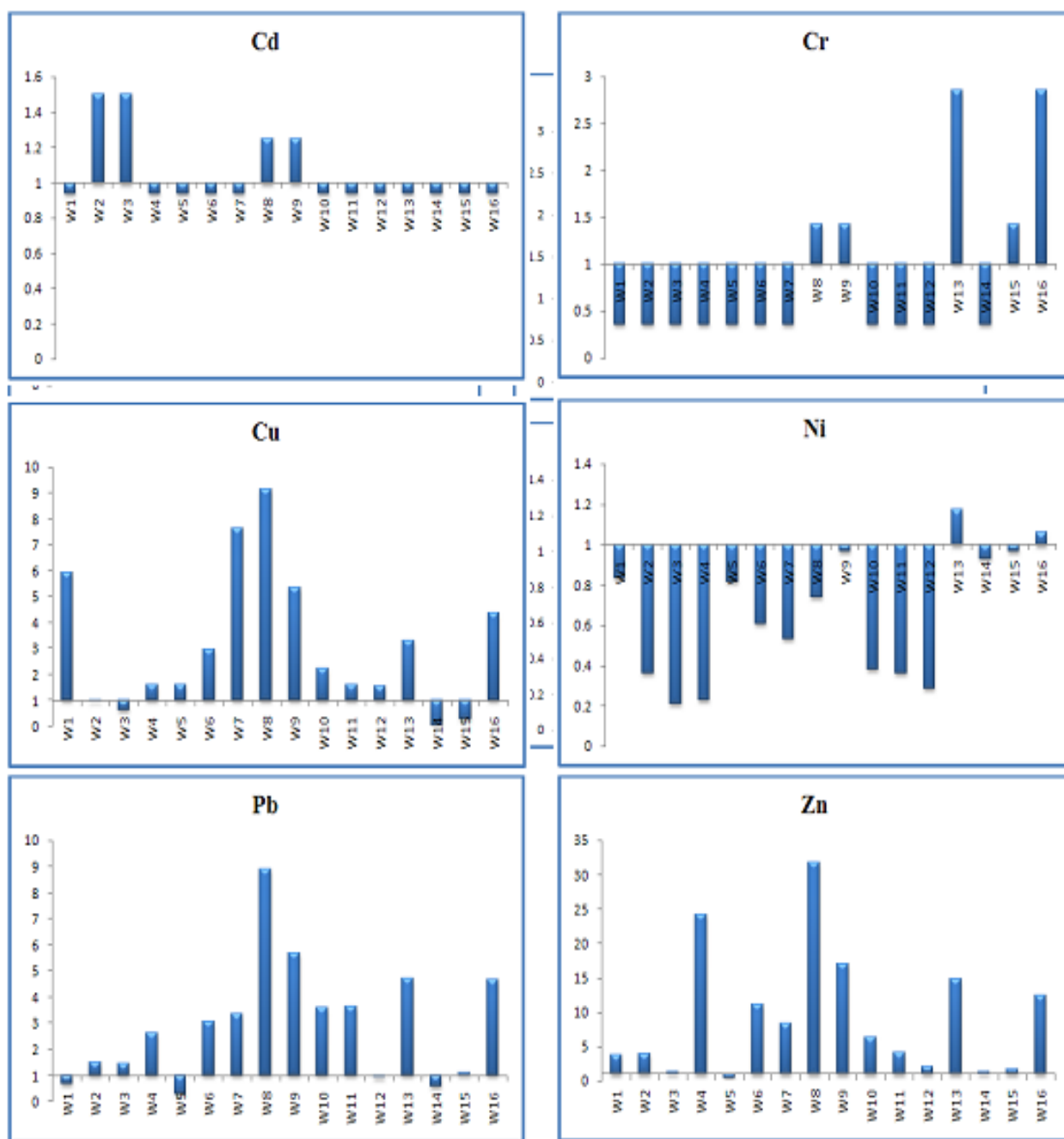
اگرچه غلظت نیکل در بیشتر نمونه‌ها در محدوده غلظت آن در رودخانه‌های جهان قرار دارد اما در ایستگاه‌های نمونه‌برداری پل اشکاوند (W13) و روستای جار (W16) غلظت این عنصر بیش از میانگین جهانی است. مقایسه غلظت مس، روی، و سرب با میانگین جهانی این عناصر در رودخانه نشان می‌دهد که این غلظت این عناصر در بسیاری از نمونه‌ها بیش از میانگین است. غلظت بالای این فلزات در دیزیچه (W8) می‌تواند با منشأ

جدول ۴- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب و پساب و ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

Sample. No	Location	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
W1	پل کله	BDL	BDL	۸/۸	۴/۴	۱/۳	۲۵/۸
W2	بیستجان	۰/۰۶	BDL	۱/۵	۱/۹	۲/۹	۲۶/۲
W3	باباشیخ علی	۰/۰۶	BDL	۰/۹	۱/۱	۲/۸	۹/۱
W4	ورنامخواست - زرین شهر	BDL	BDL	۲/۴	۱/۲	۵	۱۶۴
W5	زرین شهر	BDL	BDL	۲/۴	۴/۳	۰/۶	۲/۴
W6	صفائیه	BDL	BDL	۴/۴	۳/۲	۵/۹	۷۶/۱
W7	وینیچه	BDL	BDL	۱۱/۳	۲/۸	۶/۴	۵۶/۳
W8	دیزیچه	۰/۰۵	۱	۱۳/۵	۳/۹	۱۷/۱	۲۱۶
W9	نکواباد	۰/۰۵	۱	۷/۹	۵/۱	۱۰/۹	۱۱۵
W10	کرافشان	BDL	BDL	۳/۳	۲	۶/۹	۴۳/۱
W11	پیربکران	BDL	BDL	۲/۴	۱/۹	۷	۲۷/۸
W12	زفره	BDL	BDL	۲/۳	۱/۵	۱/۸	۱۴/۳
W13	اشکاووند	BDL	۲	۴/۹	۶/۲	۹/۱	۱۰۰
W14	چوم	BDL	BDL	۰/۱	۴/۹	۱/۱	۹/۳
W15	سروش بیهادران	BDL	۱	۰/۴	۵/۱	۲/۱	۱۱/۲
W16	جار	BDL	۲	۶/۵	۵/۶	۹	۸۴/۲
WW1	پساب تصفیه خانه آب اصفهان	0.08	BDL	۲۲/۴	۱/۲	۵/۱	۲۱/۴
WW2	ورنامخواست - زرین شهر (رواناب)	BDL	۱	۳/۴	۸/۱	۹/۱	۱۳۵
WW3	زرین شهر (پساب تصفیه خانه فاضلاب)	۰/۰۶	۳	۱۹/۸	۷/۸	۱۹/۳	۲۴۹
WW4	صفائیه (پساب تصفیه خانه فاضلاب)	BDL	۱	۲/۱	۴/۶	۷/۵	۷۲/۷
WW5	ڈرچه (رواناب شهری)	۰/۰۹	۱	۲۹/۲	۱۶/۳	۲/۴	۶۴/۵
WW6	پل مارنان (رواناب شهری)	BDL	BDL	۲/۱	۰/۸	۱/۴	۱۳/۵
WW7	سی و سه پل (رواناب شهری)	BDL	۳	۶/۸	۲/۳	۱	۳/۶
WW8	پل خواجو (رواناب شهری)	BDL	۱	۱/۶	۲/۲	۱/۶	۲۵/۳
WW9	پساب تصفیه خانه جنوب اصفهان	BDL	۱	۱/۳	۴/۸	۲	۹/۸
*محدوده غلظت در رودخانه‌های جهان		۰/۰۳ - ۰/۰۵	۰/۳ - ۲/۱	۰/۲۷ - ۳/۵۳	۱۵ - ۱۰/۳۹	۰/۰۴ - ۵/۸۰	-۱۰/۳۰ - ۳/۳۰

* Kabata-Pendias et al, 2007

BDL: زیر حد آشکارسازی



شکل ۵- نمودارهای افزودگی - کاهیدگی فلزات سنگین در زاینده‌رود نسبت به میانگین رودخانه‌های جهان.

تصفیه‌خانه زرين شهر در حذف آلودگی میکروبی (کارایی بهتر واحد کلرزی) در مقایسه با دو تصفیه‌خانه دیگر، این تصفیه‌خانه در حذف فلزات سنگین از پساب، کارایی مناسبی ندارد.

کروم، کادمیم و مس در رواناب شهری شهر درچه (WW5) دارای بیشترین غلظت هستند. مقایسه غلظت فلزات سنگین در سه پساب تصفیه‌خانه فاضلاب در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که غلظت این فلزات در پساب تصفیه‌خانه زرين شهر نسبت به دو تصفیه‌خانه دیگر بیشتر است. برخلاف کارایی بهتر

تحلیل عاملی

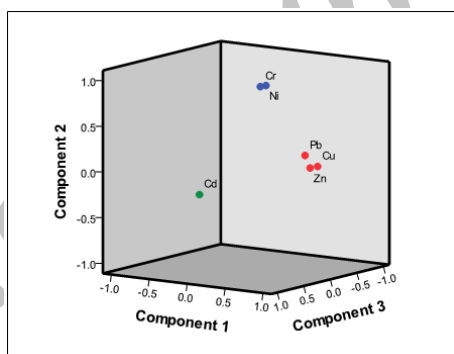
کاربست روش چند متغیره تحلیل مولفه اصلی برای ماتریکس ۶ فلز (Zn و Pb، Ni، Cr، Cu، Cd) و ۲۷ نمونه آب زاینده رود به استخراج سه مولفه منجر شد که حدود ۸۰ درصد واریانس معمول را توضیح می دهد (جدول ۵).

جدول ۵. ماتریکس مولفه های چرخشی نمونه های آب زاینده رود.

عنصر	مولفه اول	مولفه دوم	مولفه سوم
Cd			۰/۹۰
Cr		۰/۹۰	
Cu	۰/۸۵		
Ni		۰/۸۷	
Pb	۰/۹۰		
Zn	۰/۹۰		

تنهایی در مولفه سوم قرار می گیرد که ۱۷ درصد از واریانس را توضیح می دهد. رسم مولفه ها در فضای چرخشی در شکل ۶ نشان داده شده است.

برای توضیح بهتر داده ها از چرخش واریمکس (Varimax rotation) استفاده شد. مولفه اول که ۴۰ درصد واریانس را دربر می گیرد شامل عناصر مس، سرب و روی و مولفه دوم (۲۸ درصد واریانس) شامل کروم و نیکل است. کادمیم به



شکل ۶. مولفه های رسم شده در فضای چرخشی.

زمین شیمی رسوب

جدول ۶ نتایج تجزیه نمونه های رسوب را نشان می دهد. غلظت فلزات سنگین نمونه های رسوب زاینده رود به طور قابل توجهی بیش از غلظت آنها در آب رودخانه است. مقایسه غلظت فلزات در رسوبات با استاندارد شیل معمولاً به عنوان روشی عملی و سریع برای بررسی غنی شدگی فلزی در رسوبات به کار می رود (Jain, 2004).

همراهی مس، سرب و روی در مولفه اول منشأ مشترک احتمالی آنها را نشان می دهد. همبستگی بین کروم و نیکل نیز می تواند به دلیل غلظت پایین این دو فلز در بیشتر نمونه ها باشد. در واقع عوامل انسانی نقش اندکی در توزیع این فلزات نسبت به سرب، روی و مس در رودخانه دارند. کادمیم که در بیشتر نمونه ها غلظت زیر حد آشکارسازی دارد نیز به تنهایی در یک مولفه قرار گرفته است و با سایر فلزات مورد مطالعه همبستگی نشان نمی دهد.

جدول ۶- غلظت فلزات سنگین در رسوبات رودخانه زاینده رود.

Sample. No	موقعیت	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
S1	پل کله	۰/۲۶	۶۹	۶۵/۳۰	۴۰	۱۴	۵۹
S2	بیستجان	۰/۱۸	۸۲	۳۲/۲۰	۵۱	۱۶	۸۴
S3	باباشیخ علی	۰/۲۳	۵۳	۳۲/۵۰	۳۷	۱۱	۱۰۰
S4	ورنامخواست - زرین شهر	۰/۵۶	۷۸	۸۶/۵۰	۴۸	۶۸	۲۳۰
S5	زرین شهر	۰/۱۸	۵۷	۲۹/۴۰	۳۹	۱۲	۷۰
S6	صفائیه	۰/۲۱	۹۰	۳۷/۲۰	۴۳	۱۶	۱۱۰
S7	وینچه	۰/۲۰	۱۰۲	۳۱	۴۲	۱۴	۶۶
S8	دیزچه	۰/۲۴	۷۰	۲۷/۵۰	۴۱	۱۳	۸۱
S9	نکوباد	۰/۱۷	۶۲	۲۶/۶۰	۴۰	۱۲	۶۹
S10	کرافشان	۰/۱۹	۷۱	۲۷/۱۰	۴۳	۱۲	۷۱
S11	پیربکران	۰/۸۲	۵۹	۲۵/۶۰	۳۹	۴۱	۲۱۰
S12	زفره	۰/۴۲	۴۷	۴۳/۴۰	۳۷	۲۲	۸۶
S13	گارماسه	۰/۴۲	۶۷	۴۲/۷۰	۴۵	۲۶	۱۲۰
S14	فلاورجان	۰/۳۲	۹۹	۲۹/۵۰	۵۴	۲۰	۹۴
S15	ذرچه	۰/۶۵	۱۰۳	۵۵/۵۰	۶۵	۲۷	۱۵۰
S16	پارک نازوان	۰/۳۴	۱۲۶	۱۲۱	۵۷	۱۸	۱۰۰
S17	پل فلزی	۰/۳۶	۸۹	۴۱/۶۰	۶۰	۳۵	۱۴۰
S18	سی و سه پل	۰/۳۱	۸۹	۳۳/۳۰	۳۹	۵۳	۱۱۰
S19	پارک آبشار	۰/۴۲	۷۸	۴۶/۸۰	۵۱	۲۴	۱۵۰
S20	تصفیه خانه فاضلاب جنوب	۰/۴۵	۱۱۱	۸۲/۶۰	۷۲	۳۰	۱۷۰
S21	اشکاوند	۰/۳۴	۷۷	۴۷/۶۰	۶۰	۲۷	۱۱۰
S22	چوم	۰/۴۷	۹۹	۲۳۸۰	۶۱	۴۸	۷۲۰
S23	سروش بهادران	۰/۸۵	۱۱۲	۱۵۶	۶۹	۴۱	۲۶۰
S24	جار	۰/۶۵	۸۸	۱۲۶	۵۳	۳۷	۲۷۰
S25	زیار	۰/۵۰	۹۳	۷۵/۸۰	۵۳	۲۶	۱۶۰
S26	دهکرم	۰/۳۸	۷۷	۴۵/۶۰	۴۸	۱۹	۱۰۰
S27	خرم	۰/۴۴	۷۲	۴۵/۳۰	۵۰	۱۹	۱۰۰
شیل میانگین		۰/۳۰	۱۰۰	۵۰	۶۰	۲۰	۸۵

نشان می‌دهد. غلظت بالای کادمیم و روی در پیربکران (ایستگاه نمونه برداری S11) نیز مشاهده شد. با توجه به قرارگیری این ایستگاه در پایین دست کانال انتقال پساب صنایع (از قبیل پلی‌اکریل و DMT)، غلظت بالای این عناصر می‌تواند در ارتباط با پساب این صنایع باشد. اگرچه تخلیه پساب صنعتی در

نتایج تجزیه نمونه‌های رسوب رودخانه زاینده رود نشان می‌دهد که غلظت کادمیم در پایین دست رودخانه بیش از بالادست آن است. افزایش غلظت کادمیم در مرز بین شهرهای ورنامخواست و زرین شهر (نمونه S4) می‌تواند بازتاب تخلیه فاضلاب و رواناب شهری در رودخانه باشد. در این نمونه عنصر روی نیز آلودگی

می‌شوند. بنابراین غلظت بالای مس و کروم در این ایستگاه نمونه‌برداری می‌تواند به دلیل آبیویی این عناصر از رسوبات دفع‌شده در حاشیه رودخانه و ورود آنها به بستر رودخانه باشد.

به منظور ارزیابی شدت آلودگی رسوبات، شاخص بار آلودگی (PLI) محاسبه شد تا اثر آلودگی ایستگاه‌های مختلف به فلزات مورد بررسی قرار گیرد (Sharma and Subramanian, 2010). برای محاسبه این شاخص، ضریب آلودگی (CF) باید محاسبه شود. برای این منظور، ابتدا CF هر عنصر از تقسیم کردن غلظت فلز در نمونه رسوب بر غلظت آن در شیل میانگین محاسبه شد. سپس با استفاده از رابطه زیر، شاخص بار آلودگی به دست آمد:

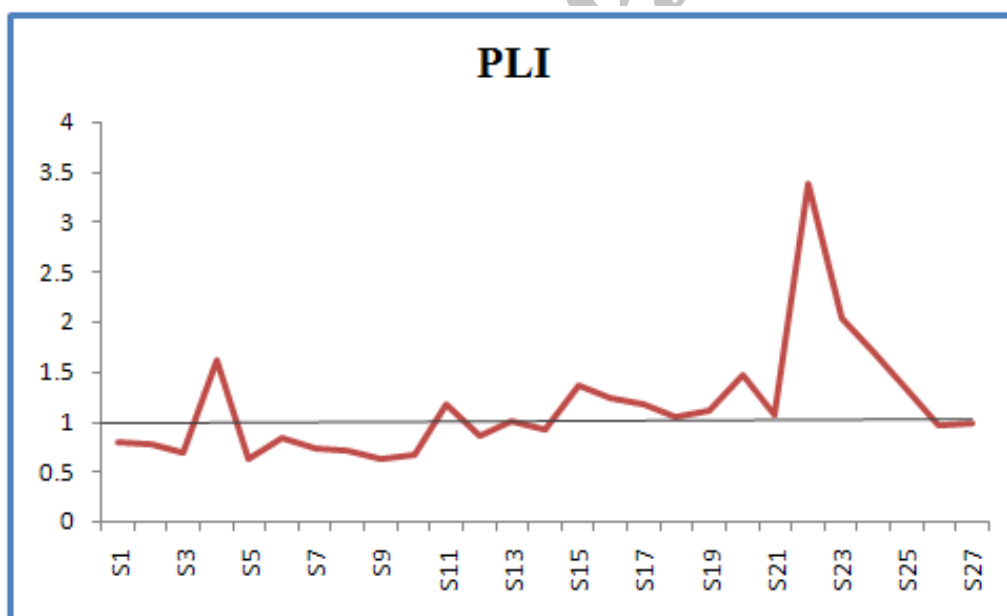
$$\sqrt[6]{CF1 \times CF2 \times \dots \times CF6}$$

شاخص بار آلودگی نزدیک به ۱ نشان‌دهنده غلظت نزدیک به غلظت زمینه است؛ درحالی‌که مقادیر بیش از ۱ آلودگی رسوبات را نشان می‌دهد (Cabrera et al, 1999). شکل ۷ تغییرات مکانی شاخص بار آلودگی را در طول مسیر رودخانه زاینده‌رود نشان می‌دهد. بیشترین PLI محاسبه شده در نمونه S22 مشاهده شد که عمدتاً به دلیل غلظت بسیار بالای روی و مس در این نمونه است. همچنین مقادیر بالای PLI (>1) در نمونه‌های S4، S11 و S15 دیده می‌شود که به ترتیب می‌تواند در ارتباط با تخلیه پساب واقع در زرین‌شهر-ورنامخواست به رودخانه (WW2)، کانال قدیمی انتقال پساب پیربکران، و رواناب شهری درچه (WW5) به زاینده‌رود باشد.

رودخانه درحال حاضر ممنوع است، اما غلظت بالای کادمیم، کروم و نیکل در نمونه S23 می‌تواند مربوط به تخلیه غیرقانونی پساب صنعتی واحدهای مختلف شهرک صنعتی سروش‌بهداران در رودخانه در این منطقه باشد. تغییرات غلظت سرب نیز در بیشتر نمونه‌ها روندی مشابه کادمیم نشان می‌دهد. کروم و نیکل در بیشتر نمونه‌ها غلظت کمتر از شیل میانگین دارند. نتایج نشان می‌دهد که تخلیه پساب تصفیه‌خانه جنوب اصفهان در رودخانه بر غلظت این فلزات در نمونه S20 اثر داشته‌است.

غلظت بسیار بالای مس و روی در پل چوم (نمونه S22) نمی‌تواند به طور کامل مربوط به تخلیه پساب تصفیه‌خانه جنوب اصفهان در رودخانه باشد؛ چراکه نمونه‌های S20 و S21 که پایین‌دست محل تخلیه پساب (حداقل تصفیه‌خانه و پل چوم)، قرار دارند غلظت‌های پایینی از این دو عنصر را نشان می‌دهند. بنابراین منابع احتمالی این عناصر می‌تواند تخلیه غیرقانونی پساب صنایع کوچک مانند آبکاری در حاشیه رودخانه باشد. غلظت پایین روی و مس در نمونه آب این نقطه، به دلیل کمپلکس شدن آنها با مواد آلی و ته‌نشست در رسوبات است؛ زیرا مواد آلی در پساب می‌تواند ظرفیت کمپلکس شدن رودخانه در پایین‌دست جریان را افزایش دهد (Bubb and Lester, 1995).

در بالادست نمونه پارک ناژوان (S16)، نیروگاه برقی اصفهان قرار دارد. تمام واحدهای نیروگاه دو بار در سال شستشو می‌شوند. بخش داخلی لوله‌ها با سولفوریک‌اسید و قشر خارجی آنها با استفاده از محلول‌های قلیایی شسته شده و پساب حاصل از این فرآیند به حوضچه‌های تبخیر هدایت می‌شود. رسوبات حاصل از تبخیر پساب در محلی نزدیک به نیروگاه و در حاشیه رودخانه رها



شکل ۷- تغییرات مکانی شاخص بار آلودگی در طول مسیر رودخانه زاینده‌رود.

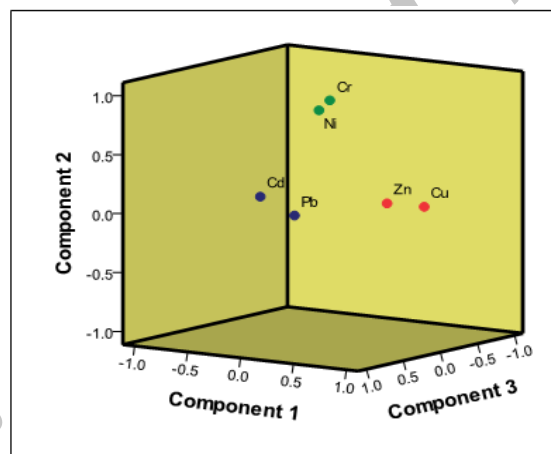
تحلیل عاملی

را توضیح می‌دهد، جدا شد (جدول ۷). اجزاء رسم شده در فضای چرخشی، در شکل ۸ نشان داده شده است.

به منظور توضیح بهتر و تفسیر نتایج تجزیه شیمیایی رسوبات، از آزمون تحلیل عاملی استفاده شد. در استفاده از این آزمون، سه مولفه که ۹۰٪ تغییرات داده‌ها

جدول ۷. ماتریکس مولفه‌های چرخشی نمونه‌های رسوب زاینده رود.

عنصر	مولفه اول	مولفه دوم	مولفه سوم
Cd			۰/۹۰
Cr		۰/۹۳	
Cu	۰/۹۸		
Ni		۰/۸۸	
Pb			۰/۸۳
Zn	۰/۸۸		



شکل ۸. مولفه‌های رسم شده در فضای چرخشی.

تغییر شرایط فیزیکوشیمیایی افزایش می‌یابد، می‌تواند وارد فاز حل شده گردیده، و برای موجودات زنده آبرزی زیست‌دسترس پذیر شوند. تحرک فلزات جزئی می‌تواند با محاسبه ضریب توزیع (K_d) تعیین شود. بر اساس مطالعه یونگ و همکاران (Jung et al, 2005) ضریب توزیع با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

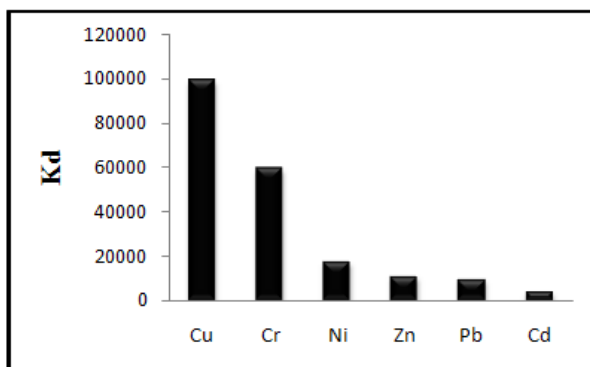
$$K_d = \frac{\left(\frac{\text{mol}}{\text{kg}}\right) \text{ غلظت فلز در فاز جامد}}{\left(\frac{\text{mol}}{\text{L}}\right) \text{ غلظت فلز در فاز محلول}}$$

مقادیر بالای ضریب توزیع نشان می‌دهد که فلز ترجیحاً در فاز رسوب باقی می‌ماند؛ درحالی‌که مقادیر کمتر، نشان دهنده قرار گرفتن فلز در فاز حل شده است که در این حالت برای انتقال و جذب زیستی در دسترس آبریان قرار دارد (Anderson and Christensen 1988). میانگین ضریب توزیع در شکل ۹ نشان داده شده است. به طور کلی روند تغییرات K_d محاسبه شده برای فلزات مورد مطالعه به صورت $\text{Cu} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cd}$ است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود بیشترین ضریب توزیع مربوط به مس و کمترین مقدار آن

در مولفه اول فلزات مس و روی قرار دارند که به دلیل آلودگی شدید رسوبات رودخانه در ایستگاه S22 به این عناصر، همبستگی نشان می‌دهند. همچنین تغییرات مشابه غلظت آنها در برخی نمونه‌ها مانند S4 و S20 که نشان‌دهنده منشأ مشابه آنها می‌باشد، به قرار گرفتن این دو عنصر در یک مولفه کمک کرده است. مولفه دوم شامل کروم و نیکل است. این مولفه تقریباً بیانگر غلظت‌های طبیعی است زیرا این فلزات غلظت‌هایی در محدوده طبیعی و حتی در برخی ایستگاه‌ها کمتر از حد طبیعی دارند. روند مشابه تغییرات در غلظت سرب و کادمیم، این دو عنصر را در مولفه سوم قرار داده است. احتمالاً رفتار زمین‌شیمیایی مشابه یا منشأ مشترک این دو عنصر دلیل اصلی این همبستگی می‌باشد.

برای ارزیابی سرنوشت فلزات مورد مطالعه و تعیین زیست‌دسترس-پذیری نسبی آنها، توزیع این فلزات در فازهای جامد و محلول بررسی شد. به دلیل جذب سطحی، هیدرولیز و هم‌نه‌نشینی، تنها بخش کوچکی از یون‌های آزاد فلزی در آب به صورت حل شده باقی می‌مانند و تعداد زیادی از آنها در رسوبات نهشته می‌شوند (Gaur et al, 2005). زمانی که تحرک فلزات به دلیل

فلز در آب، خطر آلودگی محصولات برنج منطقه به کادمیم وجود دارد. همچنین مطالعات مختلف صورت گرفته بر روی بافت ماهی‌ها نشان داده است که این موجودات آبی می‌توانند غلظت بالای روی و سرب (به خصوص روی در غلظت‌های بالغ بر $300 \mu\text{g/g d.w}$) را در بافت‌های مختلف بدن خود انباشت کنند (Jeziarska et al, 2006). بنابراین زیست‌دسترس پذیری بالای مشاهده شده برای سرب و روی در این مطالعه (بر اساس ضریب توزیع) می‌تواند منجر به زیست‌انباشت آنها در بافت ماهی‌های موجود در رودخانه شده و مشکلاتی جدی برای مصرف کنندگان آنها به وجود آورد.



شکل ۹. ضریب توزیع فلزات سنگین در رودخانه زاینده‌رود.

رودخانه نسبت به پساب، در رسوبات نهشته می‌شوند. کروم و نیکل در نمونه‌های رسوب مانند نمونه‌های آب در مقایسه با سایر فلزات غلظت کمتری نشان می‌دهند. تخلیه غیرقانونی پساب توسط واحدهای صنعتی کوچک در ایستگاه نمونه برداری S22 موجب افزایش چشمگیر غلظت مس، سرب و روی شده است (به ویژه مس و روی). همین عامل دلیل شاخص بار آلودگی بالای این نمونه است. محاسبه ضریب توزیع نشان می‌دهد که تحرک و زیست‌دسترس پذیری برخی فلزات در رودخانه زاینده‌رود بالاست. کادمیم کمترین ضریب توزیع (بیشترین زیست‌دسترس پذیری) را نشان می‌دهد و با توجه به اینکه محصول اصلی زراعی در منطقه برنج می‌باشد، و این گیاه انباشتگر کادمیم است، می‌تواند برای مصرف کنندگان این محصول خطرناک باشد. سرب و روی نیز می‌توانند به دلیل ضریب توزیع پایین، در غلظت‌های بالا در بافت ماهیان رودخانه‌ای انباشته شوند. براساس نتایج به دست آمده از این مطالعه، تجهیز تصفیه‌خانه زرین‌شهر برای حذف کارآمدتر فلزات سنگین از پساب، و نیز تجهیز تصفیه‌خانه‌های صفائی و جنوب اصفهان برای بهبود سامانه کلرزی ضروری می‌باشد. همچنین با سازماندهی و انتقال رواناب‌های شهری به سامانه تصفیه پساب، کاهش غلظت فلزات سنگین ورودی به رودخانه زاینده‌رود ممکن خواهد بود. نظارت بهتر و دقیق‌تر بر صنایع برای جلوگیری از تخلیه غیرقانونی پساب نیز می‌تواند در کاهش آلودگی رودخانه زاینده رود موثر باشد.

سپاسگزاری

نویسندگان این مقاله از همکاری جناب آقای مهندس لاهیجان‌زاده مدیر وقت و جناب آقای مهندس کلاتری مدیر فعلی اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان اصفهان، و همچنین معاونت پژوهشی دانشگاه شیراز که انجام این پژوهش را ممکن ساختند تشکر و قدردانی می‌کنند.

مربوط به کادمیم است. این امر نشان می‌دهد که کادمیم متحرک‌ترین و مس کم‌تحرک‌ترین فلز مورد مطالعه است که به نوبه خود مقیاسی از زیست-دسترس پذیری این عناصر در رودخانه زاینده‌رود است. غلظت بالای کادمیم در برنج منجر به بروز بیماری "ایتای/ایتای" در ژاپن و شیفا در بریتانیا شده است (Selinus, 2005). برنج محصول اصلی زراعی در حاشیه رودخانه زاینده‌رود است. بر اساس ضریب توزیع محاسبه شده برای کادمیم در این پژوهش و همچنین زیست‌دسترس پذیری بالای آن، با وجود اینکه غلظت کادمیم در بیشتر نمونه‌ها بالا نبود، در صورت افزایش غلظت این

نتیجه‌گیری

در این مطالعه کیفیت آب و رسوب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از تجزیه شیمیایی فلزات سنگین و یون‌های اصلی در آب رودخانه و پساب‌های تخلیه شده به آن، و نیز فلزات ته‌نشین شده در رسوبات سطحی مورد بررسی قرار گرفت. براساس نتایج تجزیه یون‌های اصلی، سه تیپ عمده آب در رودخانه زاینده‌رود وجود دارد. در بالادست جریان تیپ آب کلسیم - بی‌کربنات و سولفات است که به دلیل تخلیه پساب‌ها و رواناب‌های مختلف با منشأ نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای از جمله پساب تصفیه‌خانه‌های زرین‌شهر و صفائی به رودخانه، از اواسط مسیر رودخانه، تیپ آب به سدیم - کلر و سولفات تغییر می‌کند. ضمن اینکه شسته شدن شوره‌های موجود در خاک منطقه، که به دلیل تبخیر بالا به وجود آمده است، و ورود آن به وسیله آب برگشتی کشاورزی به رودخانه عامل دیگری برای تغییر تیپ آب رودخانه است. با توجه به ضرایب محاسبه شده برای تعیین کیفیت آب رودخانه در مصارف کشاورزی، غیر از پساب تصفیه‌خانه زرین‌شهر از نظر خطر شوری، سایر نمونه‌ها کیفیت مناسبی از این نظر دارند. همچنین شاخص اشباع‌شدگی نشان می‌دهد که در برخی ایستگاه‌های نمونه-برداری، آب رودخانه برای مصارف صنعتی مناسب نیست.

غلظت فلزات سنگین در رودخانه زاینده‌رود به شدت تحت تأثیر رواناب‌ها و پساب‌های تخلیه شده در آن قرار دارد. در این بین مس، روی و سرب در بیشتر موارد غلظت بالاتری از میانگین آب رودخانه‌های جهان دارند اما نیکل و کروم برخلاف این سه عنصر غلظت‌های طبیعی نشان می‌دهند. غلظت بیشتر فلزات در نمونه‌های رسوب که از پایین دست برخی نقاط تخلیه پساب در رودخانه برداشته شده‌اند، نسبت به نمونه‌های بالادست آن افزایش نشان می‌دهد. برای مثال نمونه S4 که در پایین دست نمونه WW2 برداشته شد، افزایش غلظت سرب، روی و کادمیم را نشان می‌دهد. فلزات در این پساب (WW2) با ورود به رودخانه و مواجهه با شرایط فیزیکوشیمیایی جدید مانند شرایط اکسایشی تر

منابع

- صداقت. م.، ۱۳۸۷، زمین و منابع آب (آبهای زیرزمینی)، انتشارات دانشگاه پیام نور.
- جعفری. ع.، ۱۳۷۶، گیتاشناسی ایران، رودها و رودنامه ایران، جلد دوم چاپ اول.
- زاهدی. م.، صمدیان. م.، عمیدی. م.، ۱۳۵۳، برگه ۱/۲۵۰۰۰۰ زمین شناسی شهر اصفهان، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور.
- Abernathy. A.R., Larson. G.L., Mathews. R.C., 1984, Heavy metals in the surficial sediments of Fontana Lake, North Carolina, *Water Res*, 18, 351–354.
- Anderson. P. R., Christensen. T. H., 1988, Distribution coefficients of Cd, Co, Ni and Zn in soils, *J Soil Sci* 39:15–22
- Barbara Jezierska and Malgorzata Witeska, 2006, The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters, *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*, 3-23.
- Blais. J. F., Tyagi. R. D., and Aucleir. J. C., 1993, Bioleaching of metals and sewage sludge: effect of temperature, *Water Resource*, 27(1), pp110-120.
- Bubb. J. M., Lester. J. N., 1995. The effect of final sewage effluent discharges upon the behavior and fate of metals in a lowland river system – a question of dilution, *Environmental technology*. 16: 401-417.
- Cabrera. F., Clemente. L., Barrientos. E. D., Lopez. R., Murillo. JM., 1999. Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood, *Sci Tot Environ*. 242: 117-142.
- Central Public Health and Environmental Engineering Organization (CPHEEO), 1998, A manual on water supply and treatment, Akalank Publication, New Delhi.
- Comber. S. D. W., and Gunn. A. M. 1996, Heavy metals entering sewage treatment works from domestic sources *J.CIWEM* 10 137-142
- Deborah Chapman, 2003, *Water Quality Assessments*. UNESCO United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- Doneen. L.D., 1964, Notes on water quality in agriculture, Published as a water science and engineering paper 4001, Department of Water Science and Engineering, University of California.
- Eduardo de Miguel, Susanne Charlesworth, Almudena Ordonez, Eduardo Seijas, 2005, Geochemical fingerprints and controls in the sediments of an urban river: River Manzanares, Madrid (Spain). *Science of the Total Environment* 340, 137–148.
- Hall GEM, 1998. Relative contamination levels observed in different types of bottles used to collect water samples. *Explore*. 101: 1-7.
- Ioannis Panagiotopoulos, Vasilios Kapsimalis, Ioannis Hatzianestis, Theodore D. Kanellopoulos, Chara Kyriakidou, 2010,. Environmental status of the metropolitan river (Kifissos) of Athens, Greece. *Environ Earth Sci*. 61: 983-993.
- Jain. C. K., 2004, Metal fractionation study on bed sediments of river Yamuna, India, *Water research*, 38: 569-578.
- Jung. H. B., Jung. S. T., Mayer. B., Kim. S. O., Park. S. S., Lee. P. K., 2005, Transport and sediment–water partitioning of trace metals in acid mine drainage: an example from the abandoned Kwangyang Au–Ag mine area, South Korea. *Environ Geol* 48:437-449
- Kabata-Pendias. A., Mukherjee. A.B., 2007, *Trace Elements from Soil to Human*, Springer- Verlag Berlin Heidelberg, pp. 561.
- Mundera Singh, German Muller and I. B. Singh, 2002. Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanization of the Ganga plain, India,. *Water, Air, and Soil Pollution* 141: 35–54.
- Raju. N. Janardhana., 2007, Hydrogeochemical parameters for assessment of ground water quality in the upper Gunjanaeru River basin, Cuddapah District, Andhra Pradesh, South India, *Environmental Geology*, 52, pp 1067-1074.
- Rhoades. J. D., and Bernstein. L., 1971. Chemical, physical and biological characteristics of irrigation and soil water. (In *water and water pollution Handbook Vol. 1* Ed. L. L. Ciaccio) Marcel Dekker, New York.
- Richards, L.A. (ed.) 1954. *Diagnosis and improvements of saline and alkali soils*. USDA. *Agriculture Handbook* 60. 160 p.
- Sanjay Kumar Sharma, Subramanian. V., 2010. source and distribution of heavy metals and nutrients in Narmada and Tapi river basins, India. *Environ Earth Sci*. 61: 1337-1352.
- Selinus. O., 2005. *Essentials of Medical Geology Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press, 826 pp.
- Siegel. F.R., 2002. *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Soares. H. M. V. M., Boaventura. R. A. R., Machado. A. A. S. C., Esteves da Silva. J. C. G., 1999. Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data.

- Environmental pollution. 105: 311-323.
- STÖCKLIN J. 1977 , Structural correlation of the Alpine ranges between Iran and Central Asia. – Mém. H. S. Soc. géol. Fr., 8, 333-353.
- Vivek. K., Gaur. Sanjay. K., Gupta. S. D., Pandey. Krishna Gopal, and Vierinda Misra, 2005,. Distribution of heavy metals in sediment and water of river Gomti. Environmental Monitoring and Assessment 102: 419-433.
- Wilcox. L.V., 1955. Classification and Use of Irrigation Waters. US Dept. Agric. Circ., p. 969
- Zhihao Wu., Mengchang He., Chunye Lin., 2011, Distribution and speciation of four heavy metals (Cd, Cr, Mn, and Ni) in the surficial sediments from estuary in daliao river and yingkou bay. Environ Earth Scie. 63: 163-17.

Archive of SID