

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

## زاینده رود

### میثم رستگاری مهر

دانشجوی دکتری زیست محیطی، دانشگاه شیراز

### بهنام کشاورزی

استادیار بخش علوم زمین، دانشگاه شیراز

### فرید مر

استاد بخش علوم زمین، دانشگاه شیراز

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

## 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 تخلیه‌شده از سه تصفیه‌خانه موجود در مسیر زاینده رود نشان می‌دهد که فاضلاب زرین شهر با توجه به عملکرد بهتر واحد کلرزنی، غلظت نیتريت کمتری نسبت به دو تصفیه‌خانه دیگر دارد. نتایج این پژوهش حکایت از آن دارد که پساب‌ها و رواناب‌های تخلیه‌شده 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، انحلال پذیری، 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 آبیگین، 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 آبیگین 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 کی‌لیت‌های 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، Zn، Ni، 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 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 توجیه 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 دسترس پذیری آسان، و دفع انواع پساب در آنها در مقابل آلودگی آسیب پذیرتر 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، CPHEEO, 1998). از میان آلاینده‌های مختلف، فلزات سنگین به دلیل پایداری محیطی، بازیافت زیست‌زمین-شیمیایی، تمرکز و سمناکی زیست‌شناختی، جذب-واجذب، پتانسیل اکسایش-

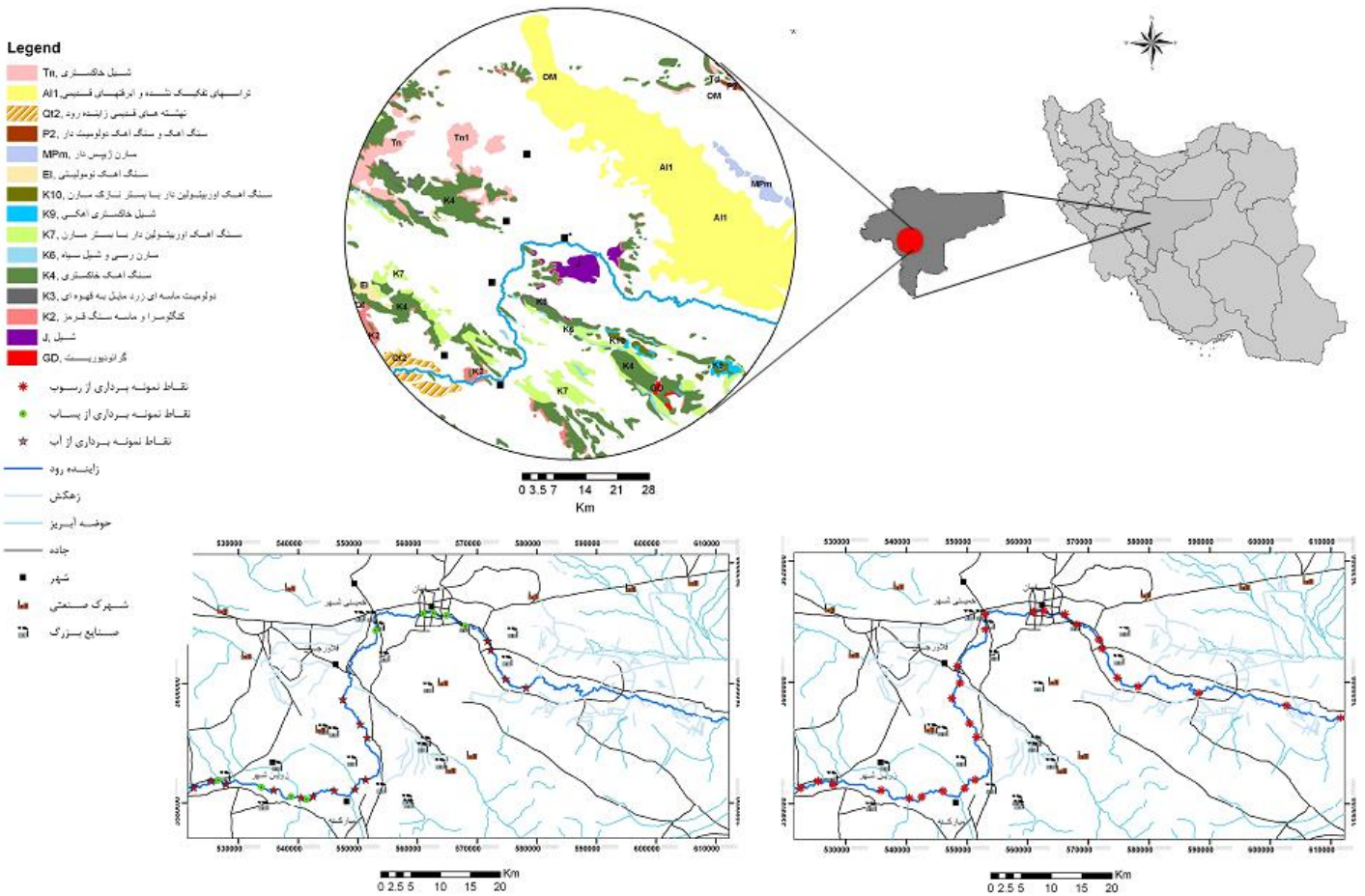
## منطقه مورد مطالعه

حوضه آبریز زاینده‌رود 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 زاینده‌رود 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 زاینده‌رود برای مصارف کشاورزی، خانگی، و صنعتی استفاده می‌شود. رودخانه زاینده‌رود به طور مستقیم پساب‌های سطح شهر و سه تصفیه‌خانه فاضلاب شهری را دریافت می‌کند. همچنین در بخش‌هایی از مسیر زاینده‌رود، زهاب‌های کشاورزی در این رودخانه تخلیه می‌شود. در این مطالعه، بخشی از رودخانه زاینده‌رود (شعاع ۵۰ کیلومتری از مرکز شهر اصفهان) مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۱). زمین شناسی استان اصفهان بسیار پیچیده است و از نظر زونهای ساختاری-رسوبی ایران (Stocklin, 1977) بخشهایی از زون ایران مرکزی، بلوک لوت، کمان ماگمایی سهند-بزمان، زون دگرگونی سنندج-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 سنندج-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 سنگ‌های رسوبی (آهک، دولومیت، ژئیس، ماسه‌سنگ و شیل) و نهشته‌های قدیمی زاینده‌رود 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 زرین‌شهر، مبارکه، پیربکران، فلاورجان، دُرچه، و کلان‌شهر اصفهان عبور می‌کند

## مواد و روش‌ها

در این مطالعه به منظور تعیین نقاط نمونه‌برداری، مواردی چون مطالعات پیشین، صنایع آلاینده، پساب‌های تخلیه‌شده در رودخانه، و امکان نمونه‌برداری از نقاط تعیین‌شده 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 نمونه‌برداری با آب مورد نمونه‌برداری 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 نمونه‌برداری و با استفاده از دستگاه قابل حمل (Eutech instruments, PCD650) اندازه‌گیری شد. در هر ایستگاه نمونه‌برداری 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 نمونه‌برداری به دلیل خشکسالی و بسته بودن دریچه‌های سد زاینده‌رود، 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 پایین‌دست 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 نمونه‌برداری از آب، ۲۷ نمونه رسوب سطحی با استفاده از بیلچه 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 الک‌شده، و به آزمایشگاه Labwest استرالیا ارسال شد.



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

## نتایج و بحث

### زمین شیمی آب

نتایج تجزیه نمونه های آب و پساب (آنیون ها و کاتیون های اصلی) و نیز خلاصه آماری هریک از آنها در جدول ۱ آورده شده است. میانگین pH در نمونه های آب و پساب به ترتیب ۷/۱۹ و ۷/۱۷ است. هدایت الکتریکی نمونه های آب و پساب نیز به ترتیب در محدوده ۴/۴۷ تا ۰/۱۷۴ میکروزیمنس بر سانتیمتر با میانگین

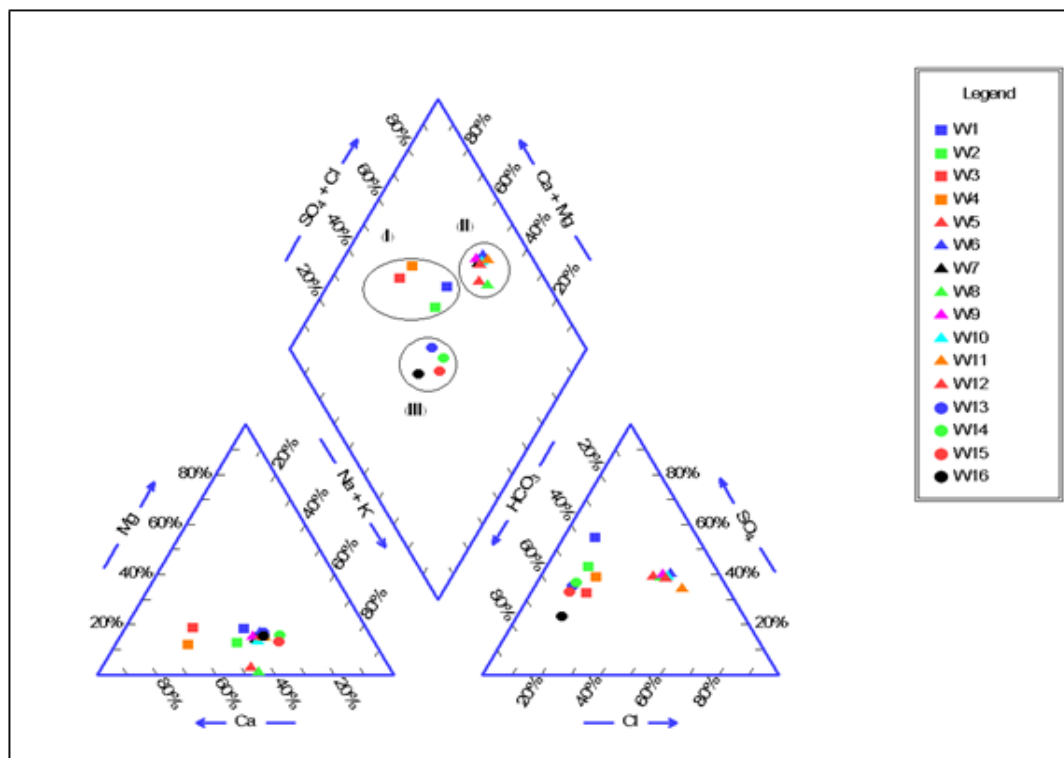
$1268/7 \mu\text{S/cm}$  و  $416/6$  تا  $4610$  میکروزیمنس بر سانتیمتر با میانگین  $2011 \mu\text{S/cm}$  قرار دارد. همچنین میانگین کل جامدات حل شده (TDS) نمونه های آب  $466/2$  ppm و در نمونه های پساب  $645/28$  ppm است. در نمونه های آب و پساب کاتیون ها از روند  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$  و آنیون ها به ترتیب از روند  $\text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$  پیروی می کنند.

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

Sample. No	Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	Na <sup>+</sup> (mg/l)	K <sup>+</sup> (mg/l)	So <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (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	۵۴۰/۲۰
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	-/۴۶	۴۰۵	۱۶۱/۲۱
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	-/۴۰	۱۳۲۸/۴۸	۴۸۸/۶۱

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 ( $\text{Na}^+$ - $\text{HCO}_3^-$ ).

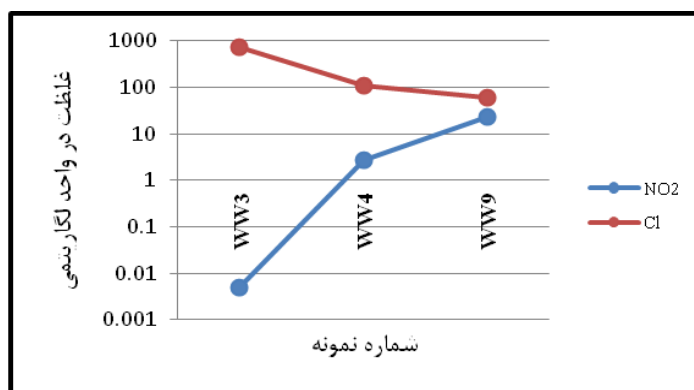
شکل ۲ نمودار پایپر غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های آب رودخانه را نشان می‌دهد. سه تیپ هیدروشیمیایی آب شامل کلسیم-بیکربنات و سولفات (I)، سدیم-کلر و سولفات (II)، و سدیم-بیکربنات (III) در این نمودار قابل شناسایی است. تیپ آب نمونه‌های بالادست رودخانه تابع زمین‌شناسی منطقه است. نمودار پایپر نمونه‌های آب نشان 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 نمونه‌برداری در پایین‌دست محل تخلیه پساب تصفیه‌خانه فاضلاب زرین‌شهر (WW5) به رودخانه قرار دارد و غلظت کلر و سولفات در این



شکل ۲- نمودار پایپر نمونه‌های آب.

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

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



شکل ۳- مقایسه تغییرات غلظت نیتريت در برابر کلر.

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 C<sub>1</sub>S<sub>1</sub> قرار می‌گیرند بهترین کیفیت، و آبهایی که در رده C<sub>4</sub>S<sub>4</sub> 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.

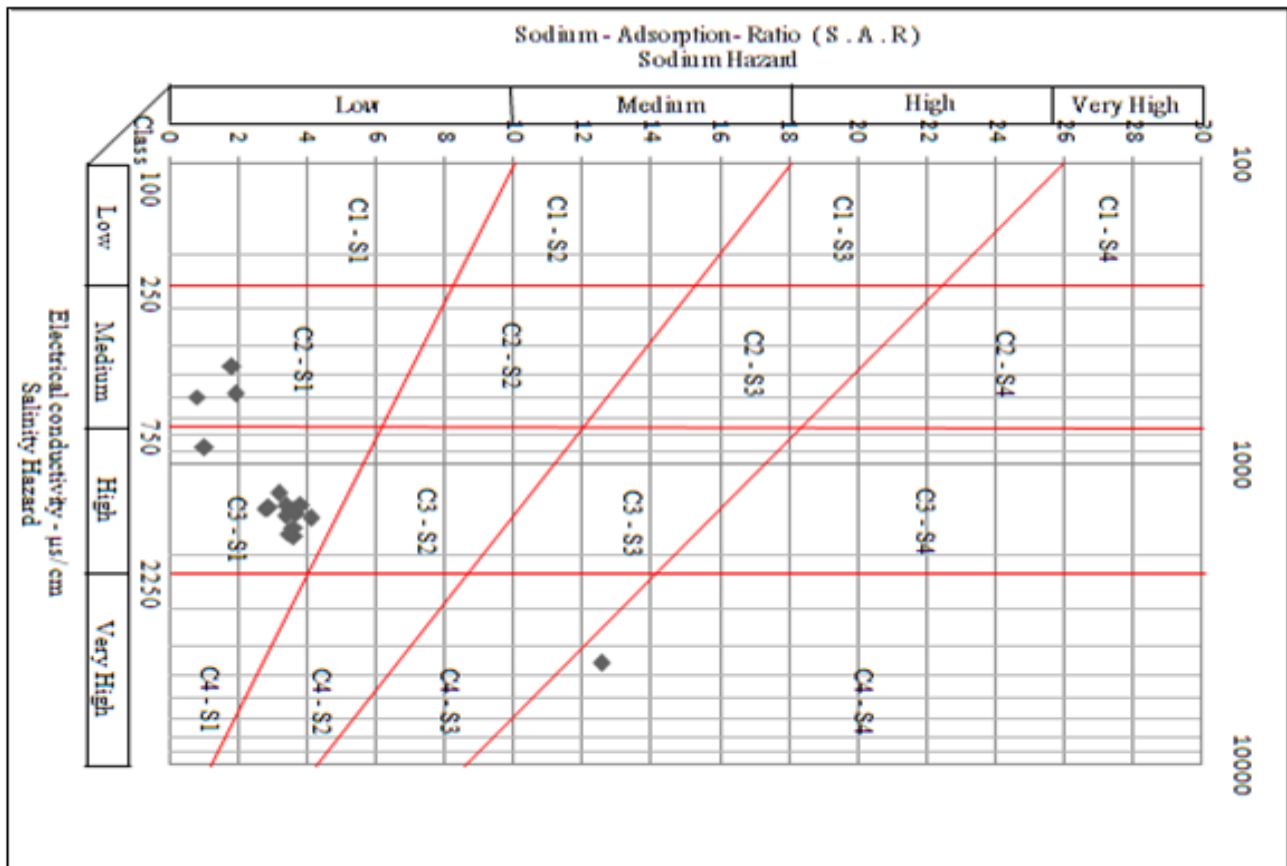
شکل ۴ نمودار ویلکاکس آب رودخانه زاینده‌رود را نشان می‌دهد. در این نمودار نمونه پساب تصفیه‌خانه فاضلاب زرین‌شهر (WW3) نیز در نظر گرفته شده است. از این پساب برای آبیاری زمین‌های کشاورزی اطراف تصفیه‌خانه استفاده می‌شود. نمونه‌های W3 و W2، W1 واقع در بالادست رودخانه، در رده C<sub>2</sub>S<sub>1</sub>، و پساب تصفیه‌خانه فاضلاب زرین‌شهر در رده C<sub>4</sub>S<sub>4</sub> قرار می‌گیرند. سایر نمونه‌ها نیز در رده C<sub>3</sub>S<sub>1</sub> 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 دونین 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 (صدافت، 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) اندازه‌گیری می‌شود. به منظور رده‌بندی آب رودخانه زاینده‌رود از نظر کیفیت آب



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

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

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

در این رابطه IAP محصول فعالیت یون، و  $K_{sp}$  ضریب انحلال پذیری ترکیب در دمای خاص است. در رودخانه زاینده رود شاخص اشباع شدگی برای کلسیت و دولومیت در چندین ایستگاه مثبت است که نشان دهنده احتمال ته نشینی این کانی‌ها است (جدول ۳). فوق اشباع 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).

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 اشباع شدگی (SI) است (Rhoades and Bernstein, 1971).

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

جدول ۳- مقادیر محاسبه شده شاخص اشباع شدگی.

	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
ژپس	-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

غلظت فلزات به ویژه کادمیم، کروم، و نیکل در آب رودخانه زاینده رود در بیشتر نمونه‌ها پایین است به طوری که غلظت کادمیم و کروم در بیشتر نقاط نمونه برداری زیر حد آشکارسازی است (جدول ۴).



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	وینچه	BDL	BDL	۱۱/۳	۲/۸	۶/۴	۵۶/۳
W8	دیزچه	۰/۰۵	۱	۱۳/۵	۳/۹	۱۷/۱	۲۱۶
W9	نکوآباد	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	اشکاوند	BDL	۲	۴/۹	۶/۲	۹/۱	۱۰۰
W14	چوم	BDL	BDL	۰/۱	۴/۹	۱/۱	۹/۳
W15	سروش یهادران	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 فتضلاب)	۰/۰۶	۳	۱۹/۸	۷/۸	۱۹/۳	۲۴۹
WW4	صفائیه (پساب تصفیه خانه فتضلاب)	BDL	۱	۲/۱	۴/۶	۷/۵	۷۲/۷
WW5	دُرچه (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 خواجه (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	۱/۰۳ - ۲/۱	۰/۲۷ - ۳/۵۳	۱۵ - ۱۰/۳۹	۰/۰۴ - ۵/۸۰	۳/۳۰ - ۱۰/۳۰

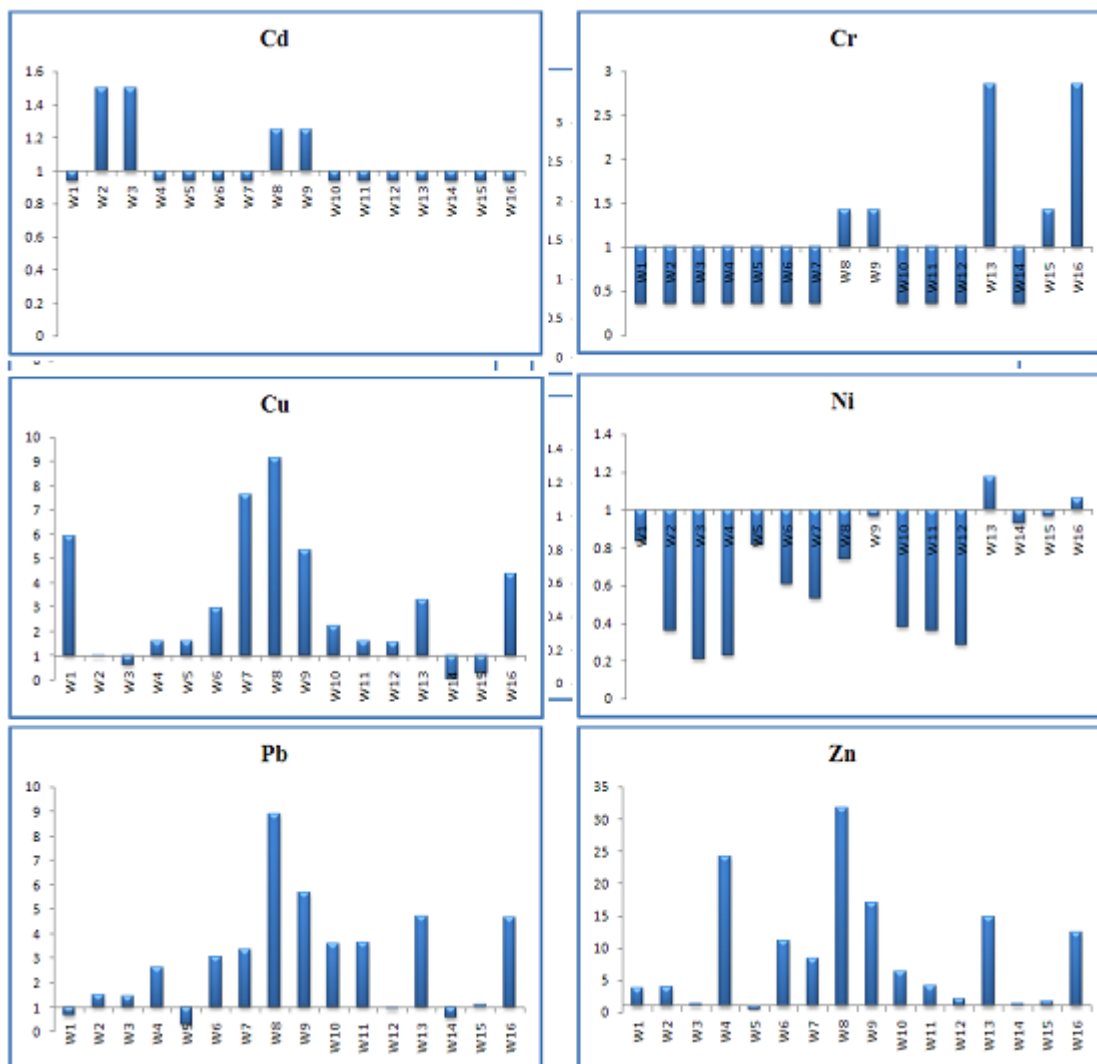
\* Kabata-Pendias et al, 2007

BDL: زیر حد آشکارسازی



فلزات در دیزبچه (W8) می‌تواند با منشأ 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 زرین‌شهر (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 اشکوند (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



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

تصفیه‌خانه دیگر بیشتر است. برخلاف کارایی بهتر تصفیه‌خانه زرین‌شهر در حذف آلودگی میکروبی (کارایی بهتر واحد کلرزنی) 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 درجه (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 زرین‌شهر نسبت به دو

## تحلیل عاملی

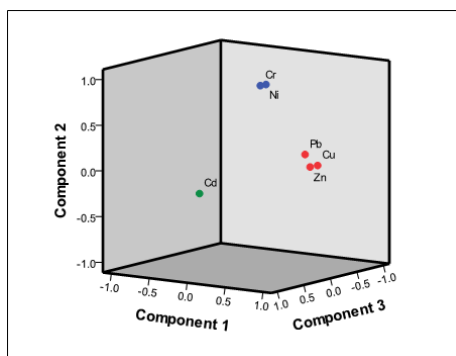
کاربست روش چند متغیره تحلیل مولفه اصلی برای ماتریکس ۶ فلز (Zn و Pb، Ni، Cr، Cu، Cd) و ۲۷ نمونه آب زاینده رود به استخراج سه مولفه منجر شد که حدود ۸۰ درصد واریانس معمول را توضیح می دهد (جدول ۵).

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	دیزیچه	۰/۲۴	۷۰	۲۷/۵۰	۴۱	۱۳	۸۱
S9	نکویاباد	۰/۱۷	۶۲	۲۶/۶۰	۴۰	۱۲	۶۹
S10	کرافشان	۰/۱۹	۷۱	۲۷/۱۰	۴۳	۱۲	۷۱
S11	پیریکران	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 آیشار	۰/۴۲	۷۸	۴۶/۸۰	۵۱	۲۴	۱۵۰
S20	تصفیه خانه فاضلاب جنوب	۰/۴۵	۱۱۱	۸۲/۶۰	۷۲	۳۰	۱۷۰
S21	اشکاووند	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

در بالادست نمونه پارک ناژوان (S16)، نیروگاه برقابی اصفهان قرار دارد. تمام واحدهای نیروگاه دو بار در سال شستشو می شوند. بخش داخلی لوله‌ها با سولفوریک اسید و قشر خارجی آنها با استفاده از محلول‌های قلیایی شسته شده و پساب حاصل از این فرآیند به حوضچه‌های تبخیر هدایت می شود. رسوبات حاصل از تبخیر پساب در محلی نزدیک به نیروگاه و در حاشیه رودخانه رها می شوند. بنابراین غلظت بالای مس و کروم در این ایستگاه نمونه برداری می-تواند به دلیل آبشویی این عناصر از رسوبات دفع شده در حاشیه رودخانه و ورود آنها به بستر رودخانه باشد.

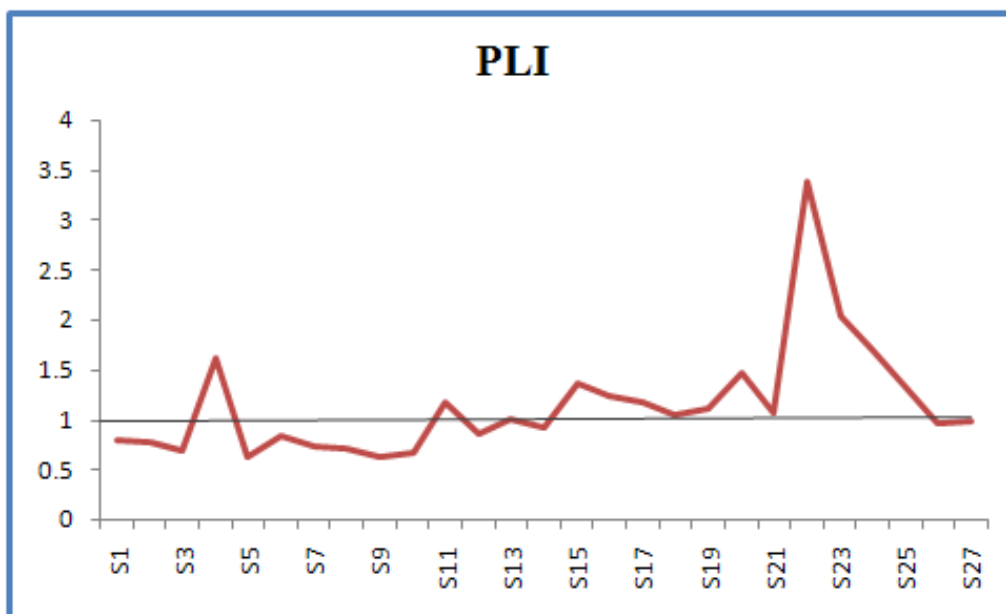
به منظور ارزیابی شدت آلودگی رسوبات، شاخص بار آلودگی (PLI) محاسبه شد تا اثر آلودگی ایستگاه‌های مختلف به فلزات مورد بررسی قرار گیرد (Sharma and Subramanian, 2010). برای محاسبه این شاخص، ضریب آلودگی (CF) باید محاسبه شود. برای این منظور، ابتدا CF هر عنصر از تقسیم کردن غلظت فلز در نمونه رسوب بر غلظت آن در 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 نشان دهنده غلظت نزدیک به غلظت زمینه است؛ درحالیکه مقادیر بیش از ۱ آلودگی رسوبات را نشان می دهد (Cabrera et al., 1999). شکل ۷ تغییرات مکانی شاخص بار آلودگی را در طول مسیر رودخانه زاینده رود نشان می دهد. 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 می شود که به ترتیب می تواند در ارتباط با تخلیه پساب واقع در زرین شهر-ورنامخواست به رودخانه (WW2)، کانال قدیمی انتقال پساب پیربکران، و رواناب شهری دُرچه (WW5) به زاینده رود باشد.

نتایج تجزیه نمونه‌های رسوب رودخانه زاینده رود نشان می دهد 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) می تواند بازتاب تخلیه فاضلاب و رواناب شهری در رودخانه باشد. در این نمونه عنصر روی نیز آلودگی نشان می دهد. 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 پلی اکریل و DMT)، غلظت بالای این عناصر می-تواند در ارتباط با پساب این صنایع باشد. اگرچه تخلیه پساب صنعتی در رودخانه در حال حاضر ممنوع است، اما غلظت بالای کادمیم، کروم و نیکل در نمونه S23 می تواند مربوط به تخلیه غیرقانونی پساب صنعتی واحدهای مختلف شهرک صنعتی سروش بهادران در رودخانه در این منطقه باشد. تغییرات غلظت سرب نیز در بیشتر نمونه‌ها روندی مشابه کادمیم نشان می دهد. کروم و نیکل در بیشتر نمونه‌ها غلظت کمتر از شیل میانگین دارند. نتایج نشان می دهد که تخلیه پساب تصفیه خانه جنوب اصفهان در رودخانه بر غلظت این فلزات در نمونه S20 اثر داشته است.

غلظت بسیار بالای مس و روی در پل چوم (نمونه S22) نمی تواند به طور کامل مربوط به تخلیه پساب تصفیه خانه جنوب اصفهان در رودخانه باشد؛ چراکه نمونه‌های S20 و S21 که پایین دست محل تخلیه پساب (حداصل تصفیه خانه و پل چوم)، قرار دارند غلظت‌های پایینی از این دو عنصر را نشان می دهند. بنابراین منابع احتمالی این عناصر می تواند 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 ته نشین شدن رسوبات است؛ زیرا مواد آلی در پساب می تواند ظرفیت کمپلکس شدن رودخانه در پایین دست جریان را افزایش دهد (Bubb and Lester, 1995).



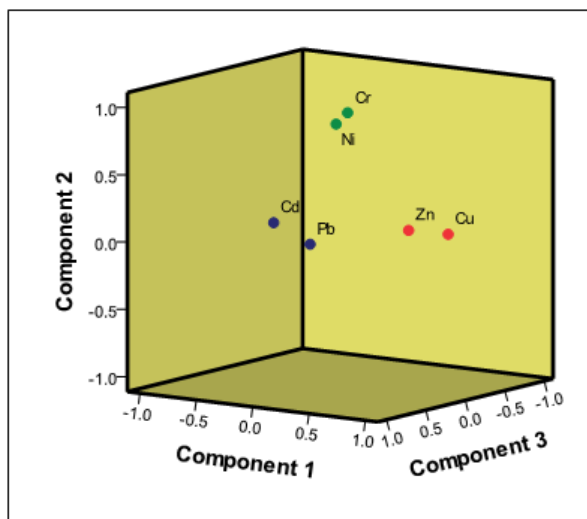
شکل ۷- تغییرات مکانی شاخص بار آلودگی در طول مسیر رودخانه زاینده رود.

## تحلیل عاملی

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

جدول ۷- ماتریکس مولفه‌های چرخشی نمونه‌های رسوب زاینده‌رود.

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.

دلیل جذب سطحی، هیدرولیز و هم‌ته‌نشینی، 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 تغییر شرایط فیزیکوشیمیایی افزایش می‌یابد، می‌توانند 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:

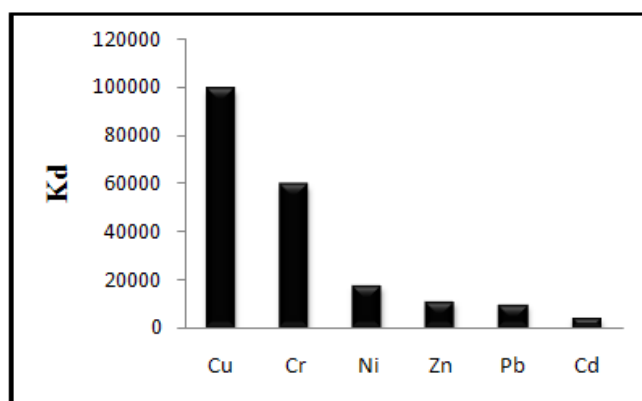
$$K_d = \frac{\left(\frac{\text{mol}}{\text{kg}}\right) \text{ غلظت فلز در فاز جامد}}{\left(\frac{\text{mol}}{\text{L}}\right) \text{ غلظت فلز در فاز محلول}}$$

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 قرارگرفتن 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

حاشیه رودخانه زاینده رود است. بر اساس ضریب توزیع محاسبه شده برای کادمیم در این پژوهش و همچنین زیست‌دسترس‌پذیری بالای آن، با وجود اینکه غلظت کادمیم در بیشتر نمونه‌ها بالا نبود، در صورت افزایش غلظت این فلز در آب، خطر آلودگی محصولات برنج منطقه به کادمیم وجود دارد. همچنین مطالعات مختلف صورت‌گرفته بر روی بافت ماهی‌ها نشان داده‌است 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 زیست‌دسترس‌پذیری بالای مشاهده‌شده 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 مصرف‌کنندگان آنها به‌وجود آورد.

مقادیر بالای ضریب توزیع نشان می‌دهد که فلز ترجیحاً در فاز رسوب باقی می‌ماند؛ درحالی‌که مقادیر کمتر، نشان دهنده قرار گرفتن فلز در فاز حل‌شده است که در این حالت برای انتقال و جذب زیستی در دسترس آبیان قرار دارد (Anderson and Christensen 1988). میانگین ضریب توزیع در شکل ۹ نشان داده شده‌است. 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 مربوط به کادمیم است. این امر نشان می‌دهد که کادمیم متحرک‌ترین و مس کم‌تحرك‌ترین فلز مورد مطالعه است که به نوبه خود مقیاسی از زیست‌دسترس‌پذیری این عناصر در رودخانه زاینده‌رود است. غلظت بالای کادمیم در برنج منجر به بروز بیماری "ایتای/یتای" در ژاپن و شیغام در بریتانیا شده‌است (Selinus, 2005). برنج محصول اصلی زراعی در



شکل ۹- ضریب توزیع فلزات سنگین در رودخانه زاینده‌رود.

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 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 نمونه‌برداری S22 موجب افزایش چشمگیر غلظت مس، سرب و روی شده‌است (به‌ویژه مس و روی). همین عامل دلیل شاخص بار آلودگی بالای این نمونه است.

محاسبه ضریب توزیع نشان می‌دهد که تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری برخی فلزات در رودخانه زاینده‌رود بالاست. کادمیم کمترین ضریب توزیع (بیشترین زیست‌دسترس‌پذیری) را نشان می‌دهد و با توجه به اینکه محصول اصلی زراعی در منطقه برنج می‌باشد، و این گیاه انباشت‌گر کادمیم است، می‌تواند برای مصرف‌کنندگان این محصول خطرناک باشد. سرب و روی نیز می‌توانند به دلیل ضریب توزیع پایین، در غلظت‌های بالا در بافت ماهیان رودخانه‌ای انباشته شوند.

بر اساس نتایج به دست آمده از این مطالعه، تجهیز تصفیه‌خانه زربین شهر برای حذف کارآمدتر فلزات سنگین از پساب، و نیز تجهیز تصفیه‌خانه‌های صفائیه 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.

### 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 ته‌نشین‌شده در رسوبات سطحی مورد بررسی قرار گرفت. بر اساس 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 زربین شهر و صفائیه 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 زربین شهر از نظر خطر شوری، سایر نمونه‌ها کیفیت مناسبی از این نظر دارند. همچنین شاخص اشباع‌شدگی نشان می‌دهد که در برخی ایستگاه‌های نمونه‌برداری، 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

## سپاسگزاری

نویسندگان این مقاله از همکاری جناب آقای مهندس لاهیجان زاده مدیر وقت و جناب آقای مهندس کلانتری مدیر فعلی اداره کل حفاظت محیط زیست استان اصفهان، و همچنین معاونت پژوهشی دانشگاه شیراز که انجام این پژوهش را ممکن ساختند تشکر و قدردانی می کنند.

## منابع

- صدقت. م.، ۱۳۸۷، زمین و منابع آب (آبهای زیرزمینی)، انتشارات دانشگاه پیام نور.
- جعفری. ع.، ۱۳۷۶، گیتاشناسی ایران، رودها و رودخانه 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 Guadimmar 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 Panagiotopolous, 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 Tapti 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.