

آلودگی رسوبات رودخانه‌های دانه‌بندی شده به فلزات سنگین

مطالعه موردی: رودخانه سفیدرود

علی وثوق^{۱*}، محسن سعیدی، راضیه لک^۳

۱. دانشجوی دکتری مهندسی عمران- آب، دانشگاه علم و صنعت ایران

msaedi@iust.ac.ir.com

۲. استاد گروه آب و محیط‌زیست، دانشکده عمران- دانشگاه علم و صنعت ایران

lak_ir@yahoo.com

۳. استادیار پژوهشکده علوم زمین

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۴/۶/۱۸

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۴/۳/۷

چکیده

منابع فلزات سنگین موجود در اکوسیستم‌های آب شیرین از جمله رودخانه‌ها می‌تواند منابع طبیعی یا انسان‌ساخت باشد. در تحقیق حاضر میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات دانه‌بندی شده رودخانه سفیدرود بررسی شده است. بدین منظور از رسوبات سطحی پنج ایستگاه در طول رودخانه سفیدرود نمونه‌برداری شد. سپس، نمونه‌ها به طور کامل دانه‌بندی شدند. در ادامه شش اندازه ذرات رسوبات برای انجام آنالیزهای شیمیایی، محاسبه شاخص‌های آلودگی و آنالیزهای آماری انتخاب شدند. نتایج آنالیز فلزات سنگین نشان داد که با کاهش اندازه ذرات غلظت تعداد فلزات بیشتری از میانگین رسوبات جهانی و پوسته زمین فراتر و برای برخی همانند منگنز افزایش اندازه ذرات همراه افزایش میزان غلظت این گونه فلزات بوده است. نتایج شاخص‌های درجه آلودگی اصلاح شده و ریسک اکولوژیک نشان داد که رسوبات ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون به ترتیب دارای آلودگی شدید و ریسک اکولوژیک زیادند. همچنین، میزان درجه سمیت فلزات سنگین با کاهش اندازه ذرات افزایش یافت. نتایج آنالیزهای آماری چندمتغیره نیز نشان‌دهنده تأثیر فعالیت‌های انسان‌ساخت در بالابودن غلظت برخی از فلزات از جمله کرومونیکل و منشأ طبیعی فلزاتی همانند آهن و منگنز در رسوبات دانه‌بندی شده بود.

کلیدواژه

آنالیز آماری چندمتغیره، شاخص آلودگی، رسوبات دانه‌بندی شده، فلزات سنگین.

۱. سرآغاز

درازمدت در سلامتی انسان‌ها توجه جامعه جهانی را به خود جلب کرده‌اند (Pendias and Pendias, 1992; Li, et al., 2004; Radha, 1997; Paramasivam, et al., 2015). فلزات ترکیبات طبیعی اکوسیستم‌های آبی هستند و بسیاری از آن‌ها برای ارگانیزم‌ها ضروری‌اند. تنها زمانی که مقادیر آن‌ها از حد مجاز فراتر رود، آلاینده محیط‌زیست محسوب می‌شوند و می‌توانند مشکل اصلی اکوسیستم‌های آبی به شمار آیند (Bastami, et al., 2015; Gao, et al., 2014).

در سال‌های اخیر محدودیت منابع آب شیرین در جهان و اهمیت حفاظت کیفی از این گونه منابع، موجب جلب توجه بسیاری از جوامع علمی به مسئله آلودگی اکوسیستم‌های آب شیرین از جمله رودخانه‌ها شده است. از جمله آلاینده‌های مهم رودخانه‌ها می‌توان به فلزات سنگین اشاره کرد. فلزات سنگین به دلیل نبود امکان تجزیه طی فرایندهای طبیعی، مدت زمان ماندگاری طولانی مدت در بدن، تجمع در زنجیره غذایی و متعاقب آن ایجاد آثار

رسوبات، ظرفیت تبادل کاتیونی، دما، pH، شرایط اکسید و احیا و شوری آب محیط اشاره کرد.

دانه‌های خاک و رسوبات با اندازه کوچک‌تر از ۶۳ میکرومتر دارای اهمیت‌اند (Salomons and Forstner, 1984):
- فلزات سنگین بیشتر در ذرات رس/سیلت وجود دارند.

- میزان فلزات جابه‌جاشده از طریق ذرات کوچک‌تر از ۶۳ میکرون تقریباً معادل میزان فلزات جابه‌جاشده از طریق مواد معلق است.

تاکنون مطالعات زیادی در خصوص میزان آلودگی رسوبات رودخانه‌ای به فلزات سنگین انجام شده که تقریباً تمامی آن‌ها روی میزان آلودگی رسوبات کوچک‌تر از ۶۳ میکرون بوده است (Saeedi, et al., 2012; Saeedi, et al., 2011; Sharma, et al., 1999; Caeiro, et al., 2005; Dickinson, et al., 1996).

مطالعات اندکی در خصوص میزان آلودگی رسوبات رودخانه‌ای به فلزات سنگین در طیف‌های مختلف اندازه ذرات در جهان انجام شده است (Singh, et al., 2005; Guven and Akinci, 2013).

همچنین، تاکنون محققان در کشور مطالعاتی در خصوص آلودگی رسوبات اکوسیستم‌های آبی به فلزات سنگین انجام داده‌اند.

در تحقیق سعیدی در سال ۱۳۸۲ برای نخستین بار در کشور آزمایش‌های استخراج متوالی در چهار مرحله پس از آزمایش‌های مربوط به جذب فلزات بر رسوبات و ذرات معلق رودخانه تجن انجام شد. در این تحقیق بر شیمیایی بودن فرایند جذب فلزات در رسوبات اشاره شده است. این یافته از آن جهت که فرایند جذب را فرایندی فیزیکی - شیمیایی می‌داند حائز اهمیت است. همچنین، در این تحقیق تأثیر فلزات رقابتی بررسی و نتایج یکسانی مبنی بر جذب کمتر فلزات در حضور فلز رقابت حاصل شد.

کرباسی و همکاران (۱۳۸۵) مطالعاتی روی رسوبات رودخانه سفارود در استان گیلان انجام دادند. در این تحقیق از مطالعات تفکیک شیمیایی استفاده شد. نتایج کلی

رسوبات سطحی به دلیل سهولت در تماس با فاضلاب‌های شهری و صنعتی، در برابر آلاینده‌های مختلف از جمله فلزات سنگین آسیب‌پذیرند. به عبارت دیگر، وجود فلزات سنگین در آب تنها به دلیل وجود آن‌ها در سنگ‌ها نیست، زیرا مقادیر زیادی از این‌گونه عناصر از طریق فاضلاب‌های صنعتی حاصل از فعالیت‌های انسانی وارد اکوسیستم‌های آب شیرین از جمله رودخانه‌ها می‌شوند (Miller, 1997).

عوامل زیادی از جمله شرایط اقلیمی، قابلیت تحرک حین فرسایش و جابه‌جایی (ریسک آزادسازی) روی میزان عناصر کمیاب موجود در رودخانه‌ها تأثیر دارد (Alloway, 1990). برخی از عوامل از جمله نوع و جنس زمین، فرسایش و آثار حاصل از فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی می‌تواند در میزان آزادسازی فلزات و متعاقب آن در شدت آلودگی آب‌های طبیعی اثر گذارد (Pehlevan, 2010). ترکیبی از عوامل همانند خاک، گیاهان، چرخه آب و عناصر، میزان قابلیت دسترسی بیولوژیکی فلزات در اکوسیستم‌های آبی را کنترل می‌کنند (Zhang and Huang, 2001; Jain and Sharma, 1993). بیشتر فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی پیوند یافته با رسوبات و ذرات معلق‌اند (Chabukdhara and Nema, 2012; Calmano, et al., 2009; Rath, et al., 2004; Jain, 1993). بنابراین، کیفیت رسوبات به منزله شاخص مهم زیست‌محیطی آلودگی آب شناخته شده است به این دلیل که رسوبات منبع اصلی آلاینده‌های گوناگون از جمله فلزات راه‌یافته به محیط‌زیست به شمار می‌روند (Saeedi, et al., 2013; Larsen and Jersen, 1989; Casas, et al., 2013; Dassenakis, et al., 1997; Tom and Wang, 2000; Bettinetti, et al., 2003).

در این زمینه به منظور توسعه استراتژی‌های کیفی آب، شناخت عمیق عوامل مؤثر در دفع فلزات از رسوبات و فرایندهای جذب و واجذب فلزات ضروری است. از جمله این عوامل می‌توان به اندازه ذرات، ترکیب و بافت

طول‌های جغرافیایی ۵۰ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۴۸ درجه و ۳۴ دقیقه شرقی و عرض‌های جغرافیایی ۳۸ درجه و ۲۷ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳۴ دقیقه شمالی قرار گرفته است.

این استان با وسعت ۱۴۰۴۱ کیلومتر مربع دارای تنوع گونه‌های گیاهی و جانوری است. از دیدگاه میزان میانگین بارش سالیانه (۱۳۶۲ میلی‌متر) نیز پرباران‌ترین استان کشور است. منابع آلاینده متنوعی در این استان واقع شده و از منظر سازندهای زمین‌شناسی نیز دارای تنوع خاصی است.

استان گیلان در بخش غربی البرز شمالی قرار دارد. در این استان دو مورفولوژی متفاوت حاکم است. در بخش جنوبی استان ارتفاعات بلند و خشن البرز شمالی چهره‌ساز است، در حالی که کوهپایه‌ها و دشت ساحلی خزر مورفولوژی تپه‌ماهوری و دشت‌گونه دارند که با پادگان‌های دریایی یا نهشته‌های آبرفتی جوان زمان حال پوشیده شده‌اند. شواهد زمین‌شناسی نشان می‌دهد که در مورفولوژی گفته‌شده گسله‌های حد کوه و دشت و زمین‌ساخت نقش اساسی دارند. به عبارت بهتر، حد فاصل مورفولوژی کوهساز و واحد فیزیوگرافیک دشت‌گونه ممکن است منطبق بر زمین درز تئیس کهن باشد که باقیمانده‌های آن به‌ویژه جنوب‌غرب انزلی و ماسوله برونزد دارند. لذا به لحاظ عملکرد زمین، استان گیلان می‌تواند متشکل از دو پهنه زمین‌ساختی - رسوبی جداگانه باشد (گزارش جامع استان گیلان، ۱۳۹۲).

حوضه آبریز سفیدرود بزرگ در شمال‌غرب ایران و در استان‌های گیلان، اردبیل، آذربایجان شرقی، زنجان، قزوین، کردستان و بخش کوچکی از استان‌های تهران، همدان و آذربایجان غربی واقع شده است.

این محدوده با وسعت ۵۹۱۷۷ کیلومتر مربع از بزرگ‌ترین حوضه‌های آبریز کشور بین طول‌های جغرافیایی ۴۶°۵۰' تا ۵۱°۰۵' شرقی و عرض‌های ۳۴°۵۵' تا ۳۸°۰۵' شمالی قرار گرفته و از شرق به حوضه آبریز فلات مرکزی و زیرحوضه لاهیجان - نور، از شمال به دریای خزر و حوضه آبریز دریاچه ارومیه و زیرحوضه‌های

مطالعات نشان‌دهنده مشارکت فلزات منگنز، سرب، مس، آهن، نیکل و روی در فاز سخت بوده است.

کرباسی و همکاران (۱۳۸۹) مطالعاتی را در خصوص میزان آلودگی رسوبات رودخانه سیاهرود در استان مازندران انجام دادند. در این تحقیق به ترتیب از بالادست تا مصب رودخانه ۱۰ ایستگاه برای برداشت رسوبات سطحی رودخانه‌ای انتخاب و روی آن‌ها میزان فلزات سنگین نیکل، منگنز، سرب، کادمیوم، مس، رویوآرسنیک اندازه‌گیری شد. نتایج تحقیق نشان داد که پیوندهای سست انسان‌ساخت نقش مهمی در دسترسی بیولوژیکی عناصری چون کادمیوم، آرسنیک و روی دارند. نتایج شاخص‌ها نشان می‌دهد که میزان شدت آلودگی روی و سرب در رسوبات بستر این رودخانه به ترتیب ۳/۱۵ و ۳/۵۷ بوده است و در رده آلودگی‌های زیاد قرار می‌گیرند و بقیه عناصر دارای شدت آلودگی‌های جزئی یا فاقد آلودگی بودند.

غضبان و زارع (۱۳۹۰) مطالعاتی را روی رسوبات سطحی و عمقی این تالاب انجام دادند. در این تحقیق ۱۰ ایستگاه در بخش‌های شرقی، مرکزی و سیاه‌کشیم تالاب انزلی انتخاب و در رسوبات این ایستگاه‌ها غلظت فلزات سنگینی همانند نیکل، کادمیوم، سرب، کروم و کبالت اندازه‌گیری شد. نتایج این مطالعات نشان‌دهنده این موضوع بود که بخش‌های شرقی و جنوب‌شرقی تالاب نسبت به بخش‌های مرکزی و سیاه‌کشیم نسبت به فلزات سنگین آلوده‌تر بودند.

با توجه به مطالب بالا، هدف از مطالعات حاضر، مطالعه آلودگی رسوبات سطحی روخانه سفیدرود به فلزات سنگین و در طیف‌های مختلف اندازه ذرات است. در این زمینه از شاخص‌های ارزیابی متداول و آنالیزهای آماری چندمنظوره بهره گرفته شده است.

۲. محدوده مطالعاتی

استان گیلان در سمت شمال و شمال‌غرب کشور بین

گذشته در خصوص نحوه بررسی میزان شدت آلودگی رسوبات به فلزات سنگین سعی شد در مرحله اول ایستگاه‌های موردنیاز برای نمونه‌برداری روی نقشه زمین‌شناسی استان گیلان با مشخص‌بودن مسیر رودخانه سفیدرود، موقعیت آلاینده‌ها و سازندهای زمین‌شناسی تعیین شوند. پس از مشخص‌شدن ایستگاه‌ها نسبت به تهیه وسایل موردنیاز برای انجام نمونه‌برداری، نگهداری از نمونه‌ها و انتقال آن‌ها به آزمایشگاه اقدام شد. عملیات نمونه‌برداری رسوبات سطحی رودخانه سفیدرود در مرداد ۱۳۹۲ انجام شد. همچنین شکل ۱ بیانگر محل ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه سفیدرود است.

شایان یادآوری است برای نمونه‌برداری رسوبات سطحی رودخانه سفیدرود از نمونه‌بردار گرب اکمن^۲ استفاده شد. نمونه‌های رسوبات پس از نمونه‌برداری از طریق گرب، داخل زیپ‌کیپ‌های پلاستیکی قرار داده شدند. نمونه‌ها تا زمان انتقال به آزمایشگاه در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند.

۳.۲. تعیین خصوصیات فیزیکی (دانه‌بندی)

بعد از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، برای آماده‌سازی آن‌ها جهت دانه‌بندی و انجام مطالعات ویژگی‌های شیمیایی رسوبات، پس از مشخص‌کردن وزن اولیه نمونه‌ها، نمونه‌ها در آن با حرارت ۴۰ درجه سانتی‌گراد خشک شدند. پس از خشک‌کردن، وزن نمونه با ترازوی دیجیتال اندازه‌گیری (وزن اولیه) و در فرم‌های مشخص یادداشت شد.

همان‌گونه که در بخش‌های قبلی نیز عنوان شد یکی از عوامل مهم در میزان شدت آلودگی فلزات در رسوبات اکوسیستم‌های آب شیرین، دانه‌بندی رسوبات است. مطالعات انجام‌شده در گذشته نشان می‌دهد که ذرات ریزدانه نسبت به فلزات سنگین قابلیت جذب و دفع بیشتری دارند.

تالش - مرداب و ارس، از جنوب به حوضه آبریز خلیج فارس و دریای عمان و از غرب به حوضه آبریز دریاچه ارومیه محدود می‌شود.

حوضه آبریز سفیدرود در محل برخورد رشته‌کوه‌های البرز، زاگرس و مرکزی قرار دارد و دارای ۲ سرشاخه اصلی است. شاخه شاهرود در جهت جنوب‌شرقی - شمال غربی و شاخه قزل‌اوزن در جهت جنوب به شمال جریان دارد. الموت رود و طالقان رود سرشاخه‌های اصلی شاهرودند. سرشاخه‌های مهم قزل‌اوزن نیز عبارت‌اند از: قزل‌اوزن علیا (سراب قزل‌اوزن)، تلوار، زنجان‌رود، قرنفوچای، شهرچای، آیدوغموش، سوجاس و ...

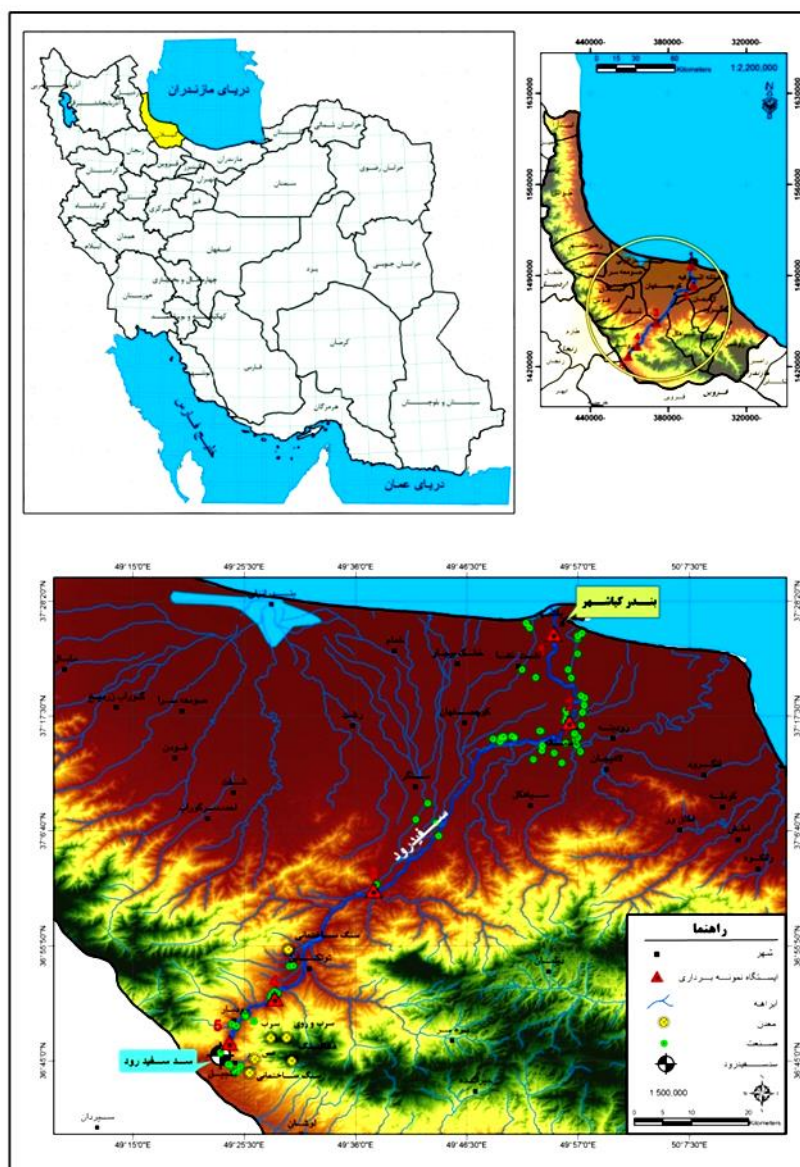
رودخانه سفیدرود بزرگ از بزرگ‌ترین رودخانه‌های کشور و پرآب‌ترین آن‌ها در مناطق مرکزی و شمال ایران و از مهم‌ترین رودخانه‌های حوضه آبریز دریای خزر است. رودخانه سفیدرود بزرگ از دو شاخه اصلی قزل‌اوزن و شاهرود تشکیل شده است که پس از تلاقی با هم، رودخانه سفیدرود را تشکیل می‌دهند. سفیدرود پس از پدیدآمدن از این دو شاخه مهم در جهت شمال جریان می‌یابد و از داخل دره‌ای باریک و طولانی می‌گذرد و در ادامه مسیر خود، رشته ارتفاعات البرز را قطع می‌کند و وارد دشت گیلان می‌شود. سپس، این دشت را مشروب می‌کند و با دلتای وسیع وارد دریای خزر می‌شود.

از شاخه‌های مهمی که در این بخش از سفیدرود به آن ملحق می‌شوند می‌توان به رودخانه‌های دیسام، زیلکی، رشته‌رود و توتکابن اشاره کرد. مهم‌ترین شهرستان‌های این حوزه شهرستان رودبار در جنوبی‌ترین نقطه حوضه و شهرستان کوچصفهان تقریباً در مرکز حوضه اند. خشک بیچار و لشت نشاء نیز از دیگر شهرستان‌های این حوضه به حساب می‌آیند (شرکت مهندسی مشاور کنکاش عمران، ۱۳۸۸).

۳. مواد و روش‌ها

۳.۱. نمونه‌برداری

با توجه به موضوع تحقیق حاضر و مطالعات انجام‌شده در



شکل ۱. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه سفیدرود

سعی شده اندازه‌الک‌ها برای انجام دانه‌بندی با توجه به طبقه‌بندی استانداردهای مرسوم در خصوص اندازه‌خاک و رسوبات که در آنها اندازه‌دانه‌ها براساس نوع و ترکیب جدا شده است، انتخاب شود.

۳.۳. تعیین خصوصیات شیمیایی (غلظت کل فلزات)

یکی از روش‌های استفاده‌شده برای آماده‌سازی نمونه‌های رسوبات به منظور دانستن غلظت فلزات سنگین موجود، هضم کلی نمونه‌هاست. در گذشته این روش‌ها بر مبنای

لذا در مطالعات بررسی میزان آلودگی رسوبات اکوسیستم‌های آبی به فلزات سنگین نمونه‌های ریزدانه عبوری از الک ۶۳ میکرون انتخاب شدند و سایر آزمایش‌های شیمیایی از جمله تعیین غلظت کل فلزات سنگین روی این نمونه‌ها انجام شده است (Meers, et al., 2005; Madrid, et al., 2008; Kim, et al., 2009)

اما با توجه به اهداف این تحقیق که مطالعه تأثیر خصوصیات فیزیکی (دانه‌بندی) در میزان شدت آلودگی رسوبات اکوسیستم‌های آب شیرین (رودخانه‌ها) است،

رابطه زیر بیانگر چگونگی محاسبه mC_d است.

$$mC_d = \frac{\sum_{i=1}^n C_f^i}{n}$$

در این رابطه n بیانگر تعداد عناصر آنالیز شده، i نشان‌دهنده i امین عنصر (آلاینده) است. همچنین، C_f نیز براساس رابطه ارائه شده برای شاخص درجه آلودگی (شاخص هاگانسون) محاسبه خواهد شد. در جدول ۱ طبقه‌بندی ارزیابی وضعیت آلودگی رسوبات براساس این شاخص ارائه شده است.

جدول ۱. طبقه‌بندی وضعیت آلودگی رسوبات براساس شاخص درجه آلودگی اصلاح شده (ابراهیم، ۲۰۰۵)

وضعیت آلودگی رسوب	عدد به دست آمده برای mC_d
آلودگی ناچیز تا بسیار کم	$mC_d > 1/5$
آلودگی کم	$1/5 < mC_d \leq 2$
آلودگی متوسط	$2 < mC_d \leq 4$
آلودگی شدید	$4 < mC_d \leq 8$
آلودگی بسیار شدید	$8 < mC_d \leq 16$
آلودگی بی‌نهایت شدید	$16 < mC_d \leq 32$
آلودگی فوق شدید	$mC_d \geq 32$

– شاخص ریسک اکولوژیک (RI)^۵

هاگانسون شاخص ریسک اکولوژیک را در سال ۱۹۸۰ میلادی براساس نتایج مطالعه روی آلودگی رسوبات سطحی تعدادی از دریاچه‌های کشور سوئد ارائه کرد. این شاخص به صورت زیر است:

$$RI = \sum_{i=1}^m Er$$

$$Er = T_r \times C_f$$

$$C_f = \frac{C_s}{C_n}$$

در این رابطه RI شاخص ریسک اکولوژیکی کل، E_r مقدار ریسک اکولوژیکی هر یک از عناصر (فلزات)، C_s مقدار غلظت عناصر (فلزات) در نمونه، C_n مقدار غلظت

استفاده از انواع اسیدها و پراکسیدها و مواد اکساینده برای هضم و حل کردن فلزات از خاک به درون فاز محلول بوده است. پس از انجام آزمایش‌های دانه‌بندی روی نمونه‌ها، ۰/۵ گرم از نمونه همگن و خشک شده وزن شد و به تفکیک اندازه آن‌ها برای استخراج فلزات با استفاده از هضم اسیدی جدا شدند. سپس هر ۰/۵ گرم از نمونه‌ها در مخلوط سه اسید (۴ میلی‌لیتر $HClO_4$ ، ۳ میلی‌لیتر HNO_3 و ۱۰ میلی‌لیتر HF غلیظ) در ظرف تفلونی ریخته شدند. مخلوط به آرامی روی هیتز با درجه حرارت ۲۵۰ تا ۲۷۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد، سپس این عمل تا جایی ادامه یافت تا بخاراتی از مخلوط خارج شد و مخلوط به صورت ژله‌ای درآمد. پس از خنک شدن مخلوط، در مرحله بعدی مایع حاصل از مرحله اول در مخلوط دو اسید (۷ میلی‌لیتر HCl و ۲ میلی‌لیتر HNO_3) به مدت ۱۵ دقیقه و دمای ۱۲۵ تا ۱۳۵ درجه سانتی‌گراد تحت حرارت قرار گرفت. این کار تا زمانی ادامه یافت تا اینکه بخارهای زردرنگی از نمونه‌ها خارج شد. سپس، نمونه‌ها از فیلتر واتمن ۴۵ میکرون عبور داده و در نهایت در بالن به حجم ۵۰ سی‌سی رسانده شدند (ASTM-D4698-92-2013).

شایان یادآوری است پس از دانه‌بندی کامل نمونه‌های رسوبی، ذرات با اندازه کوچک‌تر از ۳۸ میکرون تا ۱ میلی‌متر برای تعیین خصوصیات شیمیایی انتخاب شدند. همچنین، برای تعیین غلظت فلزات در نمونه‌های رسوب از دستگاه 730ICP-OES ساخت شرکت ورین امریکا استفاده شد.

۴.۳. شاخص‌های ارزیابی آلودگی رسوبات به فلزات سنگین

– شاخص درجه آلودگی اصلاح شده (mC_d)^۲
ابراهیم^۴ در سال ۲۰۰۵ میلادی شاخص درجه آلودگی را اصلاح کرد. هدف از ارائه این شاخص رفع محدودیت‌های موجود در شاخص هاگانسون بود.

برای محاسبه این شاخص باید حاصل مجموع C_f ها برای مجموعه‌ای از عناصر را به تعداد آن‌ها به دست آورد.

۳.۵. تحلیل‌های آماری

- آنالیز خوشه‌ای^۷ (CA)

تحلیل خوشه‌ای یکی از روش‌های تحلیل چندمتغیره است که هدف اولیه آن فراهم و دسته‌بندی کردن متغیرها بر مبنای خصوصیات و شباهت آن‌هاست. آنالیز خوشه‌ای اهداف و نتایج را خوشه‌بندی می‌کند و زمانی که برخی از متغیرها یا گروه‌ها ویژگی‌های مشابهی را نشان دهند، در یک خوشه قرار می‌گیرد. تحلیل نتایج خروجی آنالیز خوشه‌ای می‌تواند همگنی و همسانی قوی درون خوشه‌ها و ناهمگنی قوی خارج از خوشه‌ها نشان دهد. آنالیز خوشه‌ای مرتبه‌ای^۸ روشی متداول است که بر پایه درک مستقیم شباهت رفتاری میان متغیرها استوار است. عموماً نتایج این تحلیل با استفاده از نمودار درختی ارائه می‌شود (Shresta and Kazama, 2007; Zhou, et al., 2007).

شایان یادآوری است در این تحقیق دسته‌بندی خوشه‌ها براساس محاسبه ضریب همبستگی پیرسون^۹ و فاصله مربعات اقلیدسی^{۱۰} و با کمک نرم‌افزار 20SPSS انجام شده است.

- آنالیز اجزای اصلی^{۱۱} (PCA)

این تحلیل به طور عمده به منظور کاهش داده‌ها برای استخراج عدد کوچک‌تر از عوامل مختلف (اجزای اصلی) برای تحلیل روابط بین متغیرهای مشاهده‌شده است و با ماتریس همبستگی که پخشیدگی بین متغیرهای اصلی را کاهش می‌دهد و مقدار و بردار مشخصه را استخراج می‌کند، شروع می‌شود. بردار مشخصه لیستی از ضرایب ضرب‌شده در متغیرهای همبسته اصلی به منظور به دست آوردن اجزای اصلی جدید غیرهمبسته (مستقل) که همبستگی خطی متغیرهای اصلی را نشان می‌دهند، است. PCA می‌تواند تعداد متغیرهای وابسته را به مجموعه‌ای از عوامل غیرهمبسته تبدیل و در نتیجه تفسیر سیستم چندبعدی را با نمایش همبستگی بین عوامل اصلی آسان‌تر کند. اجزای اصلی هم آن‌هایی هستند که مقادیر مشخصه بیشتر از ۱ دارند (Lu, et al., 2010).

عنصر (فلز) در زمینه و T_r میزان ضریب سمیت پیشنهادشده از سوی هاکنسون برای هر یک از فلزات است. مقادیر T_r توصیه‌شده براساس نظرهای هاکنسون برای فلزات کادمیوم، مس، سرب، کروم، روی، جیوه و آرسنیک به ترتیب عبارت‌اند از: ۳۰، ۵، ۵، ۲، ۱، ۴۰ و ۱۰. در جدول ۲ طبقه‌بندی شاخص ریسک اکولوژیک ارائه شده است.

جدول ۲. طبقه‌بندی شاخص ریسک اکولوژیک RI (هاکنسون، ۱۹۸۰)

وضعیت ریسک اکولوژیک	RI مقدار
کم	$RI < 150$
متوسط	$150 < RI < 300$
قابل ملاحظه	$300 < RI < 600$
زیاد	$RI > 600$

- شاخص درجه سمیت فلزات سنگین در رسوبات
 $(ST_d)^6$

زنجان و سعیدی (۲۰۱۳) این شاخص را برای سنجش میزان سمیت و درجه خطر رسوبات به فلزات سنگین به صورت فرمول زیر ارائه کرده‌اند.

$$ST_d = \sum_{i=1}^n w_i \left(1 + \frac{C_i}{SQG_i} \right)^2$$

در رابطه بالا C_i غلظت هر آلاینده، SQG_i میزان راهنمای کیفی رسوبات برای هر آلاینده و w_i وزن متناظر با هر آلاینده است. برای محاسبه وزن از آنالیز PCA استفاده می‌شود. طبقه‌بندی شاخص درجه سمیت فلزات سنگین در رسوبات (ST_d) به صورت جدول ۳ است.

جدول ۳. طبقه‌بندی شاخص درجه سمیت فلزات سنگین در رسوبات (زنجان و سعیدی، ۲۰۱۳)

درجه سمیت	ST_d عدد به دست آمده برای
کم	$1/5 < ST_d \leq 1$
کم تا متوسط	$2 < ST_d \leq 1/5$
متوسط	$3 < ST_d \leq 2$
متوسط تا زیاد	$4 < ST_d \leq 3$
زیاد	$32mC_d \geq$

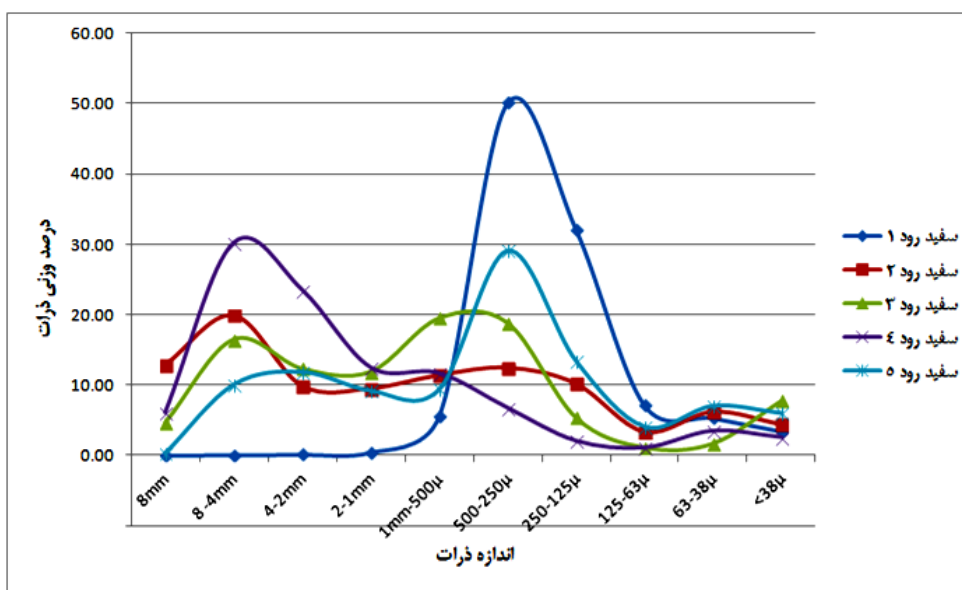
جدول ۴. نحوه توزیع اندازه ذرات نمونه‌های رسوبات سطحی رودخانه سفیدرود

Amm>	وزن نمونه‌های تفکیک شده (گرم)										وزن کل (گرم)	شماره ایستگاه
	4-8mm	2-4 mm	1-2 mm	1.5-1mm	250-500µ	125-250µ	63-125µ	38-63µ	<38µ			
-	۰/۵۰	۰/۸۰	۰/۹۰	۹/۶۰	۳۱۲/۹۰	۲۰۰/۸۳	۴۴/۵۰	۳۳/۱۳	۲۱/۳۴	۶۲۴/۵۰	۱	
۱۱۲	۱۷۳/۴۴	۸۵/۸۸	۸۲/۹۰	۹۹/۳۲	۱۰۸/۵۷	۸۸/۶۸	۲۸/۸۷	۵۳/۸۵	۳۸/۰۳	۸۷۱/۵۴	۲	
۴۰/۲۵	۱۴۱/۹۳	۱۰۶/۲۵	۱۰۲/۵۷	۱۶۷/۸۰	۱۶۲/۱۲	۴۶/۵۰	۱۰	۱۵	۶۷/۱۴	۸۵۹/۵۶	۳	
۴۲/۹۶	۲۱۲/۶۰	۱۶۵/۶۰	۸۸	۸۲/۳۰	۴۷/۵۵	۱۴/۶۰	۷/۷۰	۲۴/۶۰	۱۸/۱۲	۷۰۴/۰۳	۴	
۲/۱۷	۸۴/۷۶	۱۰۰	۷۷/۴۸	۷۸/۹۵	۲۴۵/۵۰	۱۱۳/۳۰	۳۴/۲۵	۵۹/۲۰	۵۰/۶۴	۸۴۶/۲۵	۵	
۰/۴۶	۱۰/۰۲	۱۱/۸۲	۹/۱۶	۹/۳۳	۲۹/۰۱	۱۳/۳۹	۴/۰۵	۷	۵/۹۸		درصد	

۴. نتایج و بحث

۴.۱. دانه‌بندی

نتایج توزیع وزنی ذرات تشکیل‌دهنده رسوبات سطحی رودخانه سفیدرود نشان می‌دهد که در میان نمونه‌های دانه‌بندی‌شده بیشترین توزیع از نظر وزنی را ذراتی با اندازه ۲۵۰-۵۰۰ میکرون تشکیل داده است. پس از این ذرات، ذرات با اندازه ۱۲۵-۲۵۰ میکرون بیشترین میزان را داشته‌اند. در جدول ۴ نحوه توزیع اندازه نمونه‌های رسوبات سطحی رودخانه سفیدرود بر حسب درصد ارائه شده است. همچنین شکل ۲ نیز نحوه توزیع اندازه ذرات بر حسب درصد را در ایستگاه‌های نمونه‌برداری به تفکیک نشان می‌دهد.



شکل ۲. نحوه توزیع اندازه ذرات رسوبات سطحی رودخانه سفیدرود به تفکیک هر ایستگاه

ایستگاه‌های مورد مطالعه در جدول ۵ ارائه شده است. همچنین، به منظور شناخت دقیق‌تر از وضعیت ایستگاه‌ها، مقادیر به دست آمده با مقادیر میانگین جهانی رسوبات و پوسته زمین مقایسه شده‌اند. نتایج سنجش نشان‌دهنده این موضوع است که در رسوبات با اندازه زیر ۳۸ میکرون غلظت میانگین کلیه فلزات بیشتر از غلظت همان فلز در پوسته زمین و رسوبات جهانی بوده است. در ذرات با اندازه ۳۸ تا ۶۳ میکرون، غلظت میانگین کلیه فلزات به

عوامل خروجی با مقدار بزرگ‌تر از ۰/۷۱ همبستگی عالی و عوامل خروجی کوچک‌تر از ۰/۳۲ همبستگی ضعیفی در دسته عوامل اصلی استخراجی خود دارند (Yongming, et al., 2006). نرم‌افزار SPSS از جمله برنامه‌های پرکاربرد به منظور انجام تحلیل اجزای اصلی در دسته‌بندی عوامل ورودی است که تاکنون نسخه‌های زیادی از این برنامه در مطالعات استفاده شده است. در مطالعات مربوط به شناسایی منابع انتشار و ارزیابی رفتار آلاینده‌ها از این نرم‌افزار به وفور استفاده شده است (Wei, et al., 2010).

۴.۲. غلظت کل فلزات

همان‌گونه که قبلاً نیز توضیح داده شد از میان کلیه ذرات دانه‌بندی‌شده، با توجه به اهمیت ذرات ریزتر در مباحث زیست‌محیطی، نمونه‌های رسوبی با اندازه کوچک‌تر از ۳۸ میکرون تا ۱ میلی‌متر برای تعیین غلظت کل فلزات انتخاب شدند.

نتایج سنجش میزان حداقل، میانگین و حداکثر فلزات سنگین اندازه‌گیری‌شده به تفکیک اندازه ذرات در

ذرات ۲۵۰ تا ۵۰۰ میکرونی مقادیر غلظت کلیه فلزات به استثنای مس، روی، منگنز و نیکل از میانگین جهانی رسوبات و مقادیر پوسته زمین بالاتر بوده است. در نهایت بررسی نتایج مربوط به قرائت غلظت فلزات نمونه های رسوبی با اندازه ۵۰۰ میکرون تا ۱ میلی متر نشان داد که تمامی فلزات به جز روی، آهن، منگنز، سرب، نیکل و کادمیوم دارای مقادیر بیشتری از میانگین رسوبات جهانی پوسته زمین اند. با توجه به این نتایج می توان چنین اذعان کرد که احتمال آلودگی به فلزات سنگین با کاهش اندازه ذرات افزایش یافته است.

استثنای مس و نیکل، بیشتر از غلظت همان فلز در پوسته زمین و رسوبات جهانی بوده است. در این ذرات غلظت میانگین مس و نیکل از میانگین جهانی رسوبات بالاتر و از مقدار پوسته زمین کمتر بوده است. در رسوبات با اندازه ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون غلظت میانگین کلیه فلزات به جز نیکل بیشتر از غلظت همان فلز در پوسته زمین و نیز رسوبات جهانی بوده است. در این گونه ذرات، غلظت نیکل از میانگین جهانی رسوبات و از مقدار پوسته زمین کمتر است. نتایج مربوط به ذرات ۱۲۵ تا ۲۵۰ میکرون بیانگر بالاتر بودن مقادیر همه فلزات به جز مس و نیکل نسبت به میانگین جهانی رسوبات و مقادیر پوسته زمین است. در

جدول ۵. مقادیر حداقل، میانگین و حداکثر فلزات سنگین اندازه گیری شده به تفکیک اندازه ذرات

اندازه ذرات	فلزات	حداقل	میانگین	حداکثر	انحراف معیار	مقادیر	
						میانگین جهانی رسوبات ^a	پوسته زمین ^a
mg/kg							
<38 μ	Cu	۵۰/۵۱	۶۲/۷۸	۷۰/۷۸	۸/۳۴	۳۳	۵۰
	Zn	۱۷۱/۷۷	۲۶۶/۲۵	۳۸۸/۹۷	۸۰/۸۳	۹۵	۷۵
	Cr	۱۴۴/۸۶	۲۸۹/۸۷	۳۸۱/۲۳	۹۳/۷۲	۷۲	۱۰۰
	Fe	۵۵۷۷۵/۶۳	۶۹۵۸۶/۴۹	۷۸۴۱۶/۱۰	۸۹۰۳/۱۱	۴۱۰۰۰	۴۱۰۰۰
	Mn	۱۲۳۷/۹۹	۱۷۳۶/۸۹	۳۱۷۵/۳۵	۷۳۱/۲۰	۷۷۰	۹۵۰
	Pb	۱۶/۶۸	۲۲/۹۲	۳۸/۰۴	۸/۱۹	۱۹	۱۴
	Ni	۷۱/۶۳	۱۴۸/۹۸	۱۸۱/۰۶	۴۳/۲۵	۵۲	۸۰
	Cd	۱/۰۱	۱/۱۳	۲/۰۲	۰/۴۲	۰/۱۷	۰/۲
38-63 μ	Cu	۳۸/۹۸	۴۶/۸۰	۵۶/۷۸	۷/۵۰	۳۳	۵۰
	Zn	۱۵۳/۲۲	۲۰۱/۴۷	۳۷۴/۵۵	۹۶/۸۹	۹۵	۷۵
	Cr	۱۳۵/۶۶	۲۱۵/۵۶	۳۲۲/۵۳	۷۰/۹۱	۷۲	۱۰۰
	Fe	۶۰۳۶۲/۴۱	۷۴۶۱۴/۶۴	۸۷۹۸۳/۱۷	۱۱۲۸۵/۸۵	۴۱۰۰۰	۴۱۰۰۰
	Mn	۸۸۱/۹۴	۱۰۹۶/۸۲	۱۲۲۵/۴۸	۱۴۲/۰۹	۷۷۰	۹۵۰
	Pb	۲۴/۴۰	۲۷/۱۸	۳۱/۲۱	۲/۵۵	۱۹	۱۴
	Ni	۳۴/۰۴	۶۲/۰۶	۱۴۵/۹۹	۴۷/۳۱	۵۲	۸۰
	Cd	۰/۰۵	۰/۳۰	۱/۲۹	۰/۵۵	۰/۱۷	۰/۲

ادامه جدول ۵. مقادیر حداقل، میانگین و حداکثر فلزات سنگین اندازه‌گیری شده به تفکیک اندازه ذرات

اندازه ذرات	فلزات	حداقل	میانگین	حداکثر	انحراف معیار	میانگین جهانی رسوبات ^a	پوسته زمین ^a
mg/kg							
63-125 μ	Cu	۴۵/۶۹	۵۱/۶۷	۶۴/۲۲	۷/۴۲	۳۳	۵۰
	Zn	۱۶۱/۱۸	۲۱۵/۷۳	۲۶۹/۷۴	۴۷/۷۳	۹۵	۷۵
	Cr	۱۱۳/۵۴	۳۸۴/۰۴	۵۲۰/۰۳	۱۷۱/۷۴	۷۲	۱۰۰
	Fe	۷۲۰۸۹/۷۹	۱۵۲۴۶۹/۹۷	۲۱۶۹۹۵/۷۷	۶۰۱۵۸/۸۹	۴۱۰۰۰	۴۱۰۰۰
	Mn	۱۰۴۹/۴۶	۱۹۶۰/۰۲	۲۶۰۵/۱۰	۶۲۰/۱۵	۷۷۰	۹۵۰
	Pb	۱۸/۱۳	۳۲/۷۴	۴۱/۵۵	۹/۶۸	۱۹	۱۴
	Ni	۳۲/۸۹	۴۸/۹۸	۶۸/۴۱	۱۳/۶۲	۵۲	۸۰
	Cd	۱/۷۵	۳/۰۹	۴/۴۷	۱/۱۴	۰/۱۷	۰/۲
125-250 μ	Cu	۲۷/۵۰	۳۴/۷۸	۴۵/۸۲	۷/۲۵	۳۳	۵۰
	Zn	۶۳/۸۰	۱۲۵/۸۵	۱۷۶/۳۹	۵۱/۰۲	۹۵	۷۵
	Cr	۱۱۷/۸۵	۲۵۶/۶۳	۳۶۶/۴۶	۹۷/۶۳	۷۲	۱۰۰
	Fe	۴۷۱۶۷/۹۱	۸۱۵۲۱/۶۹	۱۰۳۱۹۷/۷۸	۲۴۸۱۵	۴۱۰۰۰	۴۱۰۰۰
	Mn	۷۵۸/۴۲	۱۱۹۴/۶۹	۱۴۸۸/۴۸	۳۱۴/۸۸	۷۷۰	۹۵۰
	Pb	۱۵/۸۲	۲۳/۱۹	۲۷/۸۴	۵/۷۱	۱۹	۱۴
	Ni	۱۹/۲۸	۳۱/۵۷	۳۸/۹۶	۷/۹۹	۵۲	۸۰
	Cd	۰/۰۵	۱/۱۲	۱/۹۱	۰/۹۸	۰/۱۷	۰/۲
250-500 μ	Cu	۲۴/۴۵	۳۴/۲۴	۴۷/۳۷	۹/۵۸	۳۳	۵۰
	Zn	۴۷/۴۶	۶۸/۲۷	۹۸/۹۰	۲۳/۴۰	۹۵	۷۵
	Cr	۶۵/۱۶	۱۲۰/۰۱	۱۶۲/۲۲	۳۶/۶۴	۷۲	۱۰۰
	Fe	۳۱۴۲۰/۱۵	۴۴۳۵۶/۱۹	۵۹۸۰۸/۷۴	۱۱۲۵۸/۲۸	۴۱۰۰۰	۴۱۰۰۰
	Mn	۴۸۹/۵۹	۶۹۰/۹۵	۹۱۸/۲۰	۱۷۱/۰۹	۷۷۰	۹۵۰
	Pb	۱۴/۷۳	۱۶/۴۹	۱۷/۹۸	۱/۲۱	۱۹	۱۴
	Ni	۱۵/۳۷	۱۹/۹۹	۲۵/۲۵	۴/۲۲	۵۲	۸۰
	Cd	۰/۰۵	۰/۲۹	۱/۲۴	۰/۵۳	۰/۱۷	۰/۲
500 μ -1mm	Cu	۲۰/۲۳	۷۴/۸۲	۲۴۶/۵۳	۹۶/۶۹	۳۳	۵۰
	Zn	۴۲/۲۲	۵۵/۰۴	۶۷/۳۵	۹/۴۲	۹۵	۷۵
	Cr	۷۱/۸۶	۱۰۶/۸۳	۱۸۳/۷۲	۴۴/۴۵	۷۲	۱۰۰
	Fe	۲۹۷۰۹/۴۵	۳۵۴۶۲/۷۰	۴۱۴۱۴/۰۲	۴۹۰۱/۴۵	۴۱۰۰۰	۴۱۰۰۰
	Mn	۴۴۵/۴۴	۵۶۱/۴۲	۶۹۶/۲۸	۱۱۰/۴۴	۷۷۰	۹۵۰
	Pb	۱۲/۰۹	۱۳/۲۴	۱۴/۴۴	۰/۸۶	۱۹	۱۴
	Ni	۱۳/۳۳	۱۷/۹۰	۲۳/۰۵	۴/۲۳	۵۲	۸۰
	Cd	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵	-	۰/۱۷	۰/۲

a- جمشیدی و سعیدی (۱۳۹۲)

۳.۴. نتایج شاخص‌های درجه آلودگی اصلاح‌شده

و ریسک اکولوژیک

- شاخص درجه آلودگی اصلاح‌شده

شاخص درجه آلودگی اصلاح‌شده برای ذرات کوچک‌تر از ۳۸ میکرون، از ۳/۸۴ تا ۳/۴۴ در ایستگاه‌های نمونه برداری متغیر است. مقادیر این شاخص به ترتیب در ایستگاه‌های نزدیک مصب تا دورتر از مصب برای ذرات ۳۸ تا ۶۳ میکرون از ۳/۴۵ تا ۲/۱۵، برای ذرات ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون از ۴/۹۰ تا ۸/۲۶، در ذرات ۱۲۵ تا ۲۵۰ میکرون از ۱/۵۳ تا ۴/۴۶ متغیر است. شاخص درجه آلودگی اصلاح‌شده برای ذرات ۲۵۰ تا ۵۰۰ میکرون ۱/۴۲ تا ۲/۸۵ و در نهایت در ذرات ۵۰۰ میکرون تا ۱ میلی‌متر از ۱/۷۴ تا ۱/۴۹ است. بنابراین، با توجه به دسته‌بندی پیشنهادی بر مبنای اعداد به‌دست‌آمده برای mCd می‌توان گفت که تمامی رسوبات به جز رسوبات با اندازه ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون دارای آلودگی کم و متوسط بوده‌اند. رسوبات با اندازه ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون آلودگی شدیدی دارند. همچنین، در این اندازه رسوبات و در بین تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری، ایستگاه‌های نزدیک مصب بیشترین درجه آلودگی را دارند.

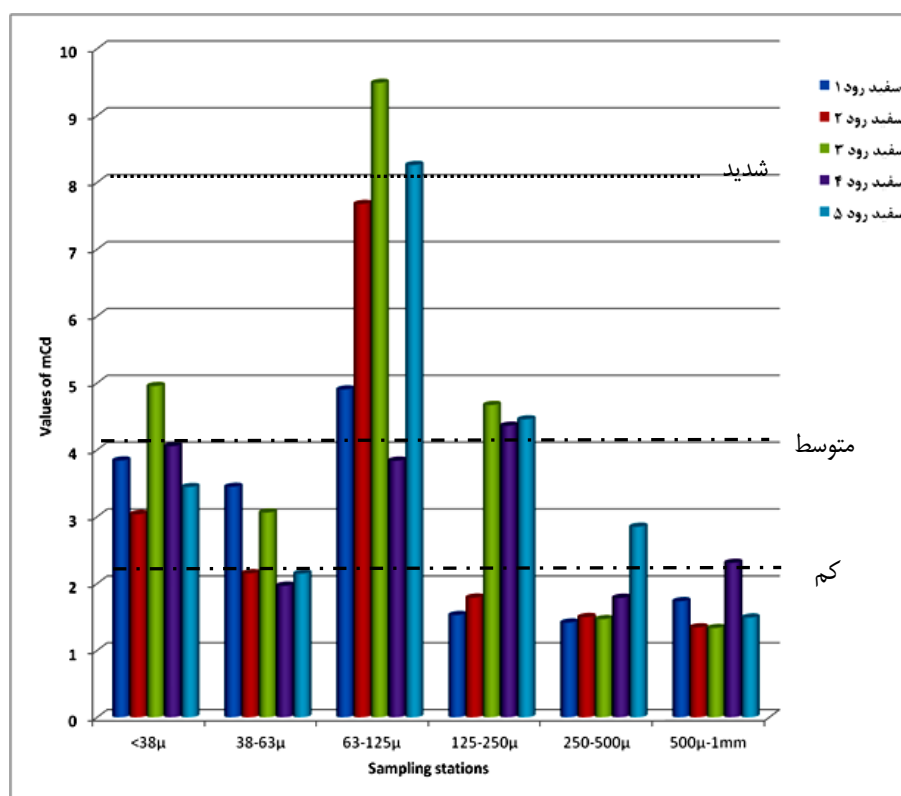
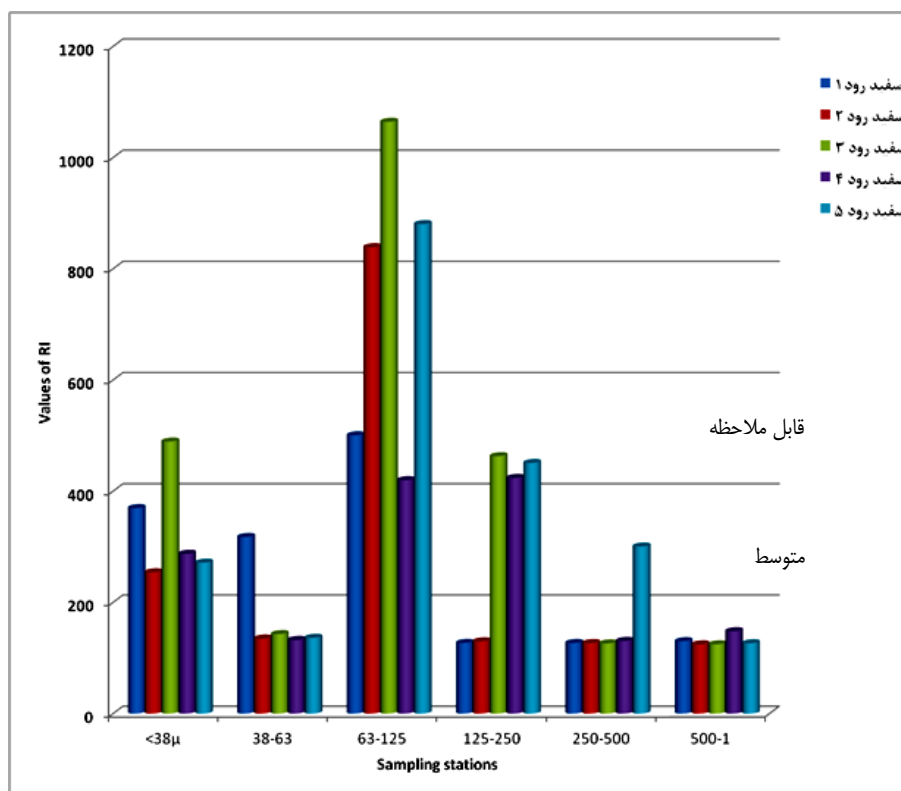
- شاخص ریسک اکولوژیک

یکی دیگر از شاخص‌های تجمیعی ارزیابی آلودگی رسوبات، شاخص ریسک اکولوژیک است. مقادیر این شاخص نیز برای اندازه رسوبات گوناگون و در کلیه ایستگاه‌های نمونه‌برداری به ترتیب از ایستگاه‌های نزدیک مصب تا ایستگاه‌های دورتر محاسبه شده است. نتایج نشان داد مقادیر این شاخص برای اندازه کوچک تر از ۳۸ میکرون از ۳۶۹/۵۶ تا ۲۷۱/۳۰، اندازه ۳۸ تا ۶۳ میکرون از ۳۱۷/۶۰ تا ۳۱۶/۱۶، اندازه ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون ۵۰۰/۵۰ تا ۸۸۰/۲۴، اندازه ذرات ۱۲۵ تا ۲۵۰ میکرون از ۱۲۷/۰۳ تا ۴۵۰/۶۹، ذرات ۲۵۰ تا ۵۰۰ میکرون از ۱۲۶/۹۱ تا ۳۰۰/۴۷ و در نهایت در ذرات

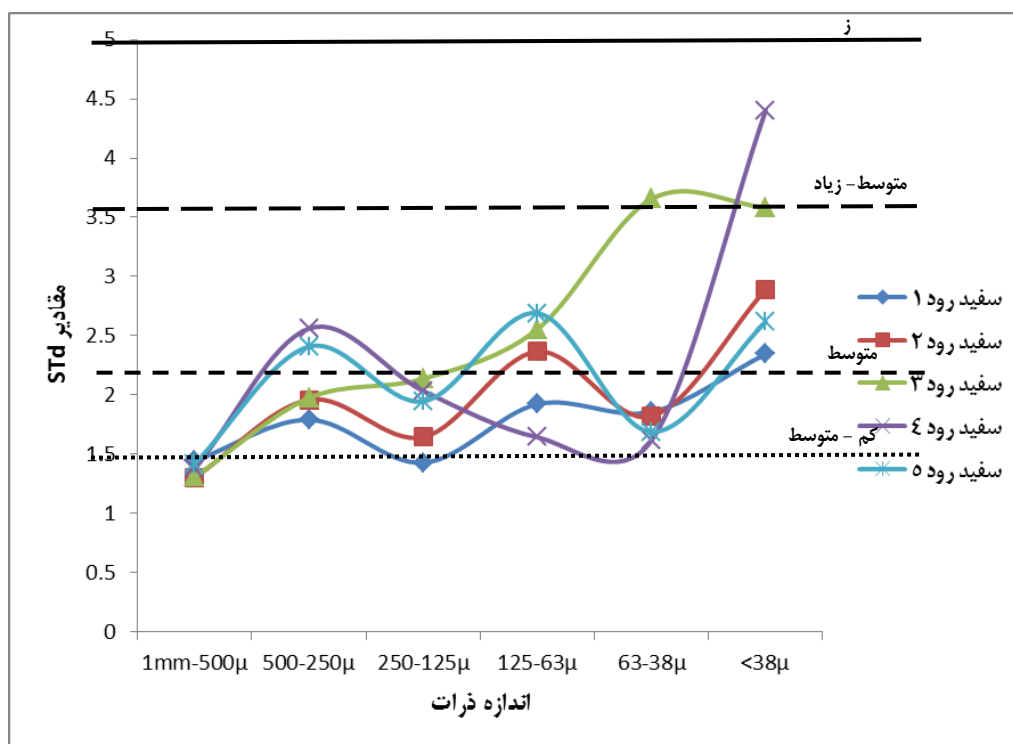
۵۰۰ میکرون تا ۱ میلی‌متر از ۱۳۰/۱۶ تا ۱۲۶/۴۸ متغیر است. با توجه به دسته‌بندی انجام‌شده برای این شاخص که هاکانسون (۱۹۸۰) ارائه کرده، در کلیه ایستگاه‌ها و برای اندازه ذرات کوچک‌تر از ۳۸ تا ۵۰۰ میکرون به جز ذرات با اندازه ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون، شاخص ریسک اکولوژیک متوسط تا زیاد بوده است. ذرات ۵۰۰ میکرون تا ۱ میلی‌متری دارای شاخص ریسک اکولوژیک کم بوده‌اند. در نهایت ذرات با اندازه ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون شاخص ریسک اکولوژیک زیادی دارند. در شکل ۳ نتایج شاخص‌های درجه آلودگی اصلاح‌شده و ریسک اکولوژیک در ایستگاه‌های نمونه‌برداری و در اندازه ذرات متفاوت ارائه شده است.

- شاخص درجه سمیت فلزات سنگین در رسوبات

یکی دیگر از شاخص‌های تجمیعی ارزیابی آلودگی رسوبات، شاخص درجه سمیت فلزات سنگین در رسوبات است. مقادیر این شاخص نیز برای اندازه رسوبات گوناگون و در کلیه ایستگاه‌های نمونه‌برداری به ترتیب از ایستگاه‌های نزدیک مصب تا ایستگاه‌های دورتر محاسبه شده است. نتایج نشان داد مقادیر این شاخص برای اندازه کوچک‌تر از ۳۸ میکرون از ۲/۳۵ تا ۲/۶۲، اندازه ۳۸ تا ۶۳ میکرون از ۱/۸۵ تا ۱/۶۸، اندازه ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون ۱/۹۲ تا ۲/۶۹، اندازه ذرات ۱۲۵ تا ۲۵۰ میکرون از ۱/۴۲ تا ۱/۹۴، ذرات ۲۵۰ تا ۵۰۰ میکرون از ۱/۷۹ تا ۲/۴۰ و در نهایت در ذرات ۵۰۰ میکرون تا ۱ میلی‌متر از ۱/۴۴ تا ۱/۴۴ متغیر است. در شکل ۴ نتایج شاخص ST_h در اندازه ذرات متفاوت ارائه شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود به طور کلی با کاهش اندازه ذرات، شاخص درجه سمیت فلزات سنگین در رسوبات افزایش یافته است.



شکل ۳. نتایج شاخص‌های RI و mCd در رسوبات رودخانه سفیدرود به تفکیک اندازه ذرات



شکل ۴. نتایج شاخص ST_d در رسوبات رودخانه سفیدرود به تفکیک اندازه ذرات

شامل فلز مس به تنهایی و در نهایت خوشه اصلی C شامل آهن و کادمیوم با منشأ طبیعی‌اند.

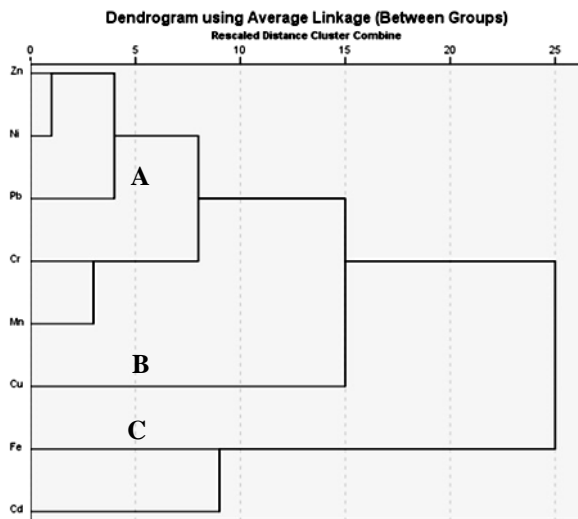
سه خوشه اصلی نیز حاصل از انجام آنالیز خوشه‌ای بین فلزات موجود در اندازه ذرات ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون بود. در این دسته فلزات آهن، منگنز، سرب، کروم، روی و کادمیوم در خوشه اصلی A قرار گرفته‌اند. فلز نیکل در خوشه B و فلز مس به تنهایی در خوشه اصلی C قرار گرفته است.

در ذرات ۱۲۵ تا ۲۵۰ میکرون، فلزات آهن، منگنز، سرب و کادمیوم در خوشه اصلی A، روی در خوشه اصلی B، کروم و نیکل در خوشه اصلی C و مس به تنهایی در خوشه اصلی D قرار گرفته‌اند. فلزات سنگین موجود در ذرات ۲۵۰ تا ۵۰۰ میکرون در سه خوشه اصلی شامل خوشه اصلی A فلزات آهن، منگنز، روی، نیکل و کروم، خوشه اصلی B شامل فلزات سرب و کادمیوم و فلز مس به تنهایی در خوشه اصلی C است. در نهایت در ذرات ۵۰۰ میکرون تا ۱ میلی‌متر چهار خوشه اصلی شامل آهن، منگنز، نیکل و روی در خوشه اصلی A، خوشه اصلی B شامل مس به تنهایی، خوشه اصلی C شامل کادمیوم به تنهایی و خوشه اصلی D شامل فلزات کروم و سرب بودند.

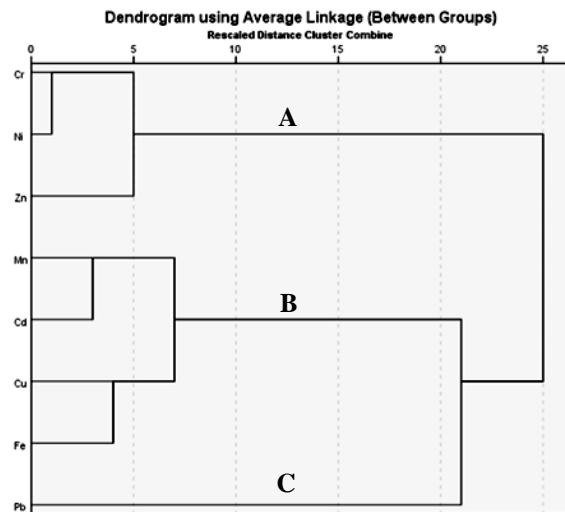
۴.۴. نتایج آنالیزهای آماری

– آنالیز خوشه‌ای

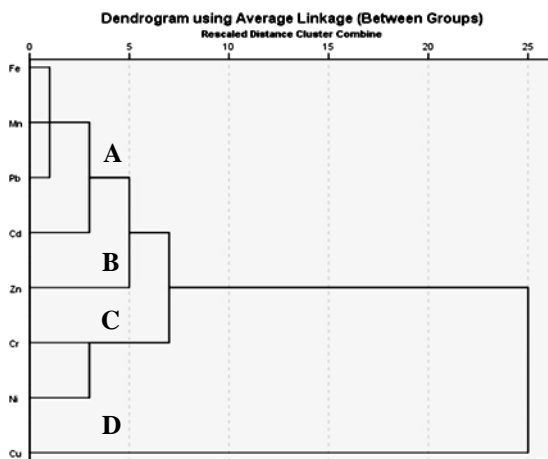
نتایج آنالیز خوشه‌ای بین فلزات سنگین موجود در رسوبات سطحی رودخانه سفیدرود به تفکیک اندازه ذرات در شکل ۵ ارائه شده است. به منظور آگاهی از منشأ فلزات سنگین تعدادی از فلزات به منزله فلزاتی که عمدتاً منشأ طبیعی دارند معرفی شده‌اند. این فلزات عبارت‌اند از: آهن، منگنز، لیتیوم و آلومینیوم. فلزاتی همانند سرب، کادمیوم، مس، روی و کروم نیز می‌توانند ناشی از فعالیت‌های انسانی باشند (جمشیدی و سعیدی، ۹۲؛ Abraham, 2005). نتایج آنالیز خوشه‌ای در ذرات کوچک‌تر از ۳۸ میکرون نشان داد که فلزات کروم، نیکل و روی در خوشه اصلی A، فلزات منگنز، کادمیوم، مس و آهن خوشه اصلی B و سرب به تنهایی خوشه اصلی C را تشکیل می‌دهند. بنابراین، فلزات واقع در خوشه اصلی A می‌توانند منشأ انسانی، خوشه B منشأ طبیعی و سرب نیز منشأ انسانی داشته باشند. در ذرات ۳۸ تا ۶۳ میکرون، سه خوشه اصلی در نتیجه آنالیز خوشه‌ای تشکیل شد. خوشه اصلی A شامل روی، نیکل، سرب، کروم و منگنز از منشأ انسانی متأثر شده است، خوشه اصلی B



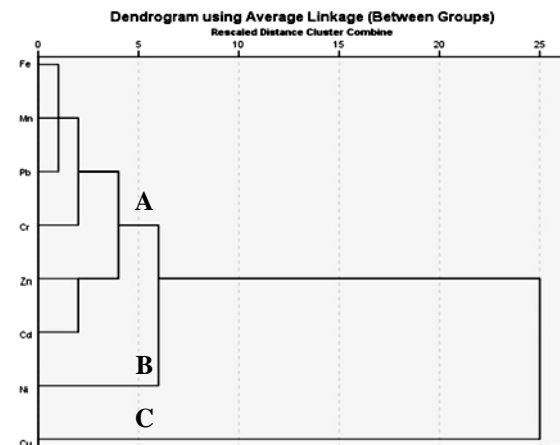
- ذرات بین ۳۸ تا ۶۳ میکرون



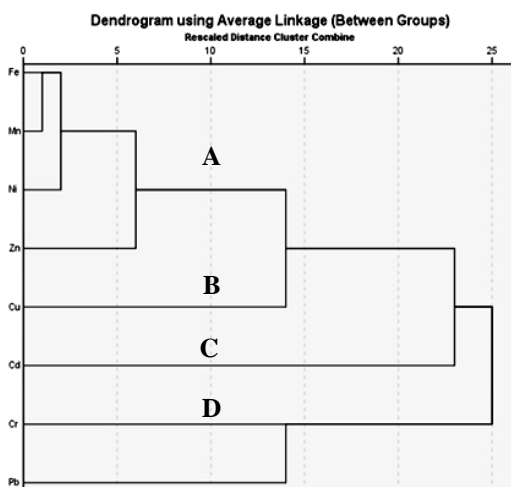
- ذرات کوچک‌تر از ۳۸ میکرون



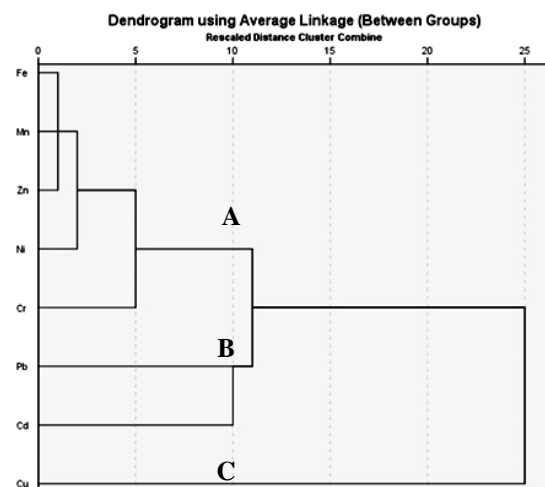
- ذرات بین ۱۲۵ تا ۲۵۰ میکرون



- ذرات ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون



- ذرات بین ۵۰۰ میکرون تا ۱ میلی‌متر



- ذرات ۲۵۰ تا ۵۰۰ میکرون

شکل ۵. آنالیز خوشه‌ای بین رسوبات سطحی رودخانه سفیدرود به تفکیک اندازه ذرات

- آنالیز اجزای اصلی

در ادامه تحقیق حاضر و به منظور آگاهی از نحوه ارتباط فلزات سنگین و منشأ آلودگی به تفکیک اندازه ذرات از آنالیز اجزای اصلی PCA استفاده شده است. شایان یادآوری است برای اندازه ذرات ۱۲۵ تا ۲۵۰ میکرون تنها یک جزء تشکیل شد و امکان نمایش سه‌بعدی اجزا وجود نداشت. در خصوص ذرات ۵۰۰ میکرون تا ۱ میلی‌متر نیز

امکان آنالیز اجزای اصلی وجود نداشت، زیرا یکی از متغیرها دارای واریانس صفر بود. در جداول ۶ و ۷ به ترتیب مقادیر واریانس هر یک از اجزا و بار متغیرها^{۱۲} در ذرات با سایزهای مختلف و با استفاده از آنالیز PCA ارائه شده است.

جدول ۶. نتایج محاسبه مقادیر واریانس و ویژه هر یک از اجزا به تفکیک اندازه ذرات

مقدار ویژه اولیه			اجزا	اندازه ذرات
درصد انحراف معیار تجمیعی	درصد انحراف معیار	مجموع		
۴۷/۵۹	۴۷/۵۹	۳/۸۰	۱	<38μ
۸۴/۲۹	۳۶/۶۹	۲/۹۳	۲	
۹۶/۰۲	۱۲/۷۳	۱/۰۱	۳	
۱۰۰	۲/۹۷	۰/۲۳	۴	
۵۵/۹۸	۵۵/۹۸	۴/۴۷	۱	38-63μ
۸۴/۳۷	۲۸/۳۹	۲/۲۷	۲	
۹۸/۰۲	۱۳/۶۴	۱/۰۹	۳	
۱۰۰	۱/۹۷	۰/۱۶	۴	
۸۰/۵۸	۸۰/۵۸	۶/۴۴	۱	63-125μ
۹۴/۹۶	۱۴/۳۸	۱/۱۵	۲	
۹۸/۳۲	۳/۳۶	۰/۲۷	۳	
۱۰۰	۱/۶۸	۰/۱۳	۴	
۹۱/۴۲	۹۱/۴۲	۷/۳۱	۱	125-250μ
۹۷/۶۸	۶/۲۵	۰/۵۰	۲	
۹۹/۷۴	۲/۰۶	۰/۱۶	۳	
۱۰۰	۰/۲۵	۰/۰۲	۴	
۷۲/۰۳	۷۲/۰۳	۵/۷۶	۱	250-500μ
۸۷/۲۰	۱۵/۱۷	۱/۲۱	۲	
۹۶/۸۲	۹/۶۲	۰/۷۷	۳	
۱۰۰	۳/۱۸	۰/۲۵	۴	

جدول ۷. مقدار بار هر یک از متغیرها براساس آنالیز اجزای اصلی رسوبات سطحی سفیدرود به تفکیک اندازه ذرات

مقدار بار چرخشی هر یک از اجزا			فلزات	اندازه ذرات
جزء ۳	جزء ۲	جزء ۱		
۰/۸۲۵	۰/۵۳۵	-۰/۱۵۵	Cu	<38μ
۰/۵۱۸	-۰/۱۲۱	۰/۸۴۶	Zn	
-۰/۱۳۹	-۰/۱۵۱	۰/۹۶۹	Cr	
۰/۴۸۳	۰/۸۰۴	-۰/۲۳۸	Fe	
-۰/۰۲۸	۰/۹۸۱	-۰/۰۹۱	Mn	
۰/۳۹۰	-۰/۲۹۷	-۰/۸۵۵	Pb	
-۰/۰۵۶	-۰/۱۰۳	۰/۹۸۲	Ni	
۰/۱۹۴	۰/۹۳۹	۰/۱۳۴	Cd	
۰/۹۵۱	۰/۰۳۳	۰/۲۷۴	Cu	
۰/۰۸۴	-۰/۲۲۰	۰/۹۵۷	Zn	
۰/۱۲۸	۰/۳۱۸	۰/۹۳۷	Cr	
۰/۵۶۹	۰/۸۰۴	-۰/۱۶۹	Fe	
۰/۲۳۸	۰/۶۸۷	۰/۶۵۹	Mn	
۰/۵۲۹	-۰/۰۶۴	۰/۸۴۴	Pb	
۰/۰۹۳	-۰/۱۱۸	۰/۹۸۷	Ni	
-۰/۱۸۲	۰/۹۵۰	-۰/۰۸۶	Cd	
-	۰/۹۸۸	۰/۰۵۸	Cu	63-125μ
	۰/۲۵۷	۰/۸۸۸	Zn	
	۰/۱۱۱	۰/۹۵۸	Cr	
	۰/۱۸۶	۰/۹۶۰	Fe	
	۰/۱۲۴	۰/۹۷۴	Mn	
	۰/۱۷۳	۰/۹۷۴	Pb	
	۰/۶۰۸	۰/۷۷۹	Ni	
	۰/۰۲۴	۰/۹۶۸	Cd	
-	۰/۹۳۱	۰/۱۵۰	Cu	250-500μ
	۰/۱۶۳	۰/۹۷۱	Zn	
	۰/۲۱۲	۰/۸۱۶	Cr	
	-۰/۰۱۴	۰/۹۹۸	Fe	
	۰/۰۱۶	۰/۹۸۸	Mn	
	۰/۱۵۰	۰/۸۰۲	Pb	
	۰/۳۵۹	۰/۹۰۹	Ni	
	-۰/۴۴۳	۰/۷۶۸	Cd	

میکرون انجام شده‌اند، نتایج این تحقیق نشان داد هرچند به طور کلی با کاهش اندازه ذرات غلظت تعداد فلزات از میانگین رسوبات جهانی و پوسته زمین بیشتر بوده است، اما لزوماً در تمامی فلزات با کاهش اندازه ذرات، غلظت افزایش نیافته، به گونه‌ای که برای برخی از فلزات از جمله منگنز بالاترین مقادیر مربوط به اندازه ذرات بیشتر از ۶۳ میکرون بوده است. بالارفتن مقادیر فلزات سنگین در رسوبات همراه افزایش اندازه ذرات می‌تواند احتمال منشأگرفتن فلزات سنگین از منابع طبیعی را افزایش دهد.

در ادامه به منظور بررسی وضعیت آلودگی رسوبات از شاخص‌های ارزیابی مرسوم در این زمینه از جمله شاخص‌های تجمیعی (درجه آلودگی اصلاح‌شده، ریسک اکولوژیک و درجه سمیت فلزات سنگین) استفاده شد.

همچنین، نتایج شاخص‌های درجه آلودگی اصلاح‌شده و ریسک اکولوژیک نشان داد که رسوبات با اندازه ۶۳ تا ۱۲۵ میکرون به ترتیب آلودگی شدید و شاخص ریسک اکولوژیک زیادی دارند. همچنین، در این اندازه رسوبات و در بین تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری، ایستگاه‌های نزدیک مصب دارای بیشترین درجه آلودگی‌اند. در خصوص شاخص درجه سمیت فلزات سنگین نیز نتایج نشان داد که بیشترین درجه سمیت فلزات سنگین در ذرات کوچک‌تر از ۳۸ میکرون وجود داشت. شایان یادآوری است ذرات کوچک‌تر سطح بزرگ‌تری دارند و مقادیر رس در این گونه ذرات بیشتر است. لذا امکان پیوند با لیگاندهای موجود در سطح ذرات رسی وجود دارد. بنابراین، چنانکه مقادیر غلظت فلزات در ذرات ریزدانه بالا باشد، می‌توان چنین استنتاج کرد که منشأ آلودگی رسوبات به فلزات سنگین می‌تواند انسان‌ساخت باشد. در خصوص ذرات درشت‌دانه به دلیل نبود سطح زیاد می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که بالابودن مقادیر فلزات در رسوبات می‌تواند ناشی از منشأ طبیعی است. در ادامه نیز به منظور تدقیق نتایج ارزیابی آلودگی و تعیین منشأ آلودگی رسوبات دانه‌بندی‌شده از آنالیزهای آماری CA و PCA استفاده شده است.

درصد واریانس تشکیل شده است. جزء اول با ۸۱ درصد کل واریانس شامل فلزات روی، کروم، آهن، منگنز، سرب، نیکل و کادمیوم است. با توجه به وجود آهن و منگنز در این دسته، منشأ این گروه از فلزات می‌تواند طبیعی باشد. در جزء دوم فلز مس به تنهایی قرار گرفته است.

برای اندازه ذرات ۲۵۰ تا ۵۰۰ میکرون دو جزء اصلی مجموعاً دارای ۹۷ درصد واریانس مجموعه داده هاست. مطابق جدول ۸، جزء اول با ۷۲ درصد کل واریانس مقادیر بار مثبت بسیار بالایی برای فلزات روی، کروم، آهن، منگنز، سرب، نیکل و کادمیوم نشان داده است. با توجه به میزان بالای بار چرخشی برای این فلزات و حضور فلزات آهن و منگنز در این گروه، می‌توان ادعان داشت این جزء بیشتر از منابع طبیعی سرچشمه می‌گیرد. جزء دوم با ۱۶ درصد کل واریانس شامل فلز مس به تنهایی است. نتایج سه‌بعدی آنالیز آماری PCA در شکل ۶ ارائه شده است.

۵. جمع‌بندی

تحقیق حاضر به منظور مطالعه میزان آلودگی رسوبات رودخانه سفیدرود و چگونگی ارتباط آن با اندازه رسوبات انجام شده است. بدین منظور پس از دانه‌بندی کامل نمونه‌ها، شش اندازه رسوبات به منظور بررسی میزان آلودگی آن‌ها به فلزات سنگین سنجش شد.

شایان یادآوری است در گذشته به منظور ارزیابی آلودگی رسوبات رودخانه‌ای به فلزات سنگین با توجه به سطح بیشتر و مقادیر بالای رس در ذرات زیر ۶۳ میکرون، بیشتر تمرکز روی آلودگی این اندازه ذرات بوده است، حال آنکه در تحقیق حاضر، سعی شده است میزان آلودگی رسوبات رودخانه‌ای به فلزات سنگین در اندازه ذرات مختلف بررسی شود. پیشنهاد می‌شود در آینده تحقیقات بیشتری در خصوص تغییرات فصلی آلودگی رسوبات رودخانه‌ای دانه‌بندی‌شده به فلزات سنگین انجام شود.

مطابق نتایج تحقیقات در خصوص آلودگی رسوبات به فلزات سنگین که بیشتر روی ذرات کوچک‌تر از ۶۳

تشکر و قدردانی

کلیه هزینه‌های انجام تحقیق حاضر از جمله هزینه‌های انجام عملیات نمونه‌برداری و آزمایش‌های مربوطه از سوی سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور پرداخت شده است. نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از ریاست و پرسنل محترم این سازمان و ریاست و پرسنل مرکز گیلان کمال تشکر را به عمل آورند.

یادداشت‌ها

1. Adsorption and desorption
2. Ekman Grab
3. Modified degree of contamination
4. Abraham
5. Risk index
6. Degree of Sediment Toxicity
7. Cluster Analysis
8. Hierarchical Clustering
9. Pearson Correlation
10. Squared Euclidean Distance
11. Principal Component Analysis
12. Loading of variables

منابع

- جمشیدی زنجانی، ا، سعیدی، م. ۱۳۹۲. «ارزیابی آلودگی و پهنه‌بندی کیفی رسوبات سطحی تالاب انزلی براساس نتایج شاخص‌های سنجش آلودگی فلزات سنگین»، محیط‌شناسی، دوره سی و نهم، شماره ۴، صص ۱۵۷-۱۷۰.
- سازمان‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور، ۱۳۹۲، گزارش طرح جامع استان گیلان.
- سعیدی، م. ۱۳۸۲. «غلظت، سرنوشت و اثر مکانیزم‌های جذب/دفع و لخته‌سازی عناصر سنگین در فاز محلول و غیرمحلول رودخانه تجن»، رساله دکتری، دانشگاه تهران.
- شرکت مهندسی مشاور کنکاش عمران، ۱۳۸۸. «گزارش بهنگام‌سازی تلفیق مطالعات منابع آب حوزه آبریز رودخانه‌های سفیدرود بزرگ و تالش تالاب انزلی».
- غضبان، ف، زارع خوش‌اقبال، م، ۱۳۹۰. «بررسی منشأ آلودگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب انزلی (شمال ایران)» محیط‌شناسی، دوره سی و هفتم، شماره ۵۷، صص ۴۵-۵۶.
- کرباسی، ع، بیاتی، آ، نبی بیده‌ندی، غ. ۱۳۸۵. «بررسی شدت آلودگی عناصر سنگین در رسوبات رودخانه سفارود»، محیط‌شناسی، دوره سی و نهم، صص ۴۱-۴۸.
- کرباسی، ع. ۱۳۸۹. «تفکیک شیمیایی عناصر و بررسی شدت آلودگی در رسوبات رودخانه سیاه‌رود»، محیط‌شناسی، دوره سی و ششم، شماره ۵۳، صص ۱۱-۲۰.
- Abraham, G.M.S.2005. Holocene sediments of Tamaki Estuary: Characterisation and impact of recent humanactivity on an urban estuary in Auckland, New Zealand. Ph.D. thesis, University of Auckland, Auckland, NewZealand. 361p.
- Alloway, B. J.1990. Heavy metals in soils. Blackie and Son. Glasgow and London.
- ASTM D4698-92.2013.Standard Practice for Total Digestion of Sediment Samples for Chemical Analysis of Various Metals.
- Bastami,K.,Afkhami,M.,Mohammadzadeh,M., Ehsanpour,M., Chambari,S.,Aghaei,S., Esmaeilzadeh,M., Neyestani,M.,Baniamam.,M, Lagzaee.,F.2015.Bioaccumulation and ecological risk assessment of heavy metals in the sediments and mullet Liza klunzingeri in the northern part of the Persian Gulf. Marine Pollution Bulletin, 94:pp.329-334.
- Bettinetti,R.,Giarei.,C,A.Provini.,A.2003.Chemical analysis and sediment toxicity bioassays to assess the contamination of the River Lambro (Northern Italy).Arch,Environmental Contamination Toxicology,45:pp.72-78.
- Caeiro, S., Costa,M.H., Ramos,T.B.,Fernandes,F.,Silveira,N.,Coimbra,A.,Medeiros,G.,Painho,M.2005. Assessing heavy

- metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators*, 5: pp.151–169.
- Calmano, W., Hong, J. and Förstner, U.1993. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Science and Technology*, 28: pp.8–9, 53–58.
- Casas, J.M., Rosas, H., Solé, M., Lao, C.2003. Heavy metals and metalloids in sediments from the Llobregat basin, Spain *Environmental Geology*, 44: pp.325–332.
- Chabukdhara, M., Nema, A.2012. Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediments: A chemometric and geochemical approach, *Chemosphere*, 87(8): pp.945–953.
- Dassenakis, M., Scoullou, M., Gaitis, A.1997. Trace metals transport and behaviour in the Mediterranean estuary of Achelous river,” *Marine Pollution Bulletin*, 34: pp.103–111.
- Gao, X., Zhou, F., Chen, C.T.2014. Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals. *Environment International*, 62: pp.12–30.
- Güven, D. and Akinci, G.2013. Effect of sediment size on bioleaching of heavy metals from sediment of Izmir Inner Bay. *Journal of Environmental Sciences*. 25(9): pp.1784–1794.
- Håkanson, L.1980. Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Research*, 14: pp. 975–1001.
- Miller, J.1997. The role of fluvial geomorphic processes in the dispersal of heavy metals from mine sites., *Journal of Geochemical Exploration*, 58: pp.101–118.
- Jain, C.K., Sharma, M. K.2001. Distribution of trace metals in the Hindon River system, India. *Journal of Hydrology*, 253: pp. 81–90.
- Jain, C.K. 2004. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India. *Water Research*. 38, 569–578.
- Kim, K.R., Owens, G., Naidu, R.2009. Heavy metal distribution, bioaccessibility, and phytoavailability in long-term contaminated soils from Lake Macquarie, Australia. *Australian Journal of Soil Research*. 47(2): pp.166–176.
- Larsen, B., and A. Jensen, A.1989. Evaluation of the sensitivity of sediment monitoring stations in pollution monitoring,” *Marine Pollution Bulletin*. 20: pp.556–560.
- Li, X.D., Lee, S.L., Wong, S.C., Shi, W.Z., Thornton, I.2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach,” *Environmental Pollution*. 129: pp.113–124.
- Lu, X., Wang, L., Li, L. Y., Lei, K., Huang, L., Kang, D. 2010. Multivariate Statistical Analysis of Heavy Metals in Street Dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*. 173: pp.744–749.
- Madrid, F., M., Biasioli, F., Ajmone-Marsan. 2008. Availability and Bioaccessibility of Metals in Fine Particles of Some Urban Soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 55: pp.21–32.
- Meers, E., Lamsal, S., Vervaeke, P., Hopgood, M., Lust, N., Tack, F.M.G.2005. Availability of heavy metals for uptake by *Salix viminalis* on a moderately contaminated dredged sediment disposal site. *Environmental Pollution*. 137: pp.354–364.
- Paramasivam, K., Ramasamy, V., Suresh, G.2015. Impact of sediment characteristics on the heavy metal concentration and their ecological risk level of surface sediments of Vaigai river, Tamilnadu, India. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*. 137: pp.397–407.
- Pehlivan, R.2010. The effect of weathering in the Buyukmelen River basin on the geochemistry of suspended and bed sediments and the hydrogeochemical characteristics of river water, Duzce, Turkey. *Journal of Asian Earth Sciences*. 39: pp.62–75.
- Pendias, A.K., Pendias, H.1992. *Trace Elements in Soils and plants*”, second ed. Florida CRC Press, Boca Raton.
- Radha, R.M., Tripathi, K.A., Vinod, A.P.1997. Sathe, R.N., Khandekar, K.S.V., Nambi, Assessment of Pb, Cd, Cu, and Zn exposures of 6- to 10-year-old children in Mumbai, *Environmental Research*. 80: pp.215–221.
- Rath, P., Panda, U.C., Bhatta, D., Sahu, K.C.2008. Use of sequential leaching, mineralogy, morphology and multivariate statistical technique for quantifying metal pollution in highly polluted aquatic sediments-A case study: Brahmani and Nandira Rivers, India. *Journal of Hazardous Materials*. 163: pp.632–644.
- Saeedi, M., Hosseinzadeh, M., Rajabzadeh. 2011. Competitive heavy metals adsorption on natural bed sediments of Jajrood River, Iran. *Environmental Earth Sciences*. 62(3): pp.519–527.

- Saeedi, M., Li, L.Y., Karbassi, A.R., Zanjani, A. 2013. Sorbed metals fractionation and risk assessment of release in river sediment and particulate matter, *Environmental Monitoring and Assessment*. 185:pp.1737-1754.
- Zanjani, A., Saeedi, M. 2013. Metal pollution assessment and multivariate analysis in sediment of Anzali international wetland, *Environmental Earth Sciences*. 70:pp.1791-1808.
- Sharma, V. K., Rhudy, K.B., Koeing, R., Baggett, S., Vazquez, F.G. 1999. Metals in sediments of Texas estuaries, USA. *Journal of Environmental Science and Health*. 34:pp.2061-2073.
- Shrestha, S., & Kazama, F. 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software*. 22:pp.464-47.
- Singh, K.P., Mohan, D., Singh, V.K., Malik, A. 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments-a tributary of the Ganges, *Journal Hydrology*. 312:pp.14-27.
- Tam, N.F.Y and W.S.Wong, W.S. 2000. Spatial variation of metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps, *Environmental Pollution*. 110:pp.195-205.
- Wei, B., Jiang, F., Li, X., Mu, Sh. 2010. Heavy Metal Induced Ecological Risk in the City of Urumqi, NW China. *Environmental Monitoring and Assessment* 160, 33-45.
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., Posmentier, E.S. 2006. Multivariate Analysis of Heavy Metal Contamination in Urban Dusts of Xi'an, Central China. *The Science of the Total Environment*. 335pp.176-186.
- Zhang, J., Huang, W. W. 1993. Dissolved trace metals in the Huanghe: the most turbid large river in the world. *Water Research Journal*. 27:pp.1-8.
- Zhou, F., Liu, Y., & Guo, H. C. 2007. Application of multivariate statistical methods to the water quality assessment of the watercourses in the north-western New Territories, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*. 132(1-3):pp.1-13.