

ارزیابی آلودگی به عناصر سنگین و رابطه آن با دانه‌بندی رسوبات مخزن دریاچه سد کارده

مریم یزدان پرست^۱، ابوالفضل مساعدی^{۲*}، سعیدرضا خداشناس^۳، علی گلکاریان^۴، محمدحسین محمودی قرائی^۵

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد

۲. استاد، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد

۳. استاد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد

۴. استادیار، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد

۵. دانشیار، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد

(تاریخ دریافت ۱۳۹۵/۰۹/۰۹؛ تاریخ تصویب ۱۳۹۵/۱۰/۳۰)

چکیده

امروزه منابع آب ذخیره‌شده در مخازن سدها یکی از منابع اساسی تأمین آب شرب محسوب می‌شوند. عناصر موجود در رسوبات مخازن سدها از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر کیفیت آب هستند. به دلیل مشکلات ناشی از کم‌آبی، برخلاف برنامه‌ریزی‌های اولیه، امروزه تقریباً همه آب ذخیره‌شده در مخزن سد کارده به شرب اختصاص داده شده است. از طرف دیگر، در سطح حوضه آبریز این سد تغییرات زیادی از نظر کاربری اراضی، توسعه اراضی کشاورزی و احداث باغ-ویلا صورت گرفته است. بنابراین، بررسی وضعیت آلودگی رسوبات مخزن این سد نسبت به عناصر سنگین ضروری است. در این پژوهش ابتدا با مغزه‌گیری از رسوبات مخزن سد کارده، مقادیر ۹ عنصر سنگین در رسوبات با استفاده از دستگاه ICP-OES تعیین و با استفاده از معیارهای کیفی استاندارد رسوبات، وضعیت آلودگی رسوبات مخزن سد به عناصر سنگین بررسی شد. سپس با تعیین دانه‌بندی رسوبات توسط دستگاه Nano particle size analyzer، رابطه اندازه ذرات با میزان و نوع عناصر سنگین موجود در رسوبات بررسی شد. براساس استانداردهای استفاده‌شده، تقریباً همه عناصر بررسی‌شده در حد مجاز قرار دارند. به نظر می‌رسد که منشأ این عناصر آلاینده‌های محلی باشد و ناشی از انتقال رسوبات از تشکیلات زمین‌شناسی نواحی بالادست نیست. از طرفی، روند تغییرات اندازه ذرات در مخزن سد نشان‌دهنده تأثیرپذیری این ذرات از عمل فلاشینگ است.

کلیدواژگان: دانه‌بندی ذرات رسوبی، سد کارده، شاخص آلودگی، عناصر سنگین، نمونه‌برداری رسوب.

مقدمه

عناصر سنگین گروهی از مهم‌ترین آلاینده‌های منابع آب و محیط زیست هستند که تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی، حمل‌ونقل، استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها و سایر فعالیت‌های انسانی در فاز مایع (آب) و یا فاز جامد (رسوب) وارد محیط دریاچه‌ها و مخازن سدها می‌شوند و تأثیرات زیان‌باری بر گیاهان، جانوران آبی و سایر بهره‌برداران از منابع آبی وارد می‌کنند. از آنجا که این عناصر در طبیعت به‌صورت طولانی‌مدت پایدار می‌مانند و به‌راحتی تجزیه نمی‌شوند، در زنجیره غذایی با انتقال این عناصر به سایر موجودات، هم‌میزان تجمعشان در بدن جانداران بیشتر می‌شود و هم می‌توانند جایگزین املاح و مواد معدنی مورد نیاز بدن جانداران شوند. تأثیر مواد والد مختلف در تمرکز طبیعی فلزات سنگین در خاک و آب، در بسیاری از مطالعات مورد توجه قرار گرفته است [۱-۵]. از طرف دیگر، ترکیب عناصر سنگین با یکدیگر می‌تواند سبب تولید سم شود. برای مثال، ترکیب فلزات سنگین نظیر مس با کادمیوم و روی با نیکل، سمیت آنها را چندین برابر می‌کند [۶]. به همین دلیل تأثیرات زیست‌محیطی زیان‌بار این فلزات، آنها را به یکی از مباحث اصلی بررسی‌شده در تحقیقات زیست‌محیطی و منابع آب تبدیل کرده است [۷].

از عناصر سنگین مهمی که سمیت فراوان دارند و برای انسان و سایر موجودات بسیار خطرناک هستند، می‌توان به سرب، جیوه، نیکل، کادمیوم، روی، مس و کروم اشاره کرد. بخش وسیعی از این عناصر از طریق دفع نادرست و غیربهداشتی فاضلاب شهری و پساب صنعتی وارد محیط زیست می‌شوند. تجمع مقادیر حد زمینة ژئوشیمیایی از این عناصر بی‌خطر است؛ اما اگر این میزان به حد آستانه و یا بالاتر برسد، تهدیدی برای سلامتی است و می‌تواند سبب بروز بیماری‌های خطرناکی از جمله سرطان، بیماری‌های کلیوی، بیماری‌های کبدی، تأخیر در رشد، اوتیسم، بیماری‌های خودایمنی، بیماری‌های مفصلی، مشکلات سیستم عصبی، بیماری‌های نروژنراتیو مانند پارکینسون و آلزایمر، مشکلات غددی، بارداری‌های غیرطبیعی و انواع آلرژی‌ها شود. از این‌رو، محیط باید به‌طور جدی کنترل و پاک‌سازی شود. در این موارد، مقدار زمینه به‌عنوان معیار پاک‌سازی مد نظر است [۸]. پژوهش‌های متعددی در زمینه ارزیابی آلودگی آب و رسوبات در ایران و سایر نقاط جهان

انجام شده و یا در حال انجام است. نیکل در سنگ‌های رسوبی مقادیر بین ۵ تا ۹۰ قسمت در میلیون دارد که مقادیر زیاد بیشتر در خاک‌های رسی مشاهده شده است. به‌بیان دیگر، عناصر نیکل و کروم همبستگی مثبت و قوی با خاک‌های رسی دارند [۷]. نتایج پژوهش‌های گراوند و همکارانش (۲۰۱۲) نیز در خاک‌های نواحی جنوبی گرگان و کردکوی نشان می‌دهد مقادیر زیاد عناصر نیکل و کروم در بخش رسی خاک‌های مناطق یادشده وجود دارد [۹]. گریفیت و همکارانش (۲۰۱۰) رسوبات سد آل عرب را بررسی کردند و گفتند که رسوبات نسبت به منگنز، آهن و مس غیرآلوده و توسط روی و کادمیوم بسیار آلوده هستند و علت آن را منابع انسانی نزدیک سد مانند کودها، آفت‌کش‌ها و پساب مراکز درمانی شهر ایربید اعلام کردند [۱۰]. سویک و همکارانش (۲۰۰۸) آلودگی رسوبات سطحی دریاچه سپهان در ترکیه را نسبت به عناصر سنگین بررسی کردند و نتیجه آن را غنی‌شدگی شدید نسبت به کادمیوم و غنی‌شدگی بسیار کم نسبت به کروم گزارش دادند [۱۱]. مور و همکارانش (۲۰۱۲) به‌منظور بررسی تأثیرات آلودگی زیست‌محیطی ناشی از کانی‌سازی طبیعی و معدن‌کاری در کانسار مس دره‌زار، با بررسی نتایج تجزیه نمونه‌های خاک، به این نتیجه رسیدند که عناصر مولیبدن، مس و سرب غلظت‌های زیادی دارند [۱۲]. سرهنگی و همکارانش (۲۰۱۴) با انجام مطالعات ژئوشیمیایی زیست‌محیطی هم‌زمان آب و رسوب در مخزن سد لتیان، غلظت عناصر بالقوه سمی را در بیشتر نمونه‌های آب زیر حد آشکارسازی دستگاه تشخیص دادند. ضمن آنکه به‌جز آرسنیک و سرب در نمونه‌های رسوب، بقیه عناصر در محدوده مجاز معیارهای کیفی قرار دارند [۱۳].

با توجه به نتایج تحقیقات انجام‌شده مشخص می‌شود که یکی از مشکلات رسوب و رسوب‌گذاری در مخازن سدها، مشکلات احتمالی ناشی از رهاشدن عناصر سنگین موجود در رسوبات، ورود آنها به آب و احتمال آلودگی این آب‌هاست. این موضوع درباره سدهایی که از ذخیره آنها در تأمین آب شرب استفاده می‌شود اهمیت بیشتری دارد. طی دو دهه اخیر در اراضی حوضه آبریز سد کارده تغییرات کاربری زیادی صورت گرفته است. سطح وسیعی از مراتع به اراضی کشاورزی و باغ-ویلا تبدیل شده است. این احتمال وجود دارد که استفاده وسیع کود و سم و نیز فاضلاب‌های

نمونه‌برداری از رسوبات مخزن سد کارده

نمونه‌برداری از رسوبات مخزن به روش مغزه‌گیری برای جمع‌آوری رسوبات عمقی و در موقعیتی مناسب است که هدف از نمونه‌برداری تفسیر تغییرات مواد بستر رودخانه یا مخزن (به‌صورت دست‌نخورده) در عمق مطرح است.

در این تحقیق ابتدا با استفاده از قایق و دستگاه نمونه‌گیر وزنی^۱ (شکل ۲) در ۵ نقطه از مخزن نمونه‌گیری انجام گرفت که محل آنها در شکل ۳ نشان داده شده است. برای نمونه‌برداری با قراردادن لوله پلیکای ۵۰ داخل نمونه‌گیر، آن را به‌صورت عمودی به داخل آب رها می‌کند (این نمونه‌گیر تحت تأثیر وزن خود و وزنه‌های اضافی داخل رسوبات فرو می‌رود) و پس از برخورد و فرورفتن در رسوبات کف بستر، نمونه‌گیر از داخل آب بیرون کشیده می‌شود. بلافاصله پس از خروج لوله پلیکای حاوی مغزه از داخل نمونه‌گیر، ابتدا و انتهای لوله به‌منظور جلوگیری از خروج محتویات آن با اسفنج مسدود و با پلاستیک و چسب پوشانده می‌شود. نمونه‌برداری از نزدیک‌ترین نقطه به دیواره سد شروع و در طول مخزن تا کم‌عمق‌ترین قسمت از دریاچه ادامه یافت که قایق امکان استقرار داشت. عمق نمونه‌برداری از رسوبات به‌صورت میانگین حدود ۱/۵ متر است (به‌جز نمونه‌های انتهایی مخزن، که تقریباً ۱ متر طول دارد و علت آن هم کم‌عمق بودن انتهایی مخزن و شتاب‌نگرفتن مغزه‌گیر وزنی به‌منظور نفوذ داخل رسوبات است). پس از انجام نمونه‌گیری، مغزه‌ها به آزمایشگاه منتقل شدند. لوله‌ها به‌گونه‌ای برش طولی داده شدند که هیچ تأثیری بر رسوبات داخل نداشته باشند. آن‌گاه رسوبات داخل لوله هم به دو نیمه طولی برش داده شدند (شکل ۴). پس از برش و تقسیم لوله به دو نیمه، از هر گره ۵ نمونه در فواصل تقریباً یکسان و از لایه‌های متفاوت مشاهده‌شده، به مقدار حدود ۱/۵ سانتی‌متر برداشته شد. پس از نام‌گذاری، این نمونه‌ها در پتری‌دیش‌های استریل‌شده برای انجام آزمایش‌های بعدی نگهداری شدند (شکل ۵).

خانگی سبب آلوده‌شدن منابع آب در این حوضه شوند. از طرف دیگر، با توجه به کمبود شدید منابع آب شرب در شهر مشهد، امروزه تقریباً همه آب ذخیره‌شده در سد کارده به شرب اختصاص یافته است. بنابراین، اهداف اصلی این پژوهش بررسی ژئوشیمیایی عناصر سنگین و چگونگی توزیع این عناصر در رسوبات سطحی و عمقی مخزن سد کارده و تحلیل نوع و چگونگی رسوب‌گذاری به‌منظور تعیین منشأ احتمالی آلودگی به عناصر سنگین است.

مواد و روش‌ها

محدوده مطالعه‌شده

سد کارده در میان ۴۲ سد بزرگ کشور رتبه نخست را در زمینه نرخ رسوب‌گذاری دارد [۱۴]. این سد در ۴۵ کیلومتری شمال شهر مشهد روی رودخانه کارده احداث و در سال ۱۳۶۶ به بهره‌برداری رسیده است. سد کارده که از نوع بتنی دو قوسی متقارن است، مختصات جغرافیایی به طول شرقی ۵۹ درجه و ۳۹ دقیقه و ۵۳/۳۸ ثانیه و عرض شمالی ۳۶ درجه و ۳۷ دقیقه و ۲۴/۳۸ ثانیه و در ارتفاع ۱۲۵۰ متری از سطح دریا قرار دارد. ارتفاع سد از پی ۶۷ متر و از کف ۵۰ متر است، طول تاج آن ۱۴۴ و عرض آن در تاج سد ۳/۲ متر است. این سد ۳ دریاچه آبگیر در ترازهای ۱۲۵۸/۶، ۱۲۶۱/۶ و ۱۲۷۳/۶ نیز دارد. سطح دریاچه در رقوم نرمال ۱۹۰/۷۶ هکتار و حجم مخزن در تراز نرمال ۲۸/۱ میلیون مترمکعب است. این سد سرریز نیلوفری با قدرت تخلیه ۷۰۰ مترمکعب در ثانیه دارد. مساحت حوضه آبریز سد کارده ۵۵۷/۸ کیلومترمربع، بارندگی متوسط سالانه ۲۵۶/۹ میلی‌متر، آبدهی متوسط درازمدت سالانه رودخانه ۰/۷۹ مترمکعب در ثانیه و متوسط درازمدت کل مواد رسوبی و میزان بار بستر سالانه حدود ۴۰۰ هزار تن در سال دارد [۱۵]. ابتدا این سد با هدف تأمین قسمتی از نیازهای آبی شهر مشهد و تأمین آب کشاورزی محدود اراضی پایاب سد ساخته شد، ولی با توجه به مشکل تأمین آب شرب جمعیت ۳ میلیون نفری شهر مشهد و زائران این شهر (حدود ۲۰ میلیون نفر در سال)، امروزه تقریباً همه آب ذخیره‌شده در این سد به شرب اختصاص یافته است. شکل ۱ نمایی از مخزن و سد کارده را نشان می‌دهد.

1. Gravity corer



شکل ۲. دستگاه مغزه‌گیر رسوبات مخزن سد و قایق استفاده‌شده



شکل ۱. نمایی از مخزن و سد کارده



شکل ۳. موقعیت نقاط نمونه‌برداری (مغزه‌گیری) رسوبات در مخزن سد کارده



شکل ۴. نمایی از مغزه‌های برش خورده و شماره موقعیت نقاط نمونه‌برداری (با توجه به شکل ۳)



شکل ۵. محل قرارگیری نمونه‌های استفاده‌شده در مغزه شماره ۴

تعیین میزان فلزات سنگین

به‌منظور تعیین میزان عناصر سنگین Pb, Ni, Hg, Cr, Cd, (Al و Mn, Sb, Se) موجود در رسوبات مخزن سد کارده با استفاده از دستگاه ICP-OES، ابتدا باید نمونه‌ها را برای انجام آزمایش تعیین عناصر آماده کرد. بدین‌منظور در مرحله اول اسید نیتریک و اسید کلریدریک را به نسبت ۳ به ۹ به ۰/۵ گرم از نمونه‌ها اضافه کرده و سپس محلول به مدت نیم‌ساعت در دمای اتاق قرار داده شد. در مرحله بعد محلول در دمای ۱۱۰ درجه سانتی‌گراد و به مدت یک ساعت روی هیتر حرارت داده شد. در آخرین مرحله پس از عبور محلول از کاغذ صافی، حجم آن به ۲۰ سی‌سی رسانده شد. بعد از انجام این مراحل برای همه نمونه‌ها، توسط دستگاه ICP-OES میزان عناصر Pb, Ni, Hg, Cr, Cd, Mn, Sb, Se در نمونه‌ها تعیین شدند. آزمایش‌های یادشده در محل آزمایشگاه مرکزی دانشگاه فردوسی مشهد انجام شدند.

تعیین دانه‌بندی رسوبات

به‌منظور تعیین دانه‌بندی رسوبات مخزن سد کارده، ابتدا ۰/۳-۰/۲ گرم از هر نمونه داخل لوله آزمایش ریخته و بین ۱۰ تا ۲۰ سی‌سی اتانول به آن افزوده شد تا دانه‌ها کاملاً از یکدیگر پراکنده شوند. سپس برای پراکندگی بهتر ذرات، لوله آزمایش با درب‌پوشی بسته، در حمام التراسونیک به مدت ۱۰ دقیقه قرار داده شد. در نهایت، ۰/۵ تا ۱ سی‌سی از محلول در دستگاه Nano particle size analyzer قرار داده شد. این کار برای هر نمونه ۲ مرتبه و هر بار با ۳ تکرار انجام گرفت. آزمایش‌های یادشده در محل آزمایشگاه مرکزی دانشگاه فردوسی مشهد انجام شدند.

تعیین میزان آلودگی رسوبات به فلزات سنگین

الف) ضریب غنی‌شدگی^۱ (EF): یکی از روش‌های معمول بررسی و تحلیل وضعیت آلودگی رسوبات نسبت به عناصر سنگین، استفاده از ضریب غنی‌شدگی طبق رابطه ۱ است [۱۶].

$$EF = \frac{\left(\frac{X}{B}\right)_{SAMPLE}}{\left(\frac{X}{B}\right)_{BACKGROUND}} \quad (1)$$

در این رابطه EF ضریب غنی‌شدگی، X غلظت عنصر بررسی‌شده در نمونه و شیل جهانی است، B هم غلظت عنصر مرجع در نمونه و شیل است که در این تحقیق از عنصر آلومینیوم به‌عنوان عنصر مرجع استفاده شده است. در این روش فراوانی عنصر مد نظر در نمونه بررسی‌شده نسبت به فراوانی آن از شیل جهانی یا در پوسته زمین بررسی می‌شود.

ب) فاکتور آلودگی^۲ (C_f): یکی دیگر از روش‌های بررسی وضعیت آلودگی رسوبات، استفاده از فاکتور آلودگی مطابق رابطه ۲ است [۱۷].

$$C_f = \frac{M_x}{M_b} \quad (2)$$

در این رابطه C_f فاکتور آلودگی، M_x میانگین غلظت فلز مد نظر در نمونه رسوبات و M_b میانگین غلظت فلز مد نظر در ماده مرجع (میانگین شیل جهانی) است. در این تحقیق از طبقه‌بندی هاکنسون به‌منظور بررسی وضعیت آلودگی رسوبات استفاده شده است (جدول ۱).

جدول ۱. طبقه‌بندی فاکتور آلودگی (C_f) [۱۷]

| مقادیر C _f | وضعیت آلودگی |
|------------------------|-------------------|
| C _f < ۱ | آلودگی کم |
| ۱ ≤ C _f < ۳ | آلودگی متوسط |
| ۳ ≤ C _f < ۶ | آلودگی زیاد |
| ۶ ≤ C _f | آلودگی بسیار زیاد |

ج) درجه آلودگی^۳ (C_d): این شاخص از مجموع ضرایب فاکتور آلودگی رسوبات طبق رابطه ۳ به‌دست می‌آید [۱۷]. طبقه‌بندی درجه آلودگی توسط هاکنسون در جدول ۲ نشان داده شده است.

$$C_d = \sum C_f \quad (3)$$

آبراهیم (۲۰۰۵) یک رابطه اصلاح‌شده براساس شاخص درجه آلودگی ارائه کرد [۱۸]:

$$MC_d = \frac{1}{n} \sum C_f \quad (4)$$

در این رابطه MC_d شاخص اصلاح‌شده درجه آلودگی و n تعداد عناصر بررسی‌شده است. جدول ۳ طبقه‌بندی آبراهیم را براساس شاخص اصلاح‌شده درجه آلودگی نشان می‌دهد.

2. Contamination factor
3. Contamination degree

1. Enrichment Factor

$$MCI = \sum \left(\frac{C_m - B_m}{B_m} \right) \quad (۶)$$

در رابطه ۶ C_m غلظت عنصر فلزی در نمونه رسوب و B_m غلظت فلز مرجع (شیل جهانی) است جدول ۴ طبقه‌بندی شاخص آلودگی مجموع فلزات را نشان می‌دهد.

جدول ۴. طبقه‌بندی شاخص آلودگی مجموع فلزات (MCI). [۲۰]

| مقادیر MCI | وضعیت آلودگی |
|------------------|-------------------------|
| $MCI < ۵$ | آلودگی بسیار کم |
| $۵ < MCI < ۲۵$ | آلودگی متوسط |
| $۲۵ < MCI < ۵۰$ | آلودگی زیاد |
| $۵۰ < MCI < ۱۰۰$ | آلودگی بسیار زیاد |
| $۱۰۰ < MCI$ | آلودگی بسیار بسیار زیاد |

نتایج و بحث

نتایج تجزیه ژئوشیمیایی نمونه‌های رسوب مخزن سد کارده برای ۷ عنصر سنگین Al, Pb, Ni, Hg, Cr, Mn, (Cd) در جدول ۵ ارائه شده است. موقعیت نقاط نمونه‌برداری (مغزه‌ها) در شکل ۳ و موقعیت نسبی هر نمونه در مغزه‌ها در شکل ۵ نشان داده شده است. با توجه به اینکه براساس نتایج به‌دست‌آمده، عناصر سلیوم و آنتی‌موان در نمونه‌های رسوب مشاهده نشد، ضمن حذف این عناصر از جدول ۵ در ادامه ۷ عنصر باقی‌مانده بررسی شدند. به‌منظور برآورد میزان آلوده‌بودن رسوبات مخزن سد کارده توسط عناصر سنگین و از آنجا که در ایران معیار زیست‌محیطی مرجعی برای بررسی و مقایسه وضعیت آلودگی رسوبات مخازن وجود ندارد، در این تحقیق از معیارهای کیفی زیست‌محیطی کشورهای مختلف از جمله معیارهای کیفی زیست‌محیطی کانادا (جدول ۶)، و سایر کشورها (جدول ۷) شامل معیارهای کیفی زیست‌محیطی دپارتمان محیط زیست واشنگتن، معیارهای کیفی زیست‌محیطی سوئد، پرتغال و هنگ‌کنگ استفاده شده است و وضعیت آلودگی رسوبات مخزن سد کارده توسط عناصر سنگین براساس هر یک از این معیارها مشخص شد. در برخی از معیارهای کشورهای مختلف فقط برای تعداد محدودی از عناصر و در شرایط عمومی مقادیر حدی و یا استانداردی تعیین شده است و برای تعدادی دیگر از عناصر استانداردی تعریف نشده است. در این‌گونه موارد وضعیت آلودگی رسوبات سد کارده برای آن عنصر با

جدول ۲. طبقه‌بندی درجه آلودگی (C_d). [۱۷]

| مقادیر C_d | وضعیت آلودگی |
|--------------------|-------------------|
| $C_d < ۸$ | آلودگی کم |
| $۸ \leq C_d < ۱۶$ | آلودگی متوسط |
| $۱۶ \leq C_d < ۳۲$ | آلودگی زیاد |
| $۳۲ \leq C_d$ | آلودگی بسیار زیاد |

جدول ۳. طبقه‌بندی درجه آلودگی اصلاح‌شده (MC_d). [۱۸]

| مقادیر (MC_d) | وضعیت آلودگی |
|-------------------|---------------------------------|
| $MC_d < ۱/۵$ | درجه بسیار کم از آلودگی |
| $۱/۵ < MC_d < ۲$ | درجه کم از آلودگی |
| $۲ < MC_d < ۴$ | درجه متوسط از آلودگی |
| $۴ < MC_d < ۸$ | درجه زیاد از آلودگی |
| $۸ < MC_d < ۱۶$ | درجه بسیار زیاد از آلودگی |
| $۱۶ < MC_d < ۳۲$ | شدت بسیار زیاد آلودگی |
| $۳۲ \leq MC_d$ | آلودگی با درجه بسیار بسیار زیاد |

(د) شاخص بار آلودگی (PLI): برای بررسی پتانسیل آلودگی رسوبات و آگاهی از وضعیت کیفی خاک (رسوب) منطقه از شاخص بار آلودگی مطابق رابطه زیر استفاده شد [۱۹].

$$PLI = \sqrt[n]{C_{f1} \times C_{f2} \times \dots \times C_{fn}} \quad (۵)$$

در رابطه یادشده که از ریشه h م (n برابر است با تعداد عناصر) حاصل ضرب فاکتور آلودگی هر یک از عناصر به‌دست می‌آید، PLI کمتر از یک نشان‌دهنده کیفیت خوب خاک (یا رسوب) منطقه، PLI برابر با یک، آلودگی نزدیک به زمینه و PLI بزرگ‌تر از یک کیفیت نامناسب خاک (یا رسوب) منطقه را نشان می‌دهد [۱۹].

(ه) شاخص آلودگی مجموع فلزات (MCI):

شاخص‌های غنی‌شدگی و زمین‌انباشت وضعیت آلودگی رسوبات را نسبت به یک عنصر بیان می‌کنند. به همین دلیل در این بین نیاز به شاخصی است که وضعیت آلودگی منطقه را نسبت به مجموع فلزات بیان دارد. از این‌رو، در تحقیق حاضر با استفاده از شاخص آلودگی مجموع فلزات (MCI) وضعیت آلودگی رسوبات مخزن سد کارده نسبت به مجموع فلزات طبق رابطه ۶ محاسبه شد [۲۰].

1. Pollution Load Index
2. Overall Metal Contamination Index

حد زمینه تجاوز کرده‌اند و سایر عناصر در حد مقادیر زمینه و کمتر قرار دارند. بدین منظور پس از بررسی میزان عناصر سنگین همهٔ مقاطع هر مغزه به صورت مجزا، میانگین مقادیر عناصر در هر مغزه محاسبه شدند. تقریباً میزان همهٔ عناصر از دلتا (S5) به سمت دیواره (S1) افزایش می‌یابد و فقط عنصر جیوه روندی معکوس دارد و با دور شدن از دلتا، از مقدار آن کاسته می‌شود.

علامت «؟» نشان داده شده است. به بیان دیگر، علامت «؟» در جدول‌های ۶ و ۷ به این مفهوم است که وضعیت آلودگی رسوبات سد کارده به عنصر مد نظر براساس استاندارد یادشده قابل تعریف نیست.

با توجه به اعداد به دست آمده از میزان عناصر سنگین رسوبات مخزن سد کارده و مقایسهٔ این مقادیر با استانداردهای سایر کشورها، فقط عناصر جیوه و نیکل از

جدول ۵. مقادیر عناصر سنگین (ppm) در نقاط مختلف نمونه‌های رسوب مخزن سد کارده

| عنصر | | | | | | | موقعیت نمونه در مغزه # | موقعیت نمونه برداری (مغزه) + |
|-------|-------|---------|---------|-------|--------|---------|------------------------|------------------------------|
| Cd | Hg | Cr | Ni | Pb | Mn | Al | | |
| ۰/۱۸ | * | ۲۴/۴۲ | ۳۳/۴۳ | ۱۱/۳۴ | ۴۷۳/۰۹ | ۱۱۰۷۴/۵ | A | S1 |
| ۰/۱ | * | ۲۳/۵ | ۳۲/۶۲ | ۱۵/۸ | ۴۴۸/۵۴ | ۱۱۷۸۴/۷ | B | |
| ۰/۱۶ | * | ۲۹/۹۳ | ۴۴/۱۶ | ۱۵/۴۶ | ۵۲۱/۴۵ | ۱۴۸۱۴/۸ | C | |
| ۰/۲ | ۰/۱۹ | ۳۱/۱۲ | ۴۴/۱ | ۱۵/۷۲ | ۵۲۳/۳۷ | ۱۵۰۵۵/۵ | D | |
| ۰/۲۴ | * | ۳۵/۱۹ | ۴۹/۰۳ | ۱۵/۴۶ | ۵۷۰/۳ | ۱۵۳۲۴/۵ | E | |
| ۰/۱۷۶ | ۰/۱۹ | ۲۸/۸۳۲ | ۴۰/۶۶۸ | ۱۴/۷۶ | ۵۰۷/۳۵ | ۱۴۲۴۴/۹ | mean | |
| ۰/۱۳ | * | ۲۵/۱۹ | ۳۷/۸۹ | ۱۳/۸ | ۴۳۱/۳۲ | ۱۱۸۳۳/۲ | A | S2 |
| ۰/۱۱ | ۰/۱۸ | ۲۴/۱۲ | ۳۳/۶۹ | ۱۲/۱۵ | ۴۱۶/۶ | ۱۲۱۲۵/۹ | B | |
| ۰/۱۵ | ۰/۲۵ | ۲۸/۷۲ | ۴۲/۵۱ | ۱۴/۱۴ | ۴۷۷/۸۷ | ۱۲۵۶۵/۵ | C | |
| ۰/۱۳ | ۰/۱۷ | ۲۵/۱۷ | ۳۷/۳۷ | ۱۳/۷۸ | ۳۹۷/۹۵ | ۱۳۰۱۰/۲ | D | |
| ۰/۱۴ | * | ۲۵/۷۱ | ۳۷/۶۴ | ۱۴ | ۴۰۵/۵۷ | ۷۱۴۵/۱۲ | E | |
| ۰/۱۳ | ۰/۲ | ۲۵/۷۸۲ | ۳۷/۸۲ | ۱۳/۵۷ | ۴۲۵/۸۶ | ۱۱۳۳۶ | mean | |
| ۰/۱۲ | * | ۲۴/۷ | ۳۶/۲ | ۱۳/۱ | ۴۱۹/۹۶ | ۱۱۹۰۹/۷ | A | S3 |
| ۰/۱۳ | ۰/۱۸ | ۲۳/۲۶ | ۳۵/۱۷ | ۱۳/۲۳ | ۳۹۴/۴۵ | ۹۶۹۵/۳ | B | |
| ۰/۱۴ | ۰/۱۸ | ۲۲/۹۲ | ۳۵/۶۴ | ۱۲/۴۶ | ۴۲۰/۱۸ | ۹۳۶۰/۹ | C | |
| ۰/۱۵ | ۰/۱۳ | ۱۹/۴۹ | ۲۸/۸۱ | ۱۰/۶۱ | ۳۷۷/۰۳ | ۸۰۷۱/۲۸ | D | |
| ۰/۲۳ | ۰/۳۱ | ۳۱/۱۵ | ۴۵/۷ | ۱۴/۱۸ | ۵۰۲/۶۱ | ۱۳۶۷۲/۸ | E | |
| ۰/۱۶ | ۰/۲ | ۲۴/۵۹۴۳ | ۳۶/۵۷۵۷ | ۱۲/۶۲ | ۴۲۷/۷ | ۱۰۶۳۶/۳ | mean | |
| ۰/۱۶ | * | ۲۵/۷۹ | ۳۷/۷۱ | ۱۳/۰۳ | ۴۱۷/۱۳ | ۱۴۰۶۹/۷ | A | S4 |
| ۰/۱۶ | * | ۲۲/۹۵ | ۳۳/۶۱ | ۱۲/۱۶ | ۳۸۹/۳۵ | ۹۳۴۱/۸ | B | |
| ۰/۱۵ | * | ۱۹/۲۵ | ۲۸/۱۸ | ۱۰/۰۹ | ۳۸۳/۴۷ | ۸۰۱۷/۹ | C | |
| ۰/۲۱ | * | ۳۱/۲۳ | ۴۳/۸۲ | ۱۳/۳۴ | ۴۷۳/۹۵ | ۱۳۴۲۸/۵ | D | |
| ۰/۲۱ | * | ۳۳/۱۲ | ۴۵/۹۲ | ۱۹/۳۷ | ۵۲۹/۱۶ | ۱۵۱۹۲/۴ | E | |
| ۰/۱۷۸ | | ۲۶/۴۶۸ | ۳۷/۸۴۸ | ۱۳/۵۸ | ۴۳۸/۶۱ | ۱۱۴۹۵/۲ | mean | |
| ۰/۱۷ | ۰/۳ | ۲۷/۲۶ | ۴۰/۴۳ | ۱۲/۹۶ | ۴۱۸/۳۵ | ۱۳۶۰۷/۲ | A | S5 |
| ۰/۲۱ | ۰/۲۴ | ۲۵/۴۳ | ۳۶/۵۶ | ۱۳/۴۹ | ۴۳۶/۳۲ | ۱۰۰۶۱/۷ | B | |
| ۰/۲۱ | * | ۲۵/۵۶ | ۳۵/۸۴ | ۱۱/۹۶ | ۳۶۶/۷۲ | ۹۰۳۱/۸۲ | C | |
| ۰/۱۲ | * | ۱۵/۲۸ | ۱۶/۷۴ | ۶/۷۹ | ۲۴۴/۴۲ | ۴۵۶۵/۰۴ | D | |
| ۰/۱۹ | ۰/۱۴ | ۲۳/۶۸ | ۳۲/۲۴ | ۱۰/۷۲ | ۳۶۱/۸ | ۱۰۲۳۸/۸ | E | |
| ۰/۱۸ | ۰/۲۲۷ | ۲۳/۴۴۲ | ۳۲/۳۶۲ | ۱۱/۱۸ | ۳۶۵/۵۲ | ۹۵۰۰/۹۱ | Mean | |

+: موقعیت نمونه برداری (مغزه) براساس شکل ۳

#: موقعیت نمونه در مغزه براساس شکل ۵

*: عنصر یادشده در نمونهٔ رسوب ناچیز و غیرقابل سنجش است.

جدول ۶. وضعیت آلودگی رسوبات مخزن سد کارده براساس معیارهای کیفی زیست‌محیطی کانادا [۲۱]

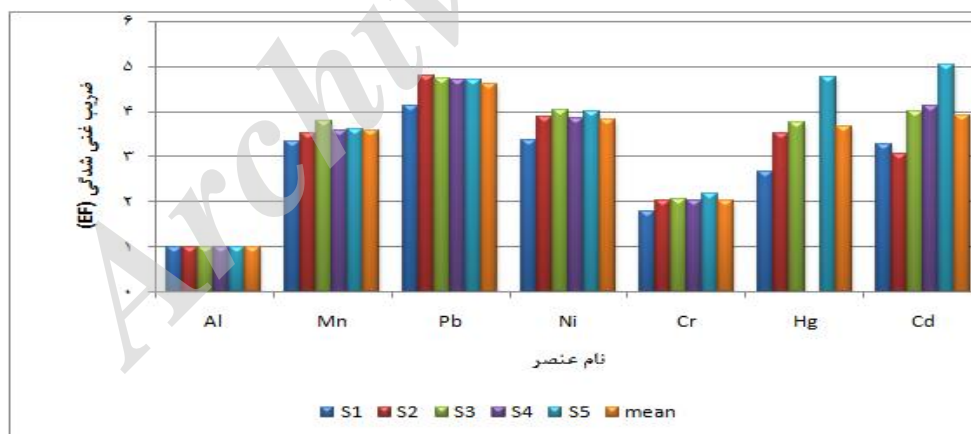
| عنصر | مقدار در رسوبات | | محدوده استاندارد |
|------|-----------------|--------------------|------------------|
| | سد کارده | حد بالا / حد پایین | |
| Al | ۱۱۴۴۲/۶ | ؟ | ؟ |
| Mn | ۴۳۳ | ؟ | ؟ |
| Pb | ۱۳/۱۴ | ۲۲۰ | ۵۰ |
| Ni | ۳۷ | ۵۲ | ۲۱ |
| Cr | ۲۵/۸۲ | ۳۷۰ | ۸۰ |
| Cd | ۰/۱۶۶ | ۱۰ | ۱/۵ |
| Hg | ۰/۲۰۹ | ۱ | ۰/۱۵ |

؟ وضعیت آلودگی رسوبات سد کارده به عنصر مد نظر براساس استاندارد یادشده قابل تعریف نیست.

جدول ۷. وضعیت آلودگی رسوبات مخزن سد کارده براساس معیارهای کیفی زیست‌محیطی کشورهای مختلف

| استاندارد | استاندارد پرغال | | استاندارد | | استاندارد واشنگتن [۲۵] | |
|--------------------------|-----------------|----------|-------------|--------------|------------------------|-------------|
| | [۲۳] | | سوئد [۲۴] | | [۲۵] | |
| مقدار در رسوبات سد کارده | حد بالا | حد پایین | آلودگی شدید | آلودگی متوسط | آلودگی بدون | آلودگی بدون |
| Al | ۱۱۴۴۲/۶ | ؟ | ؟ | ؟ | ؟ | ؟ |
| Pb | ۱۳/۱۴ | ۲۱۸ | ۷۵ | >۱۰۰۰ | ۱۵۰ | ۵۰ |

؟ وضعیت آلودگی رسوبات سد کارده به عنصر مد نظر براساس استاندارد یادشده قابل تعریف نیست.



شکل ۶. ضریب غنی‌شدگی عناصر در هر نمونه در طول دریاچه سد کارده (S1 تا S5)

با توجه به جدول ۸ مشاهده می‌شود که براساس مقادیر محاسبه‌شده ضریب غنی‌شدگی عناصر سرب، جیوه، کادمیوم و نیکل غنی‌شدگی متوسط و بقیه عناصر اندازه‌گیری‌شده غنی‌شدگی اندک دارند. مقادیر فاکتور آلودگی (C_i)، درجه آلودگی (C_d)، شاخص اصلاح‌شده درجه آلودگی (MC_d)، شاخص بار

شکل ۶ میزان غنی‌شدگی (EF) عناصر را در هر نمونه (S1 تا S5) به تفکیک نشان می‌دهد. در این روش میزان آلودگی رسوبات طبق جدول ۸ [۲۶] طبقه‌بندی می‌شود. با توجه به شکل ۳، به ترتیب موقعیت نقاط نمونه‌برداری مغزه از نزدیک دیواره سد تا دورترین مغزه از دیواره سد و نزدیک دلتا هستند.

هاکانسون (۱۹۸۰) در حد آلودگی کم و با توجه به شاخص آبراهیم (۲۰۰۵) دارای درجه بسیار کم از آلودگی هستند. با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۱۰ هم مشاهده می‌شود که وضعیت آلودگی رسوبات در حد آلودگی کم و یا بسیار کم (براساس معیارهای مختلف) هستند.

آلودگی (PLI) و شاخص آلودگی مجموع فلزات (MCI) در جدول ۹ نشان داده شده است. جدول ۱۰ بیانگر وضعیت رسوبات مخزن سد کارده در زمینه شاخص‌های یادشده است. با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۹، رسوبات مخزن سد کارده از لحاظ فاکتور آلودگی دارای آلودگی کم، از لحاظ شاخص درجه آلودگی با توجه به شاخص

جدول ۸. وضعیت آلودگی رسوبات سد کارده براساس ضریب غنی‌شدگی [۲۶]

| وضعیت آلودگی رسوبات مخزن کارده براساس نوع عنصر | وضعیت آلودگی | مقادیر EF | کلاس |
|--|------------------------|----------------|------|
| - | بدون غنی‌شدگی | $EF < 1$ | ۱ |
| Al-Cr | غنی‌شدگی اندک | $1 < EF < 3$ | ۲ |
| Pb-Hg-Cd-Ni-Mn | غنی‌شدگی متوسط | $3 < EF < 5$ | ۳ |
| - | غنی‌شدگی نسبتاً شدید | $5 < EF < 10$ | ۴ |
| - | غنی‌شدگی شدید | $10 < EF < 25$ | ۵ |
| - | غنی‌شدگی بسیار شدید | $25 < EF < 50$ | ۶ |
| - | غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید | $EF > 50$ | ۷ |

جدول ۹. مقادیر فاکتور آلودگی (C_f)، درجه آلودگی (C_d)، شاخص اصلاح شده درجه آلودگی (MC_d)، شاخص بار آلودگی (PLI) و شاخص آلودگی مجموع فلزات (MCI) در رسوبات سد کارده

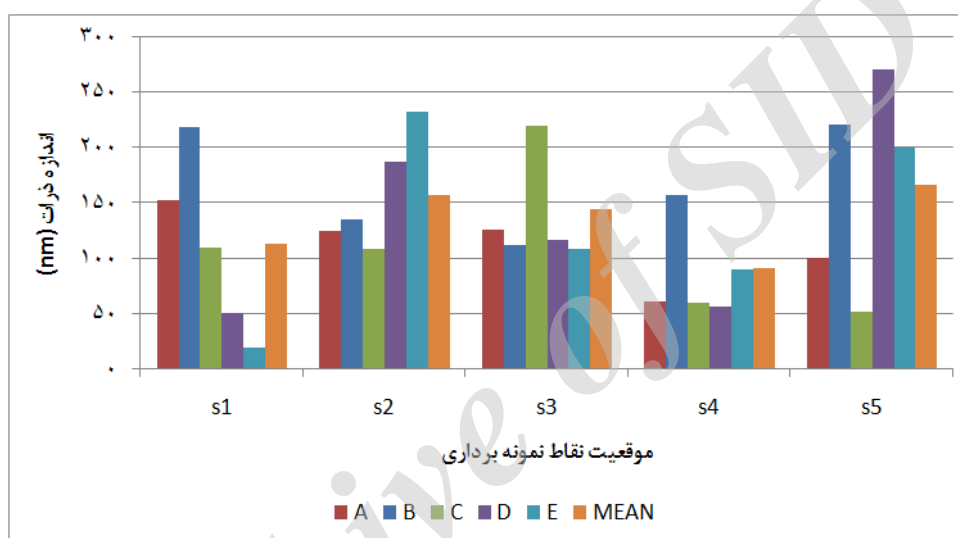
| موقعیت نمونه برداری | | | | | عنصر | شاخص آلودگی |
|---------------------|-------|-------|-------|-------|-----------------|----------------|
| S5 | S4 | S3 | S2 | S1 | | |
| ۰/۱۱ | ۰/۱۴ | ۰/۱۳ | ۰/۱۴ | ۰/۱۷ | Al | C _f |
| ۰/۴۳ | ۰/۵۱ | ۰/۵۰ | ۰/۵۰ | ۰/۵۹ | Mn | |
| ۰/۵۵ | ۰/۶۷ | ۰/۶۳ | ۰/۶۷ | ۰/۷۳ | Pb | |
| ۰/۴۷ | ۰/۵۵ | ۰/۵۳ | ۰/۵۵ | ۰/۵۹ | Ni | |
| ۰/۲۶ | ۰/۲۹ | ۰/۲۷ | ۰/۲۸ | ۰/۳۲ | Cr | |
| ۰/۵۶ | * | ۰/۵ | ۰/۵ | ۰/۴۷ | Hg | |
| ۰/۶ | ۰/۵۹ | ۰/۵۳ | ۰/۴۳ | ۰/۵۸ | Cd | |
| ۳/۰۱ | ۴/۰۴ | ۳/۱۱ | ۳/۰۹ | ۳/۴۹ | C _d | |
| ۰/۴۳۰ | ۰/۵۷۸ | ۰/۴۴۱ | ۰/۴۴۱ | ۰/۴۹۸ | MC _d | |
| ۰/۳۹۰ | ۰/۴۷۴ | ۰/۴۰۷ | ۰/۴۰۷ | ۰/۴۶۴ | PLI | |
| -۳/۹۸ | -۳/۲۱ | -۳/۸۸ | -۳/۹۰ | -۳/۵۰ | MCI | |

جدول ۱۰. وضعیت آلودگی رسوبات مخزن سد کارده براساس شاخص‌های فاکتور آلودگی (C_f)، درجه آلودگی (C_d)، شاخص اصلاح شده درجه آلودگی (MC_d)، شاخص بار آلودگی (PLI) و شاخص آلودگی مجموع فلزات (MCI)

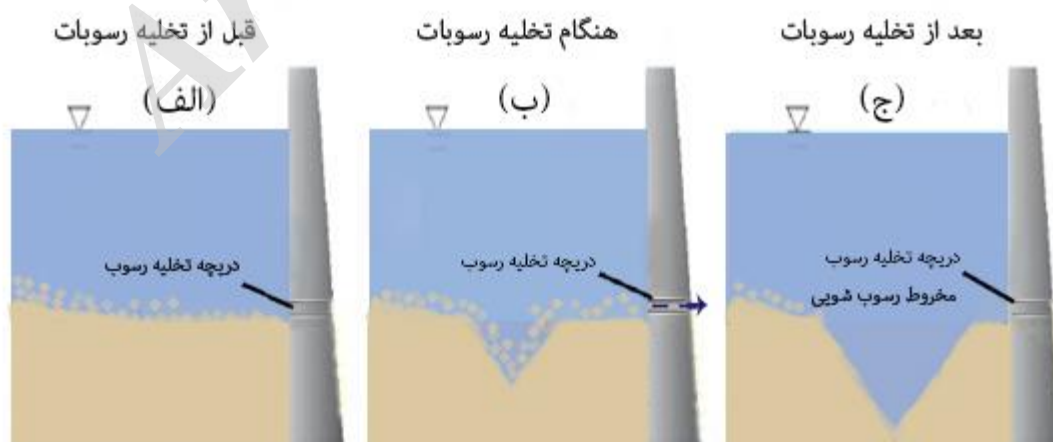
| MCI | PLI | MC _d | C _d | C _f | نام شاخص |
|-----------------|------------------|-------------------------|--------------------|--------------------|------------------------------------|
| MCI < 5 | PLI < 1 | MC _d < 1/5 | C _d < 8 | C _f < 1 | محدوده مقادیر در رسوبات مخزن کارده |
| آلودگی بسیار کم | کیفیت خوب رسوبات | درجه بسیار کم از آلودگی | آلودگی کم | آلودگی کم | وضعیت آلودگی |

می‌دهد که دلیل آن پدیده مخروط رسوب‌شویی است (شکل ۸). زمانی که مخزن تحت عمل فلاشینگ قرار می‌گیرد، مقادیر بسیاری از رسوبات نزدیک دیواره که بیشتر ریزدانه هستند، تحت تأثیر این عمل از مخزن خارج می‌شوند و ذرات درشت زیرین برجای می‌مانند. مغزه شماره ۲ نیز با شسته و خارج شدن رسوبات ریزدانه سطحی بر اثر عمل فلاشینگ، حاوی ذرات درشت‌تری است. شکل ۹ به صورت شماتیک چگونگی رسوب‌گذاری ذرات در مخزن سد کرده و موقعیت نقاط نمونه‌برداری را نشان می‌دهد.

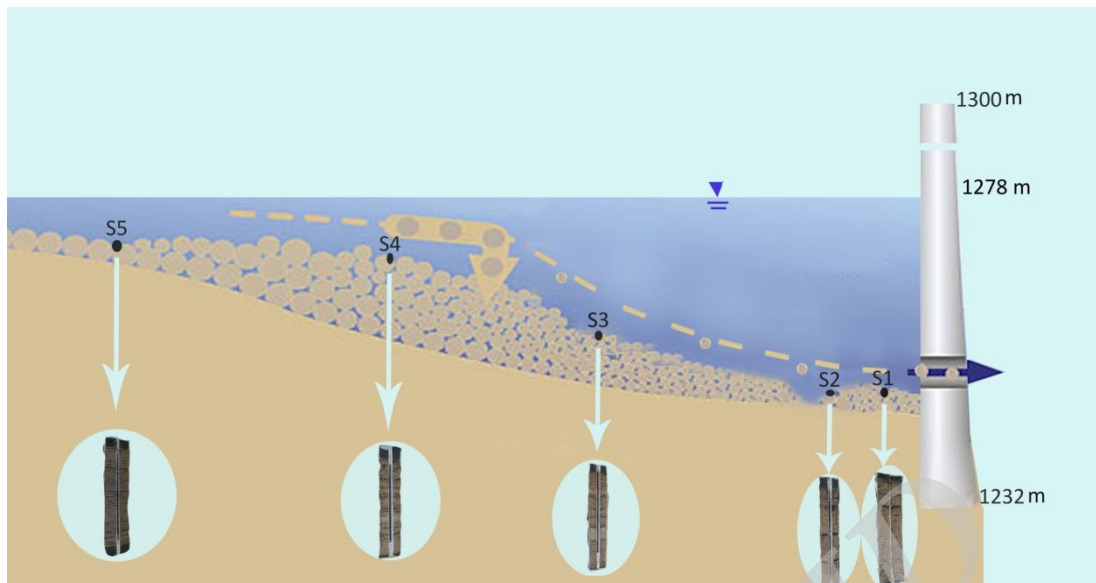
با تعیین دانه‌بندی رسوبات مخزن سد کرده (توسط Nano particle size analyzer) مشخص شد که همه ذرات رسوبی در حد رس و بسیار ریزدانه هستند (شکل ۷). با توجه به شکل ۷، دورترین مغزه از دیواره سد درشت‌دانه‌ترین ذرات رسی را دارد. همچنین مغزه نزدیک دیواره نیز دانه‌بندی ریزی را نشان می‌دهد. نتایج نشان داد مغزه شماره ۴ نسبت به سایر نمونه‌ها ریزدانه‌تر است که علت آن می‌تواند وجود جریانات ضعیف در کف مخزن و حمل ذرات ریزدانه از قسمت‌های دلتایی به این ناحیه باشد. مغزه شماره ۲ نیز ذرات نسبتاً درشتی را نشان



شکل ۷. نمودار ستونی اندازه ذرات در هر نمونه در طول دریاچه سد کرده (S1 تا S5 به ترتیب موقعیت نقاط نمونه‌برداری مغزه (با توجه به شکل ۳) از نزدیک دیواره سد تا دورترین مغزه از دیواره سد و نزدیک دلتا و A تا E موقعیت نمونه در مغزه (براساس شکل ۵) هستند).



شکل ۸. مراحل تشکیل مخروط رسوب‌شویی



شکل ۹. تصویر شماتیک از چگونگی رسوب‌گذاری ذرات و موقعیت مغزه‌ها در مخزن سد کارده (S2 موقعیت مربوط به مخروط رسوب‌شویی)

رابطه بین اندازه ذرات و میزان عناصر موجود در رسوبات مشخص شد که هرچه درصد ذراتی که در محدوده صفر تا ۵۰ نانومتر قرار دارند در نمونه رسوب بیشتر باشد، میزان عناصر سنگین در آن نمونه بیشتر خواهد بود. به بیان دیگر، با کاهش اندازه ذرات رسوبی، میزان عناصر سنگین (به‌خصوص در این مطالعه نیکل و کروم) افزایش خواهند یافت. این موضوع بیانگر آن است که عناصر سنگین به‌خصوص نیکل و کروم به‌صورت چسبیده و همراه با رس‌های زیر ۵۰ نانومتری جابه‌جا شده و افزایش درصد این بعد از ذرات در رسوبات افزایش عناصر سنگین یاد شده را موجب خواهد شد.

نتیجه‌گیری

در تحقیق حاضر که به منظور ارزیابی آلودگی به عناصر سنگین و رابطه آن با دانه‌بندی رسوبات مخزن دریاچه سد کارده انجام شده است، ابتدا با استفاده از دستگاه نمونه‌گیری وزنی از ۵ نقطه از رسوبات مخزن سد کارده نمونه‌برداری عمقی انجام گرفت. پس از آن به بررسی و تحلیل میزان آلودگی رسوبات مخزن سد توسط عناصر سنگین Al, Pb, Ni, Hg, Cr, Cd Mn در مقایسه با استانداردهای کانادا، سوئد، دپارتمان محیط زیست واشنگتن، پرتغال و هنگ‌کنگ انجام گرفت. سپس دانه‌بندی رسوبات با استفاده از لیزر تعیین شد. نتایج نشان می‌دهد میزان

بررسی دانه‌بندی ۲۵ نمونه برداشت‌شده از پنج مغزه بررسی شده، نشان می‌دهد در حالی که نوع ذرات در همه نمونه‌ها در حد رس است، ولی تفاوت‌هایی از نظر اندازه ذرات رسی در بین همه مغزه‌ها و نیز قسمت‌های مختلف یک مغزه وجود دارد. بر این اساس، بخش D مغزه شماره ۵ درشت‌دانه‌ترین ذرات و بخش‌های A و C همین مغزه ریزدانه‌ترین ذرات را در بین همه مغزه‌ها دارند. از آنجا که انتقال مواد درشت‌دانه‌تر مستلزم وقوع یک بارندگی شدیدتر و سیلاب حجیم‌تر است و از سوی دیگر معمولاً حجم رسوبات حمل‌شده رابطه مستقیم با حجم سیلاب دارد [۲۷]، انتظار می‌رود چنانچه منابع تأمین عناصر سنگین از تشکیلات زمین‌شناسی مناطق بالادست حوضه باشد، میزان آنها حداقل همسان با افزایش حجم رسوبات افزایش یابد، اما نتایج نشان می‌دهد در این بخش از مغزه شماره ۵ با افزایش اندازه ذرات میزان عناصر سنگین نیکل، کروم و سرب کاهش یافته است و این در حالی است که در بخش‌های A و C همین مغزه با کاهش اندازه ذرات میزان عناصر سنگین یاد شده افزایش می‌یابد. بنابراین، می‌توان بیان داشت که منشأ این عناصر سنگین آلاینده به احتمال زیاد محلی است و ناشی از انتقال رسوبات از تشکیلات زمین‌شناسی نواحی بالادست حوضه نیست. همچنین کلاس‌بندی ذرات نشان می‌دهد بیشترین درصد ذرات در محدوده صفر تا ۵۰ نانومتر قرار دارند. از این‌رو، با بررسی

منابع

- [1]. Hernandez L, Probst A, Probst JL, Ulrich E. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *The Science of the Total Environment*. 2003; 312:195–219.
- [2]. Doelsch E, Macary HS, Van de Kerchove V. Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Reunion). *Journal of Geochemical Exploration*. 2006; 88:194–197.
- [3]. Tijani MN, Okunlola OA, Abimbola AF. Lithogenic concentrations of trace metals in soils and saprolites over crystalline basement rocks: A case study from SW Nigeria. *Journal of African Earth Sciences*. 2006; 46:427–438.
- [4]. Upadhyay AK, Gupta KK, Sircar JK, Deb MK, Mundhara GL. Heavy metals in freshly deposited sediments of the river Subernarekha, India: an example of lithogenic and anthropogenic effects. *Environ Geol*. 2006; 50:397–403.
- [5]. Jordan C, Zhang C, Higgins A. Using GIS and statistics to study influences of geology on probability features of surface soil geochemistry in Northern Ireland. *Journal of Geochemical Exploration*. 2007; 93:135–152
- [6]. Shakeri abdoImaleki AR. Assessment of pollution of heavy metals (Fe, Mn, Ni, Pb and Zn) in sediments and its impact on water quality (Case study Chahnimeh 1 reservoir in Sistan) M.Sc. Thesis, University of Zabol. 2012. (Persian)
- [7]. Kabata-Pendias A, Mukherjee AB. Trace Elements from Soil to Human, Springer Berlin Heidelberg New York. 2007.
- [8]. Kabata-Pendias A, Pendias H. Trace elements in soils and plants. Third edition, CRC Press LLC. 2001; 408p 9. Garavand M, Ghasemi H, Hafezi Moghddas N. Geochemical and Environmental Assessment of the Heavy Metals in the Soils Derived from the Gorgan Schists, *Scientific Quarterly Journal, GEOSCIENCES*. 2012; 22:35–46.
- [9]. Ghrefat H A, Abu-Rukah Y, Rosen MA. Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafraïn Dam, Jordan. Springer Science, *Environ Monit Assess*. 2010; 178:95–109.
- [10]. Cevik F, Göksu MZ, Derici OB, Fındık O. An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2008; 152:309–317.

عناصر سنگین موجود در رسوبات مخزن سد کارده درباره بیشتر عناصر و براساس بیشتر استانداردها در حد مجاز است. البته، جیوه و نیکل کمی از حد استاندارد کانادا بیشتر هستند. همچنین با فاصله گرفتن از بدنه سد و نزدیک شدن به سمت دلتا، میزان عناصر نیکل، کروم، آلومینیوم، منگنز و سرب تغییرات محسوسی ندارند، ولی به مقدار عنصر جیوه افزوده می شود. به نظر می رسد که چون جیوه چگالی ترین عنصر در بین عناصر بررسی شده است، نسبت به سایر عناصر زودتر رسوب می کند و به همین دلیل بیشترین مقدار آن در نزدیک دلتای دریاچه یافت می شود.

بدین منظور با استفاده از شاخص غنی شدگی (EF) نیز میزان آلودگی رسوبات بررسی و تحلیل شد. تعیین ضریب غنی شدگی بیان کننده غنی شدگی متوسط برای عناصر سرب، جیوه، کادمیوم و نیکل و غنی شدگی اندک برای سایر عناصر اندازه گیری شده هستند. علاوه بر شاخص های یاد شده از شاخص های دیگری از جمله فاکتور آلودگی (Cf)، درجه آلودگی (Cd)، درجه آلودگی اصلاح شده (MCd)، شاخص بار آلودگی (PLI) و شاخص آلودگی مجموع فلزات (MCI) نیز استفاده شد که همه آنها آلودگی کمی را برای رسوبات مخزن سد کارده نشان می دهند. نتایج دانه بندی نیز بیانگر ریزدانه بودن مغزه نزدیک دیواره و درشت دانه بودن مغزه نزدیک دلتا است که علت آن رسوب سریع ذرات درشت در قسمت دلتا و حمل شدن ذرات ریزتر تا نزدیک دیواره سد است. همچنین نتایج نشان می دهد تحت تأثیر عمل فلاشینگ، مقادیر زیادی از رسوبات ریزدانه سطحی از محل مغزه نزدیک به دیواره (مغزه شماره ۲) خارج شده و ذرات درشت تر باقی مانده اند. نتایج نشان می دهد منابع آلوده کننده رسوبات سد کارده محلی هستند و از قسمت های بالادست وارد مخزن نشده اند. از طرف دیگر، نتایج نشان داد ذرات زیر ۵۰ نانومتر همبستگی مناسبی با عناصر سنگین به خصوص نیکل و کروم دارد. این موضوع با نتایج کاباتا پندیاس و پندیاس (۲۰۰۱) و گراوند و همکارانش (۲۰۱۲) همخوانی دارد [۸ و ۹]. بر این اساس، با شناسایی و مدیریت بهتر مناطقی از حوضه بالادست که امکان تولید ذرات رس در حد زیر ۵۰ نانومتر را دارند می تواند جابه جایی این آلاینده ها را محدود کرد.

- [11]. Mor F, Soltani N, Keshavarzi B, Karimi M, Esmaelzade A. Environmental geochemistry, water, soil and sediments of copper deposit of Darrehzar (Kerman). *Journal of Advanced Applied Geology*. 2012; 1:29-37. (Persian)
- [12]. Sarhangi A, Modaberi S, Mosaviharami SR, zibae M. Contamination of potentially toxic elements in Latian Reservoir, with a view to the role of sediments in pollution control *Journal of earth Science (geological engineering and environment)*. 2014; 94:139-146. (Persian)
- [13]. Kargar AA, Sedghi H. Introduce and review of the most common methods for prediction of sedimentation in reservoirs (Case Study: Sefidrud dam). 14th National Civil Engineering Students Conference, 25 August, Semnan University, Semnan, Iran. 2009. (Persian)
- [14]. Anonymous. A detailed assessment of stability control of double-arch concrete of Kardeh dam. Khorasan Razavi Regional Water Authority, Department of Department of Conservation and Utilization. 2005;120 p. (Persian)
- [15]. Ergin M, Saydam C, Basturk O, Erdem E, Yoruk R. Metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horn Estuary and Izmit Bay) of the northeastern Sea of Marmara. *Chem. Geol.* 1991; 91:269–285.
- [16]. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Res.* 1980; 14:975-1001.
- [17]. Abraham GMS. Holocene sediments of Tamaki Estuary: Characterisation and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand, Ph.D. thesis, University of Auckland, Auckland, New Zealand. 2005; 361p.
- [18]. Tomlinson DL, Wilson JG, Harris CR, Jeffrey DW. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgol. Meeresunters.* 1980; 33:566-575.
- [19]. Aikpokpodion PE, Lajide L, Aiyesanmi AF. Heavy metals contamination in Fungicide treated Cocoa plantations in Cross River State, Nigeria, *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.* 2010; 8(3):268-274.
- [20]. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC), Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. In: Preda, M., Cox, M. E., (2002). Trace Metal Occurrence and Distribution in Sediments and Mangroves, Pumicestone Region, Southeast Queensland, Australia. *Environ. Int.* 1999; 28:433-449.
- [21]. Praveena SM, Radojevic M, Abdullah MH, Aris AZ. Application Of Sediment Quality Guidelines In The Assessment Of Mangrove Surface Sediment In Mengkabong Lagoon, Sabah, Malaysia. 2008; 5:35-42.
- [22]. Caeiro S, Costa MH, Ramos TB, Fernandes F, Silveira N, Coimbra A, Medeiros G, Painho M. Assessing Heavy Metal Contamination in Sado Estuary Sediment. An Index Analysis Approach. *Ecol. Indicators.* 2005; 5:151–169.
- [23]. Mil-Homens M, Stevens RL, Abrantes F, Cato I. Heavy Metals Assessment for Surface Sediment from Three Areas of the Portuguese Continental Shelf. *Cont. Shelf Res.* 2006; 26:1184-1205.
- [24]. Washington Department of Ecology. Sediment Management Standards. Chapter 173–204, Washington Administrative Code, amended December, 1995. In Long E. R., MacDonald, D. D., (1998). Recommended Uses of Empirically Derived, Sediment Quality Guidelines for Marine and Estuarine Ecosystems. HERA. 1995; 4:1019-1039.
- [25]. Chen CW, Kao CM, Chen CF, Dong CD. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsinung Harbor. Taiwan, *Chemosphere.* 2007; 66:1431-1440.
- [26]. Hejduk L, Banasik K. Variations in suspended sediment grain sizes in flood events of a small lowland river. IAHS-AISH publication. 2010; 337: 189-196.