

بررسی زیست‌فراهمی فلزات سنگین روی، کادمیم، نیکل، مس و سرب در رسوبات رودخانه آبشینه

*حامد ارفع‌نیا^۱ و فرخ اسدزاده^۲

^۱دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشگاه ارومیه، آستادیار گروه علوم خاک، دانشگاه ارومیه

تاریخ دریافت: ۹۲/۱۰/۱۵؛ تاریخ پذیرش: ۹۳/۹/۹

چکیده

سابقه و هدف: فلزات سنگین اضافه شده از منابع طبیعی و انسانی به محیط‌های آبی در حین انتقال در مسیر رودخانه‌ها در بین بخش‌های گوناگون زیست‌بوم‌ها مانند آب و رسوبات توزیع می‌شوند. بررسی زیست‌فراهمی و تحرک فلزات سنگین به منظور فهم رفتار آن‌ها در رسوبات و جلوگیری از خطرات احتمالی زیست‌محیطی، ضروری است. فلزات از منابع مختلف وارد رودخانه‌ها شده و در رسوبات انباشته می‌شوند. همچنین توزیع فلزات در مسیر حرکت رودخانه متفاوت می‌باشد. این مطالعه با هدف بررسی زیست‌فراهمی و تعیین غلظت فلزات سنگین تجمع‌یافته در رسوبات بستر رودخانه آبشینه اجرا شد.

مواد و روش‌ها: ۱۷ نمونه سطحی از عمق ۱۰-۰ cm رسوبات رودخانه‌ای به منظور تعیین غلظت کل و بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA فلزات روی، کادمیم، نیکل، مس و سرب برداشته شد. رودخانه آبشینه تأمین‌کننده آب شرب همدان می‌باشد و متأسفانه آلودگی‌های مختلفی از منابع مسکونی، کشاورزی و صنعتی وارد آن می‌شود.

یافته‌ها: ویژگی‌های عمومی رسوبات دارای تغییرات گسترده‌ای بود. با افزایش فاصله از منشأ رودخانه مقدار رس، کربنات کلسیم، و ماده آلی افزایش یافت. میانگین غلظت کل (\pm انحراف معیار) روی، کادمیم، نیکل، مس و سرب در رسوبات به ترتیب $93/08 \pm 20/66$ ، $1/24 \pm 0/63$ ، $57/72 \pm 13/08$ ، $19/23 \pm 7/62$ و $52/47 \pm 8/52$ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. نتایج نشان داد که رسوبات رودخانه آبشینه به سرب و کادمیم آلوده هستند. غلظت کل فلزات سنگین با برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی رسوبات نظیر قابلیت هدایت الکتریکی، مواد آلی و CEC همبستگی مثبت و معنی‌داری داشت که نشان‌دهنده کنترل شدن غلظت فلزات سنگین توسط اندازه ذرات می‌باشد. رسوبات رودخانه‌های آبشینه تا اندازه‌ای نسبت کادمیم آلوده بودند. رسوبات در منشأ رودخانه دارای مقدار کم فلزات سنگین بودند در حالی که در پایین‌دست مقادیر فلزات سنگین افزایش یافت. اکثریت فلزات سنگین پیوندهای قوی با رسوبات نشان دادند که نشان‌دهنده زیست‌فراهمی کم آن‌ها برای موجودات زنده می‌باشد.

نتیجه‌گیری: همبستگی بسیار معنی‌داری بین روی و مس کل و مس قابل عصاره‌گیری با DTPA وجود داشت که احتمالاً به دلیل مشترک بودن منابع ورود این عناصر به رودخانه آبشینه می‌باشد. در بین فلزات سنگین عصاره‌گیر DTPA درصد بیش‌تری از کادمیم کل را عصاره‌گیری کرده بود که نشان از قابلیت بالای این فلز در آزادسازی مجدد

* مسئول مکاتبه: h_arfania82@yahoo.com

از فاز تبادل می‌باشد. تحرک فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌های آبهینه شاید به این ترتیب، کادمیم < مس < سرب < نیکل = روی باشد. به غیر از کادمیوم و سرب زیست‌فراهمی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه آبهینه پایین بود که نشان‌دهنده توزیع فلزات سنگین در اجزاء با پیوند قوی می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، زیست‌فراهمی، رسوب، رودخانه

مقدمه

زیست‌فراهمی فلزات سنگین و تعیین مقادیر این فلزات در رسوبات برای ارزیابی خطرات زیست‌محیطی و تحرک آلاینده‌های تجزیه‌ناپذیر در زیست‌بوم‌های آبی از اهمیت زیادی برخوردار است. فلزات سنگین از منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای صنعتی و کشاورزی وارد رودخانه‌ها شده و در رسوبات انباشته می‌شوند. انباشتگی فلزات سنگین می‌تواند سبب آلودگی منابع آب‌های سطحی می‌شود (۵). موضوع آلاینده‌های منابع آب سطحی در ایران به علت محدودیت منابع آب و قرار گرفتن در منطقه خشک و نیمه‌خشک از اهمیت دو چندانی برخوردار است که این امر استفاده از آب‌های با کیفیت نامطلوب را در ایران اجتناب‌ناپذیر نموده است.

رسوبات به‌عنوان یک شناساگر زیست‌محیطی به‌طور گسترده‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرند و توانایی آن‌ها در آلودگی محیط به فلزات سنگین به خوبی مشخص شده است (۴). فلزات سنگین موجود در رسوبات در یک تعادل پویا با آب منفذی و بار آبی بالای رسوبات قرار دارند از این رو غلظت آن‌ها در رسوبات زیر ستون آب رودخانه نقشی اساسی در تعیین آلودگی رودخانه به فلزات سنگین دارند.

فعالیت‌های بشری و یا فرآیندهای طبیعی نظیر فرسایش خاک و رسوبزایی به‌طور معمول سبب غنی‌شدن ذرات ریزتر خاک و رسوب از فلزات سنگین می‌شوند، بنابراین با کاهش اندازه ذرات

رسوب غلظت فلزات سنگین بالا می‌رود (۲۱). لای و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که مقدار فلزات سنگین موجود در رسوبات همبستگی معنی‌داری با بخش سلیت ریز دارد که این امر می‌تواند نشان‌دهنده تأثیرگذاری توزیع اندازه ذرات رسوبات در میزان غلظت فلزات سنگین باشد (۲۴). این پژوهشگران گستردگی فعالیت‌های صنعتی را از دیگر عوامل مؤثر در افزایش غلظت فلزات سنگین در رسوبات معرفی نموده و رابطه رگرسیون مطلوبی بین غلظت کادمیم، مس و سرب با درصد سیلت ریز و مساحت مناطق صنعتی ارائه کردند. رسوباتی که در رودخانه جریان دارند در فصول خشک و زمان آبیاری تجمع بیشتری دارند؛ زیرا در این مواقع قدرت حمل رودخانه به‌شدت کاهش می‌یابد. بستری که رودخانه جریان دارد نیز از جهت میزان فلزات سنگین اهمیت دارد. رودخانه‌هایی که در سازندهای آهکی جریان دارند معمولاً pH بالایی دارند و میزان دفع فلزات سنگین در این گونه رودخانه‌ها پایین است. همچنین ظرفیت بافری بالا در برابر پساب‌های اسیدی در این رودخانه دیده می‌شود (۱۶ و ۲۳). سونگ و همکاران (۲۰۱۱) نیز مکان رسوب‌گذاری را در میزان آلودگی رسوبات مؤثر دانسته و گزارش نموده‌اند که رسوبات پایین‌دست رودخانه معمولاً آلودگی بیشتری دارند (۳۹).

عوامل مختلفی در انتقال و توزیع آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین بین فازهای محلول و جامد رسوبات تأثیر دارند. این عوامل می‌تواند شامل بافت

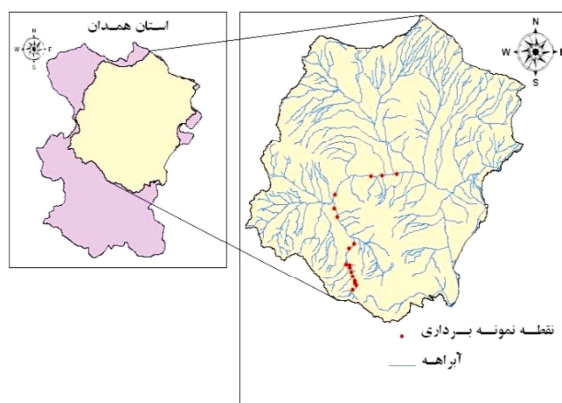
مواد و روش‌ها

منطقه مطالعاتی: حوضه آبخیز آبشینه در استان همدان و در محدوده جغرافیایی ۳۸ دقیقه و ۵۰ دقیقه - ۳۸ درجه و ۲۳ دقیقه طول شرقی و ۳۳ درجه و ۳۵ دقیقه - ۳۴ درجه و ۳۴ دقیقه عرض شمالی قرار گرفته است. مساحت حوضه برابر ۱۶۷ کیلومترمربع بوده و توپوگرافی آن نامنظم است به طوری که اختلاف ارتفاع بلندترین (۳۵۰۰ متر) و پست‌ترین نقطه (۱۹۶۰ متر) آن در حدود ۱۵۴۰ متر است. اقلیم منطقه نیمه‌خشک، میانگین بارش سالانه ۳۰۰ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه $10/88^{\circ}\text{C}$ است. رودخانه آبشینه پس از طی ۲۴ کیلومتر در این حوضه وارد رودخانه اصلی قره‌چای می‌شود. کاربری اصلی اراضی در این محدوده کشاورزی است. فعالیت‌های صنعتی از قبیل نیروگاه حرارتی تولید برق و جاده‌های مواصلاتی در مسیر حرکت رودخانه آبشینه به قره‌چای موجود بوده و این رودخانه یکی از مهم‌ترین منابع آب شرب شهر همدان محسوب می‌شود (۲).

نمونه‌برداری: در مسیر رودخانه آبشینه به قره‌چای تعداد ۱۷ نمونه رسوب در طول رودخانه با حرکت به سمت پایین‌دست رودخانه و در فواصل مختلف برداشته شد. نمونه‌برداری در تابستان ۱۳۹۰ از رسوبات بستر رودخانه (۱۰-۰ cm) انجام شد. انتخاب محل نمونه‌برداری با در نظر گرفتن کاربری زمین‌های اطراف و یا ورود آلاینده‌های مختلف از منابع احتمالی صورت گرفت. منطقه مطالعاتی و همچنین موقعیت مکانی نقاط نمونه‌برداری در شکل ۱ نشان داده شده است.

رسوبات و ژئومورفولوژی، اقلیم و فصول سال (۲۸)، عمق آب و دینامیک جریان (۱۷)، پخشیدگی بین سطح مشترک رسوب و آب (۲۹) و اندازه ذرات رسوبات (۳۷) باشد. هوروایزد و الریک (۱۹۸۷) بیان نمودند که به احتمال قوی، اندازه ذرات مهم‌ترین عامل در غلظت و ابقاء فلزات سنگین در مواد معلق و رسوبات تحتانی در رودخانه‌ها می‌باشد (۲۰). بیش‌ترین مقدار فلزات سنگین در مواد آلی و ذرات با اندازه سیلت و رس دیده می‌شود. این امر به دلیل سطح ویژه بالای رس و مواد آلی و همچنین سطوح دارای بار و ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد این ذرات می‌باشد (۳۴). سینگ و همکاران (۲۰۰۵) بیان نمودند که ویژگی‌های فیزیکی رسوبات رودخانه‌ای دارای نقشی اساسی در زیست‌فراهمی فلزات سنگین و سمیت رسوبات برای محیط هستند چرا که توزیع غلظت این فلزات در ذرات رسوب با اندازه مختلف، همگن نیست (۳۷).

بررسی‌ها نشان می‌دهد که مطالعات کمی در زمینه امکان آلودگی رسوبات رودخانه‌ای به فلزات سنگین و مقدار زیست‌فراهمی این فلزات در رسوبات انجام شده است. رودخانه آبشینه یکی از زیرشاخه‌های اصلی رودخانه بزرگ قره‌چای می‌باشد که به دلیل عبور از مسیر فعالیت‌های مسکونی، کشاورزی و صنعتی مختلف، آلودگی‌های گوناگون وارد این رودخانه می‌شود. بررسی مقدار فلزات سنگین و همچنین وضعیت تحرک آن‌ها به منظور ارزیابی خطرات احتمالی ناشی از ورود این آلاینده‌ها به آب این رودخانه که یکی از منابع عمده تأمین آب شرب شهر همدان می‌باشد ضروری است. بنابراین پژوهش کنونی در زمینه بررسی زیست‌فراهمی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌های آبشینه ارائه می‌شود.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه برداری در امتداد روخانه آبشینه در استان همدان.

Figure 1. Geographical location of study area and sampling point along the line of Abshineh River in Hamedan province.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی رسوبات رودخانه‌ای: براساس نتایج تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی رسوبات رودخانه‌ای که در جدول ۱ آمده است، رسوبات دامنه وسیعی از نظر اندازه ذرات دارند. حداقل میزان شن، سیلت و رس به ترتیب ۱۱، ۰ و ۳ درصد و حداکثر مقدار آن‌ها ۹۷، ۵۶ و ۷۷ درصد بود. رسوب شماره ۱۱ ریزترین بافت و رسوب شماره ۱۰ درشت‌ترین بافت را داشتند. بافت رسوبات در ابتدای رودخانه درشت بوده و دارای درصد بالایی از شن و سیلت می‌باشد و با فاصله از منشأ رودخانه از درصد سیلت و شن کاسته شده و بر درصد رس افزوده می‌شود که این امر به دلیل ترسیب کندتر رسوبات ریزدانه و قابلیت حمل طولانی آن‌ها در مسیر رودخانه است. البته ترتیب مورد نظر در بین نمونه‌های ۱ تا ۸ و ۹ تا ۱۱ تا حدودی به هم خورده است که دلیل آن احداث آب‌بندها در برخی محل‌های نمونه‌گیری و همچنین ورود رسوبات ناشی از فرسایش تشدید در امتداد مسیر رودخانه می‌باشد. این روند مشابه با مشاهدات هوانگ و لین (۲۰۰۳) می‌باشد (۲۱).

محدوده pH رسوبات دامنه نوسان بالایی داشت. چنانچه در رسوبات شماره ۱ و ۲ واکنش رسوبات اسیدی و در رسوبات ۹، ۱۰، ۱۲ و ۱۷ قلیایی بود. با

تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های رسوب: نمونه‌های رسوب پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا خشک شده و پس از گذراندن از الک ۲ میلی‌متری، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن به شرح زیر تعیین شد؛ بافت به روش هیدرومتری (۳)، pH و قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره ۱:۵ آب به رسوب (۴۲)، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی با هیدروکسید سدیم (۳۶)، ماده آلی به روش والکی- بلک (۳۳) و ظرفیت تبادل کاتیونی به روش باور اندازه‌گیری شد (۳۳).

برای تعیین غلظت کل عناصر سنگین در رسوبات از روش هضم اسیدی، پیشنهاد شده توسط اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲) استفاده شد (۴۰). در این روش ۲ گرم از هر نمونه رسوب در سه تکرار در ارلن درب‌دار ریخته شده و ۱۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۴ مولار به آن‌ها افزوده شد. نمونه‌ها به مدت ۱۲ ساعت در دمای 80°C در حمام آب گرم قرار گرفته و سپس با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف شدند. اندازه‌گیری غلظت عناصر سنگین مورد مطالعه (روی، کادمیوم، نیکل، مس و سرب) عصاره‌ها با استفاده از دستگاه طیف‌بینی جذب اتمی شعله‌ای مدل واریان انجام شد. میزان زیست‌فراهمی فلزات سنگین نیز از طریق عصاره‌گیری با DTPA (۱) به روش لیندسی و نورول (۱۹۸۷) تعیین شد (۲۷).

برابر صفر بود که دلیل آن در رسوبات شماره ۹ و ۱۰ وجود آب‌بندها و در نتیجه انقطاع رسوبات بالا و پایین آب‌بند می‌باشد. در رسوبات شماره ۱۴ و ۱۷ نیز می‌تواند مربوط به عبور رودخانه از مسیر مناطق خشک و وجود بندهای انحرافی آبیاری در بالادست رودخانه باشد. در نمونه‌های ۱ تا ۸ که در بالادست آب‌بند قرار دارند، با فاصله از منشأ بر میزان مواد آلی رسوبات افزوده شد. این مسأله می‌تواند به علت فرسایش اراضی کشاورزی کناره رودخانه که مواد آلی بالایی دارند باشد. روند تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) مشابه روند تغییرات ذرات رس و مواد آلی در رسوبات می‌باشد که این امر دلیلی بر اهمیت این ویژگی‌ها در کنترل ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌ها می‌باشد. با افزایش مواد آلی در رسوبات میزان CEC افزایش یافته است و همین‌طور بالاترین میزان CEC در رسوباتی یافت شد که درصد رس بالایی داشتند.

افزایش فاصل از ابتدای رودخانه بر میزان pH رسوبات افزوده شد. بالا رفتن pH با فاصله گرفتن از منشأ رودخانه می‌تواند مربوط به ورود آلودگی‌های مختلف، فرسایش خاک اطراف رودخانه و وارد کردن ذرات آهک به همراه خود و یا عبور رودخانه از سازندهای آهکی باشد. بررسی میزان کربنات کلسیم نیز نشان می‌دهد که روند کلی آن همانند pH بوده و مقدار آن در نمونه‌های ابتدای رودخانه ناچیز بوده و با فاصله گرفتن از منشأ افزایش می‌یابد. روند کلی تغییرات EC نیز مشابه pH بود. کم‌ترین میزان EC مربوط به رسوبات شماره ۱، ۲، ۵ و ۱۱ بود که می‌تواند مربوط به ورود کم املاح و آلاینده‌ها به داخل رودخانه باشد. بالاترین میزان EC مربوط به رسوبات شماره ۱۲، ۱۵ و ۱۶ بود که این رسوبات تحت تأثیر ورود شدید فاضلاب‌های روستایی به داخل رودخانه می‌باشند. میزان مواد آلی رسوبات در دامنه ۰ تا ۳/۲۲ درصد در نوسان بود. در برخی از نمونه‌ها مقدار مواد آلی

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی رسوبات روخانه‌های آبشینه.

Table 1. Selected physicochemical properties of Abshineh River sediments.

اسیدیته pH	ظرفیت تبادل کاتیونی		آهک	ماده آلی	شن	سیلت	رس	شماره رسوب
	EC μScm^{-1}	CEC cmol.kg^{-1}	CaCO_3	OM	Sand %	Silt	Clay	
6.6	46	11.23	0.00	0.297	59	34	7	1
6.6	59	16.34	0.00	1.827	43	46	11	2
7.34	199	12.89	0.00	1.075	47	46	7	3
7.23	227	16.79	0.00	1.797	33	56	11	4
7.91	89	10.33	0.00	0.172	71	24	5	5
7.91	397	16.79	0.59	1.285	33	56	11	6
7.68	209	22.94	6.63	2.331	35	40	25	7
7.82	198	31.05	4.81	3.226	15	44	41	8
8.58	69	6.73	24.79	0	71	26	3	9
8.16	112	7.48	14.98	0	97	0	3	10
7.67	45.2	27.82	17.6	0.932	11	12	77	11
8.21	2440	21.14	13.46	1.398	41	32	27	12
7.9	927	21.29	7.08	1.24	33	48	19	13
7.98	159	16.19	24.84	0	37	36	27	14
7.48	1520	23.55	7.33	1.707	17	52	31	15
7.59	1776	25.2	11.05	2.256	17	46	37	16
8.19	136	15.74	18.45	0	57	16	27	17

فلزات سنگین

روی: غلظت کل و همچنین بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA روی در نمونه‌های رسوبات در شکل ۲ (الف) نشان داده شده است. بیش‌ترین میزان روی قابل عصاره‌گیری با DTPA در رسوب شماره ۱۶ و کم‌ترین مقدار روی مربوط به رسوب شماره ۱۷ بود. دامنه میزان روی قابل عصاره‌گیری با DTPA در نمونه‌های رسوب بین ۰/۴۱۵-۵/۲۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. عصاره‌گیر DTPA توانسته ۱/۵۶٪ از روی کل را عصاره‌گیری نماید. سینگ و همکاران (۱۹۹۸) در خاک‌های سطحی آلوده با رسوبات لارویی شده گزارش کردند که عصاره‌گیر DTPA توانسته ۲۶٪ روی کل را عصاره‌گیری نماید (۳۸). پایین بودن روی عصاره‌گیری شده با DTPA در رسوبات رودخانه آبشینه نشان‌دهنده پایین بودن زیست‌فراهمی این عنصر و توزیع آن به شکل‌های غیرتبادلی می‌باشد. این نتایج با گزارش‌های برخی از پژوهشگران نظیر لی و همکاران (۲۰۰۱) و لی و تورنتون (۲۰۰۱) مطابقت دارد (۲۶) و (۲۵). بیش‌ترین غلظت کل روی مربوط به نمونه شماره ۱۶ و کم‌ترین آن مربوط به نمونه شماره ۵ می‌باشد. دامنه میزان کل روی در نمونه‌ها بین ۶۲/۷۱-۱۲۸/۵۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. پنگ و همکاران (۲۰۰۴) میزان کل روی در ۴ نمونه رسوبات رودخانه تونمون در هنگ‌کنگ را ۳۷۸، ۳۵۷، ۳۲۱، ۳۱۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند (۳۱). به‌نظر می‌رسد یکی از دلایل اختلاف زیاد در مقادیر گزارش شده توسط پنگ و همکاران (۲۰۰۴) با مقادیر مشاهده‌ای در این مطالعه این باشد که آن‌ها مقدار روی را در ذرات کوچک‌تر از ۶۳ میکرون اندازه‌گیری کرده‌اند و از آنجایی‌که روی میل ترکیبی شدیدی با ذرات ریز رسوبات دارد غلظت آن در نمونه‌های با اندازه ذرات ریز به‌شدت افزایش می‌یابد (۳۱). توجه به شکل ۱ (الف) و جدول ۱ نشان می‌دهد که رسوبات با درصد

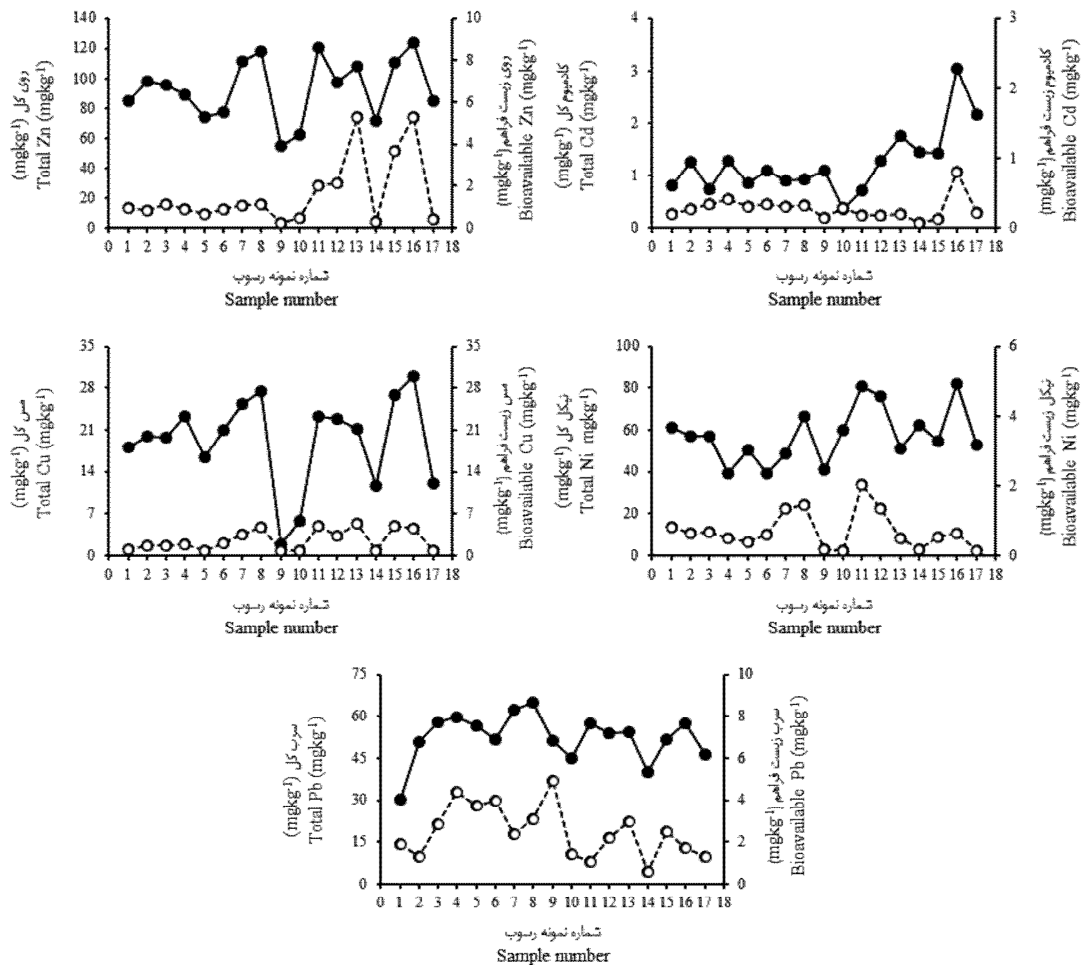
رس بالا، روی کل بیش‌تری دارند و این امر می‌تواند به‌علت وجود روی در ساختمان کانی‌های رسی این رسوبات باشد (۲۲).

کادمیم: غلظت کل و همچنین بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA کادمیم در نمونه‌های رسوب در شکل ۲ (ب) نشان داده شده است. بیش‌ترین میزان کادمیم قابل عصاره‌گیری با DTPA در رسوب شماره ۱۶ و کم‌ترین مقدار کادمیم مربوط به رسوب شماره ۱۴ بود. دامنه میزان کادمیم قابل عصاره‌گیری با DTPA در نمونه‌های رسوب بین ۰/۰۷۴-۰/۸۰۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. عصاره‌گیر DTPA توانسته ۲۶/۵۳٪ از کادمیم کل را عصاره‌گیری نماید. بالا بودن کادمیم عصاره‌گیری شده با DTPA در رسوبات رودخانه‌های آبشینه نشان‌دهنده بالا بودن زیست‌فراهمی این عنصر می‌باشد. این نتیجه با نتایج به‌دست آمده توسط بعضی از پژوهشگران مطابقت دارد (۲۲).

بیش‌ترین میزان کادمیم کل مربوط به رسوب شماره ۱۶ و کم‌ترین میزان کادمیم کل مربوط به رسوب شماره ۱۰ بود. دامنه میزان کل کادمیم بین ۰/۳۶-۳/۰۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. دامنه مقادیر کل کادمیم اندازه‌گیری شده در این مطالعه با مقادیر گزارش شده توسط تسای و همکاران (۲۰۰۷) مشابهت دارد (۴۱). این پژوهشگران نیز در بررسی توزیع کادمیم در رسوبات شش رودخانه در جنوب تایوان بالاترین میزان کادمیم را در رسوبات هر رودخانه ۳/۵۷، ۳/۰۷، ۰/۱۶، ۳/۲۹، ۰/۳ و ۰/۲۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند. رسوبات انتهایی رودخانه شامل نمونه‌های رسوب شماره ۱۶ و ۱۷ تا اندازه‌ای آلوده به کادمیم بودند. کادمیم به راحتی توسط رواناب سطحی همراه با ذرات کلوئیدی وارد رودخانه و در آن جریان می‌یابد (۱۸). واکیدا و همکاران (۲۰۰۷) در بررسی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه تکیت در مکزیکو، آلودگی به کادمیم را گزارش کردند (۴۳).

همکاران (۲۰۱۱) گزارش شده است (۳۹). چابوکدرا و نما (۲۰۱۲) نیز دامنه غلظت کل کادمیم را در رسوبات رودخانه هیندون بین ۰/۲۹-۶/۲۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش نموده‌اند (۶).

مقادیر غلظت کادمیم گزارش شده توسط این پژوهشگران تا حدودی مشابه با مقادیر مشاهده شده کادمیم در نمونه‌های رسوب انتهای رودخانه است. همچنین آلودگی بیش‌تر رسوبات پایین‌دست رودخانه نسبت به کادمیم در مطالعه مشابهی توسط سونگ و



شکل ۲- مقادیر کل (دایره توپر؛ ●) و زیست‌فراهم (دایره توخالی؛ ○) فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب.

Figure 2. Total (filled circles; ●) and bioavailable (open circles; ○) amounts of heavy metals in sediment samples.

رسوب بین ۰/۷۶-۵/۳۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. عصاره‌گیر DTPA توانست ۱۴/۵۴٪ از مس کل را عصاره‌گیری نماید. بالا بودن مس عصاره‌گیری شده با DTPA در رسوبات رودخانه‌های آبشینه نشان‌دهنده بالا بودن زیست‌فراهمی این عنصر می‌باشد. استفاده از کودهای شیمیایی و دامی، عصاره کودهای حیوانی،

مس: غلظت کل و همچنین بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA مس در نمونه‌های رسوبات در شکل ۲ (ج) نشان داده شده است. بیش‌ترین میزان مس قابل استفاده مربوط به رسوب شماره ۱۳ و کم‌ترین مقدار مس را رسوب شماره ۹ به خود اختصاص داده بود. دامنه میزان مس قابل عصاره‌گیری با DTPA در نمونه‌های

برقرار می‌کند (۱۲). بنابراین احتمالاً فرسایش مهم‌ترین مکانسیم انتقال نیکل به حساب می‌آید (۳۵). با توجه به مقادیر بالای فرسایش در منطقه به نظر می‌رسد که مقادیر بالای نیکل کل در رسوبات رودخانه آبشینه نسبت به مقادیر گزارش شده توسط واکیدا و همکاران (۲۰۰۷) و سینگ و همکاران (۲۰۰۵) مربوط به فرسایش و تولید قابل توجه رسوب در این منطقه باشد (۳۳ و ۳۷). مقادیر کل نیکل موجود در نمونه‌های رسوب تقریباً با مقادیر گزارش شده توسط چابوکدرا و نما (۲۰۱۲) مشابهت دارد (۶). این پژوهشگران دامنه غلظت کل نیکل در نمونه‌های رسوب رودخانه هیندو را بین $۹۰/۱۳-۵۷/۶۶$ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش نموده‌اند.

سرب: غلظت کل و همچنین بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA سرب در نمونه‌های رسوب در شکل ۲ (ه) نشان داده شده است. بیش‌ترین میزان سرب قابل استفاده مربوط به رسوب شماره ۹ و کم‌ترین مقدار سرب مربوط به رسوب شماره ۱۴ می‌باشد. دامنه میزان سرب قابل عصاره‌گیری با DTPA در نمونه‌های رسوب بین $۴/۹۴-۰/۶۱$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. عصاره‌گیر DTPA توانسته $۴/۷\%$ از سرب کل را عصاره‌گیری نماید. سینگ و همکاران (۱۹۹۸) در خاک‌های سطحی آلوده با رسوبات لایروبی شده گزارش کردند که عصاره‌گیر DTPA توانسته ۱۳% سرب کل را عصاره‌گیری نماید (۳۸). بیش‌ترین میزان سرب کل مربوط به رسوب شماره ۸ و کم‌ترین میزان سرب مربوط در رسوب شماره ۱ یافت شد. دامنه میزان کل سرب بین $۳۰/۱۲-۶۵$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. کابالا و سینگ (۲۰۰۱) در جزه‌بندی و تحرک سرب در خاک سطحی آلوده و غیرآلوده کناره معدن مس، میزان سرب کل را بین $۶۸/۱-۱۲۲$ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کرد (۱۳). هوانگ و لین (۲۰۰۳)

قارچ‌کش‌های حاوی مس موجب بالا رفتن میزان مس در خاک‌ها می‌شود (۱۴). رودخانه‌هایی که در کنار اراضی کشاورزی با میزان مس بالا جریان دارند می‌توانند مس بالایی را داشته باشند (لی و همکاران، ۲۰۰۱). بیش‌ترین میزان مس کل مربوط رسوب شماره ۱۶ و کم‌ترین میزان مس در نمونه شماره ۹ یافت شد. دامنه میزان کل مس بین $۱/۸۵-۲۹/۸۸$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. فرناندز و همکاران (۲۰۰۸) میزان کل مس در رسوبات رودخانه‌ای در اسپانیا را در دامنه $۱۸-۲۰۹$ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند (۹).

نیکل: غلظت کل و همچنین بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA نیکل در نمونه‌های رسوب در شکل ۲ (د) نشان داده شده است. بیش‌ترین میزان نیکل قابل عصاره‌گیری با DTPA در رسوب شماره ۱۱ و کم‌ترین مقدار آن در رسوب شماره ۱۷ یافت شد. دامنه میزان نیکل قابل عصاره‌گیری با DTPA در نمونه‌های رسوب بین $۰/۱۶۳-۲/۰۴$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد و عصاره‌گیر DTPA توانسته تنها $۱/۲\%$ از نیکل کل را عصاره‌گیری نماید. سینگ و همکاران (۱۹۹۸) در خاک‌های سطحی آلوده با رسوبات لایروبی شده گزارش کردند که عصاره‌گیر DTPA توانسته ۱۰% نیکل کل را عصاره‌گیری نماید (۳۸). پایین بودن نیکل قابل عصاره‌گیری شده با DTPA در رسوبات رودخانه‌های آبشینه نشان‌دهنده پایین بودن زیست‌فراهمی این عنصر می‌باشد و توزیع شدن نیکل در شکل‌های غیرتبادلی می‌باشد.

بیش‌ترین غلظت کل نیکل مربوط به رسوب شماره ۱۶ و کم‌ترین میزان آن مربوط به رسوب شماره ۷ بود. دامنه میزان کل نیکل بین $۳۹/۲۷-۸۲/۱۵$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. نیکل در داخل شبکه کریستالی کانی‌ها نفوذ کرده و پیوندی قوی با آن‌ها

کادمیم در خاک و رسوبات می‌شود (۷). با وجود این که مقدار ماده آلی در رسوبات کم‌تر از ۴ درصد می‌باشد، بین میزان ماده آلی با روی کل، نیکل قابل‌جذب، مس قابل‌جذب و کل و سرب کل همبستگی معنی‌دار وجود دارد. این امر نشان می‌دهد که واکنش‌پذیری مواد آلی رسوبات به قدری زیاد است که حتی در مقادیر ناچیز نیز تأثیر به‌سزایی بر واکنش‌های شیمیایی رسوبات می‌گذارد. کنتل و همکاران (۲۰۰۲) نیز اشاره نموده‌اند که مواد آلی تأثیر به‌سزایی در زیست‌فراهمی عناصر سنگین دارد (۵). فرناندز و همکاران (۲۰۰۸) گزارش کردند که میزان کل مس رسوبات همبستگی مثبتی با میزان مواد آلی و مس عصاره‌گیری شده از اراضی بالادست رودخانه دارد (۹). نتایج این پژوهش نیز به روشنی نشان‌دهنده همبستگی مثبت و معنی‌دار بین مس قابل‌جذب و کل با میزان مواد آلی رسوبات است.

روی کل، مس و نیکل قابل‌جذب و کل، سرب کل با درصد رس رسوبات رابطه مثبت و معنی‌داری دارند. کانی‌های رسی می‌توانند فلزات سنگین را بر روی بارهای وابسته به pH و بارهای ثابت خود، جذب و یا این که این فلزات را در شبکه بلوری خود محبوس کنند. به‌طورکلی رسوبات با درصد رس بیش‌تر دارای فلزات سنگین کل بیش‌تری می‌باشند. بنابراین می‌توان احتمال داد که این امر به‌علت وجود فلزات سنگین در ساختمان کانی‌های رسی رسوبات باشد. هوانگ و لین (۲۰۰۳) عامل توزیع اندازه ذرات را از مهم‌ترین عامل کنترل‌کننده تغییرات مکانی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه کیلونگ معرفی کرده و کوارتز شنی را مهم‌ترین جزء رقیق‌کننده تغییرات فلزات سنگین در رودخانه دانسته‌اند (۲۱). بین CEC و غلظت روی، نیکل و مس قابل‌جذب و کل و سرب کل رابطه مثبت و معنی‌داری وجود داشت. ظرفیت

متوسط غلظت کل سرب در رسوبات شش رودخانه اصلی تایوان را ۳۱/۲ و حداقل و حداکثر آن را به‌ترتیب ۸/۶ و ۱۰۲/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش نموده‌اند (۲۱). یکی از منابع انباشتگی سرب در رسوبات رودخانه عبور و مرور وسایط نقلیه، ساخت شهرک‌های صنعتی در مسیر رودخانه، ورود زه‌آب‌های شهری در فصول بارندگی می‌باشد. رسوبات انتهای رودخانه تا اندازه‌ای نسبت به سرب آلوده بودند. فو و همکاران (۲۰۱۴) مقادیر غلظت کل سرب در رودخانه جیالو مورد بررسی قرار داده و دامنه تغییرات آن در ۱۹ نمونه رسوب را ۵۱/۱۷-۱۴/۷۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند (۱۱). به‌نظر می‌رسد که دلیل پایین بودن مقادیر سرب در این رودخانه نسبت به مطالعات مشابه، دست‌نخوردگی حوزه آبریز و عدم وجود فعالیت‌های صنعتی در محدوده رودخانه باشد.

همبستگی بین غلظت قابل‌جذب، کل فلزات سنگین با ویژگی‌های رسوبات: نتایج مربوط به همبستگی بین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی رسوبات با مقادیر کل و قابل‌عصاره‌گیری با DTPA عناصر سنگین در جدول ۲ نشان داده شده است. بر اساس نتایج جدول ۲ می‌توان گفت EC رسوبات همبستگی معنی‌داری با روی قابل‌جذب، کادمیوم کل و مس قابل‌جذب دارد. افزایش شوری موجب کاهش تجمع فلزات سنگین بر روی ذرات کلونیدی می‌شود (۷). با افزایش شوری غلظت کاتیون‌هایی مانند کلسیم و منیزیم افزایش می‌یابد (۸). به وجود آمدن رقابت برای جذب شدن برای سطوح ذرات رسوبات بین این کاتیون‌ها و فلزات سنگین منجر به افزایش غلظت فلزات در آب منفذی می‌شود. این تأثیر برای کادمیوم و روی از اهمیت بیش‌تری برخوردار است (۳۰). دولینگ و همکاران (۲۰۰۸) گزارش کردند که افزایش شوری موجب افزایش زیست‌فراهمی و افزایش آبشویی

مواد آلی و رس می‌باشد توانایی رسوب در نگهداری فلزات سنگین در شکل‌هایی که زیست‌فراهمی بالایی دارند، افزایش می‌یابد. از این رو CEC را می‌توان به‌عنوان یک عامل کلیدی در کنترل مقدار زیست‌فراهمی فلزات سنگین محسوب کرد (۱۹).

تبادل کاتیونی تابعی از مقدار رس و ماده آلی در رسوبات است و در این مطالعه نیز همبستگی خوبی بین CEC با رس و ماده آلی (به‌ترتیب با ضریب همبستگی ۰/۸۲ و ۰/۷۷، $P < ۰/۰۱$) در نمونه‌های رسوب مشاهده شد. بنابراین می‌توان گفت که با افزایش CEC که در نتیجه افزایش بارهای سطحی

جدول ۲- همبستگی بین مقدار کل و بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA فلزات سنگین با برخی از ویژگی‌های رسوبات.

Table 2. Correlation between total and bioavailable fraction (DTPA) of heavy metals and some physicochemical properties of sediments.

اسیدیته	هدایت الکتریکی	ظرفیت تبادل کاتیونی	آهک	ماده آلی	شن	سیلت	رس		
pH	EC	CEC	CaCO ₃	OM	Sand	Silt	Clay		
	dS m ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹			%				
-0.05	0.69**	0.53*	-0.06	0.40	-0.52*	0.34	0.35	#DTPA	Zn
-0.33	0.40	0.90**	-0.25	0.77**	-0.82**	0.36	0.80**	Total	
-0.17	0.22	0.20	-0.33	0.45	-0.19	0.28	-0.01	DTPA	Cd
0.06	0.51*	0.31	0.19	0.19	-0.37	0.30	0.20	Total	
-0.03	0.51*	0.88**	-0.08	0.69**	-0.57*	0.33	0.68**	DTPA	Cu
-0.44	0.46	0.82**	-0.52*	0.83**	-0.34	0.60**	0.49*	Total	
-0.17	0.14	0.70**	-0.12	0.53*	-0.79**	0.12	0.71**	DTPA	Ni
-0.07	0.43	0.50*	0.25	0.18	-0.82**	-0.28	0.66**	Total	
0.20	-0.06	-0.22	-0.31	0.12	0.09	0.38	-0.44	DTPA	Pb
0.17	0.16	0.55*	-0.22	0.69**	-0.46	0.29	0.32	Total	

** و * همبستگی معنی‌دار به ترتیب در سطح ۱ و ۵ درصد.

بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA.

* and ** Indicate significant correlation at 0.05 and 0.01 levels.

DTPA extractable fraction.

فلزات سنگین از منابع مشترک وارد رسوبات شده و در آن تجمع یافته‌اند. کدرمن و عثمان (۲۰۰۷) روابط مثبت و معنی‌داری بین مس- روی، مس- سرب و روی- سرب را گزارش کرده‌اند (۱۵). تسای و همکاران (۲۰۰۷) نیز روابط مثبت معنی‌داری را بین میزان کادمیم و مس، سرب، روی و نیکل در بعضی از رسوبات رودخانه‌های جنوب تایوان گزارش نموده‌اند (۴۱).

همبستگی بین فلزات سنگین: وجود همبستگی بین میزان فلزات سنگین نشان‌دهنده وجود منبع آلودگی مشترک است (۱۰، ۳۲ و ۱۵). همبستگی مثبت و معنی‌داری بین روی و مس قابل‌جذب و کل در تجزیه داده‌ها مشاهده شد (جدول ۳). مس قابل‌جذب با نیکل قابل‌جذب، مس کل با سرب کل، روی کل با مس، نیکل و سرب کل همبستگی مثبت و معنی‌داری نشان داد. این روابط معنی‌دار نشان‌دهنده این است که

جدول ۳- همبستگی بین مقادیر کل و قابل عصاره‌گیری با DTPA فلزات سنگین.

Table 3. Correlation between total and metals extractable by DTPA.

Pb	Ni	Cu	Cd	Zn	
-	-	-	-	1.00	Zn
-	-	-	1.00	0.37	Cd
-	-	1.00	0.19	0.78**	Cu
-	1.00	0.60**	0.005	0.14	Ni
1.00	-0.16	-0.07	0.11	-0.09	Pb
-	-	-	-	1.00	Zn
-	-	-	1.00	0.33	Cd
-	-	1.00	0.29	0.89**	Cu
-	1.00	0.35	0.22	0.53*	Ni
1.00	0.01	0.52*	0.05	0.53*	Pb

** و * همبستگی معنی‌دار به ترتیب در سطح ۱ و ۵ درصد.

* and ** Indicate significant correlation at 0.05 and 0.01 levels.

سایر فلزات تحرک بالایی داشته و توانایی تشکیل پیوندهای قوی با اجزاء معدنی و آلی رسوبات ندارد و در نتیجه پتانسیل بالایی برای تحرک مجدد دارد. مس پیوندهای پایداری با مواد آلی تشکیل می‌دهد و احتمالاً این عنصر در اتصال با مواد آلی در رودخانه جابجا می‌شود. با توجه به همبستگی مطلوب CEC رسوبات با بخش قابل عصاره‌گیری با DTPA فلزات سنگین، این ویژگی را می‌توان به‌عنوان یک عامل کلیدی در کنترل مقدار زیست‌فراهمی فلزات سنگین محسوب کرد.

نتیجه‌گیری کلی

رودخانه‌ها به‌عنوان یکی از اجزاء اصلی زیست‌بوم حامل بسیاری از آلاینده‌ها می‌باشند. رسوبات با توانایی بالا در نگهداشت آلاینده‌ها نقشی بسیار سازنده در پایداری و سلامت آب‌های سطحی دارند. فلزات سنگین با تنوع بسیار زیاد از نظر شیمیایی، می‌توانند در رسوبات تجمع یابند. فلزات سنگین به همراه ذرات رس و سیلت در رودخانه آبشینه منتقل می‌شوند. براساس نتایج درصد بالایی از کادمیم در مقایسه با سایر فلزات توسط DTPA استخراج شد. بر این اساس می‌توان گفت که کادمیم در مقایسه با

منابع

1. Alloway, B.J., and Jackson A.P. 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Sci. Total Environ.* 100: 151-76.
2. Baharifar, A., Moinevaziri, H., Bellon, H., and Pique, A. 2004. The crystalline complexes of Hamadan (Sanandaj-Sirjan zone, western Iran): Metasedimentary Mezoic sequences affected by Late Cretaceous tectono-metamorphic and plutonic events. *Comptes Rendus Geoscience* 336: 1443-1452.
3. Baucos, G.J. 1962. Hydrometer methods improved for making particle size of soils. *Agron. J.* 56: 464-465.
4. Bermejo Santos, J.C., Beltran, R., and Ariza, G. 2003. Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (South Spain). *J. Geol. Soc. India.* 15: 150-157.

5. Catlett, M.K., Heil, M.D., Lindsay, L.W., and Ebinger, H.M. 2002. Soil chemical properties controlling Zinc²⁺ activity in 18 Colorado soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1182-1189.
6. Chabukdhara, M., and Nema, A.K. 2012. Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediments: A chemometric and geochemical approach. *Chemosphere*. 87: 945-953.
7. Du Laing, G., De Vos, R., Vandecasteele, B., Lesage, E., Tack, F.M.G., and Verloo, M.G. 2008. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estu. Coast Shelf Sci.* 77: 4. 569-602.
8. Einard, A., Lal, R., and Wiebe, K.D. 2005. Salt affected soils, P 1538-1541. In: R. Lal (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*. 2th edition. CRC Press.
9. Fernandez-Calvino, D., Rodriguez-Suarez, J.A., Lopez-Periago, E., Arias-Estevez, M., and Simal-Gandara, J. 2008. Copper content of soils and river sediments in a winegrowing area, and its distribution among soil or sediment component. *Geoderma*. 145: 91-97.
10. Forstner, U. 1983. Metal pollution assessment from sediment analysis, P 110-193. In: U. Foster and G.T.W. Wittmann, G.T.W. (Eds.), "Metal pollution in the aquatic environment", Springer, Berlin.
11. Fu, J., Zhao, C., Luo, Y., Liu, C., Kyzas, G.Z., Luo, Y., Zhao, D., An, S., and Zhu, H. 2014. Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: Their relations to environmental factors. *J. Hazardous Mater.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.044>.
12. Galan, E., Gomez-Ariza, J.L., Gonzalez, I., Fernandez-Calvino, J.C., Morales, E., and Giraldez, I. 2003. Heavy metal partitioning in river sediments severely polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt. *Appl. Geochem.* 18: 21-409.
13. Kabala, C., and Singh, B.R. 2001. Fractionation and mobility of copper, lead and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *J. Environ. Qual.* 30: 485-492.
14. Kabata-Pendias, A., and Pendias, A. 2001. *Trace Element in Soils and Plants*. 2nd ed. CRC, press, USA, 143p.
15. Kederman, P., and Osman, A.A. 2007. Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands). *Water Res.* 41: 4251-4261.
16. Korfali, S.I., and Davies, B.E. 2003. A comparison of metals in sediments and water in the river Nahr-Ibrahim, Lebanon: 1996 and 1999. *Environ. Geochem. Health.* 25: 41-50.
17. Kratzer, C.R. 1999. Transport of sediment-bound organochlorine pesticides to San Joaquin River, California. *J. Am. Water Res. Assoc.* 35: 81-957.
18. Harrison, R.M., and Wilson S.J. 1985. The chemical composition of highway drainage waters III. Runoff water metal speciation characteristics. *Sci. Total Environ.* 43: 89-102.
19. Hankanson, L., and Jansson, J. 1983. *Lake Sedimentology*. Macmillan, New York.
20. Horowitz, A.J., and Elrick, K.A. 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Appl. Geochem.* 2: 51-437.
21. Houn, K.M., and Lin, S. 2003. Consequences and implication of heavy metal spatial variations in sediments of Keelung River drainage basin, Taiwan. *Chemosphere*. 53: 1113-1121.
22. Jaradat, Q.M., Massadeh, A.M., Zaitoun, M.A., and Maitah, B.M. 2006. Fractionation and sequential extraction of heavy metals in the soils of scrapyard of discarded vehicles. *Environ. Monit. Assess.* 112: 197-210.
23. Jarvie, H.P., Neal, C., Leach, D.V., Ryland, G.P., House, W.A., and Robson, A.J. 1997. Major ion concentrations and the inorganic carbon chemistry of Humber Rivers. *Sci. Total Environ.* 194/195: 85-302.
24. Lai, T.M., Lee, W., Hur, J., Kim, Y., Huh, I.A., Shin, H.S., Kim, C.K., and Lee, J.H. 2013. Influence of sediment grain size and land use on the distribution of heavy metals in sediments of the Han River basin in Korea and assessment of anthropogenic pollution. *Water Air Soil Pollut.* 224: 12-1609.
25. Li, X., and Thornton, L. 2001. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities. *Appl. Geochem.* 16: 1693-1706.

26. Li, X., Poon, C., and Liu, P. 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dust in Hong Kong. *Appl. Geochem.* 16: 1361-1368.
27. Lindsay, W.L., and Norvell, W.A. 1987. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 421-428.
28. Macklin, M.G. 1996. Fluxes and storage of sediment-associated heavy metals in floodplain systems: assessment and river basin management issues at a time of rapid environmental change, P 441-60. In: M.G. Anderson, D.E. Walling and P.D. Bates (Eds.), *Floodplain Processes*, Wiley, Chichester.
29. McKnight, D.M., and Bencala, K.E. 1989. Reactive iron transport in an acidic mountain stream in Summit Country, Colorado: a hydrologic perspective. *Geochem et Cosmo. Acta.* 53: 34-2225.
30. Millward, G.E., and Liu, Y.P. 2003. Modeling metal desorption kinetics in estuaries. *Sci. Total Environ.* 314-316: 613-623.
31. Peng, S.H., Wang, W.X., Li, X., and Yen, Y.F. 2004. Metal partitioning in river sediment measured by sequential extraction and biomimetic approaches. *Chemosphere.* 57: 839-851.
32. Pardo, R., Barrado, E., Perez, L., and Vega, M. 1990. Determination and Speciation of heavy metals of the Pisuerga River. *Water Res.* 24: 3. 373-379.
33. Rowell, D.L. 1994. *Soil science: Methods and application*. Longman Group, Harlow, 345p.
34. Salomonas, W., and DeGoort, A.J. 1987. Pollution history of trace elements, as affected by the Rhine River, P 62-149. In: W.E. Krumbein (Ed.), *Environmental Biochemistry*, Vol. 1, Ann Arbor Science Publications, Maine.
35. Sakai, H., Kojima, Y., and Saito, K. 1986. Distribution of heavy metals in water and sieved sediments in the Toyohira River. *Water Res.* 20: 559-567.
36. Sims, J.T. 1996. *Lime requirement methods of soil analysis, Parts: Chemical methods*. Madison, Wisconsin, USA, 491p.
37. Singh, K.P., Mohan, M., Singh, V.K., and Malik, M. 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomati river sediment – a tributary of the Ganges, *Ind. J. Hydrol.* 312: 14-27.
38. Singh, S.P., Tack, F.M., and Verloo, M.G. 1998. Heavy metal fractionation and extractability in dredged sediment derived soils. *Water Air Soil Pollut.* 102: 313-328.
39. Song, Y., Ji, J., Yang, Z., Yuan, X., Mao, C., Frost, R.L., and Ayoko, G.A. 2011. Geochemical behavior assessment and apportionment of heavy metal contaminanats in the bottom sediemnts of lower reach of Changjiang River. *Catena.* 85: 73-81.
40. Sposito, G., Lund, L.J., and Chang, A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 260-264.
41. Tsai, L.J., You, K.C., and Ho, S.T. 2007. Cadmium distribution in sediment profiles of the six main rivers in southern Taiwan. *J. Hazad Mater.* 148: 630-639.
42. Thomas, G.W. 1996. Soil pH and soil acidity, P 475-490. In: A. Klute (Ed.), *methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. Madison, Wisconsin, USA.
43. Wakida, F.T., Lara-Ruiz, D., Temores-Pena, J., Rodriguez-Ventura, J.G., and Garcia-Flores, E. 2007. Heavy metals in sediments of the Tecate River, Mexico. *Environ Geol. Original Article*.



Heavy metals bio-availability (Zn, Cd, Ni, Cu, and Pb) in Sediments of Abshineh River

***H. Arfania¹ and F. Asadzadeh²**

¹Ph.D. Student, Dept. of Soil Science, Urmia University,

²Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Urmia University

Received: 01/05/2014; Accepted: 11/30/2014

Abstract

Background and Objectives: Heavy metals added to an aquatic system by natural and anthropogenic sources during their transport, are distributed between different compartments of ecosystems such as water and sediment. Measurement of bioavailability and mobility are required in order to understand the behavior of heavy metals in sediments and to prevent potential toxic hazards. Metals are introduced into aquatic environment from various sources and accumulated in sediments. The distribution of metal along route of rivers is also different. Distribution of metals in bioavailable fractions make them more susceptible to be released to water.

Material and Methods: Seventeen surface sediment samples were collected from 0-10 cm depth of rivers Abshineh and analyzed for total and bioavailable concentrations of zinc (Zn), cadmium (Cd), nickel (Ni), copper (Cu) and lead (Pb). Abshineh River is the major source of drinking water for Hamadan city and many urban, agricultural and industrial areas active along the river.

Results: Downstream sediments have lower clay, calcium carbonate equivalent and organic matter in comparison with upstream sediments. Average total (\pm Standard Deviation) Zn, Cd, Ni, Cu and Pb concentrations of the sediments were 93.08 ± 20.66 , 1.24 ± 0.63 , 57.72 ± 13.08 , 19.23 ± 7.62 and 52.47 ± 8.52 mg kg⁻¹, respectively. The sediments were polluted with respect to Cd and Pb to some extent. Total metals concentrations were correlated with sediment physical and chemical properties. EC, organic matter, CEC and clay were sediment parameters that showed significant positive correlations with total heavy metals concentrations indicating that heavy metals concentrations are controlled by sediments grain size. Sediments of Abshineh River were polluted with respect to cadmium to some extent. Sediments in upper reach was not polluted by metals, while in lower reach the concentration of metals increased and reached to pollution especially regarding cadmium and lead. The majority of metals had strong bonding with sediment components indicating their low bioavailability to organisms.

Conclusion: There is a highly significant correlation exist between bioavailable and total Zn and Cu which can be due to the common sources of introduction to the river. Percent of DTPA-extractable Cd was much higher than the others, which suggests that possible mobility of this metal from exchangeable phase. The bioavailability of the five studied metals from Abshineh probably decline in the following order: Cd > Cu > Pb > Ni = Zn. Cadmium and Pb had higher bioavailability in comparison with other metals suggesting that these metals were distributed in non-labile fractions of sediments.

Keywords: Heavy metals, Bio-availability, River, Sediment

* Corresponding Authors; Email: h_arfania82@yahoo.com