

روابط آلودگی مس با ویژگی‌های خاکهای پایین دست معدن مس مزرعه (اهر - آذربایجان شرقی)

امیر خمه¹، شاهین اوستان^{2*}، فرزین شهبازی²، نصرت اله نجفی²، ناصر دواتگر³

تاریخ دریافت: 93/12/23 تاریخ پذیرش: 95/03/05

¹ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

² دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

³ عضو هیئت علمی موسسه تحقیقات خاک و آب

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: oustan@hotmail.com

چکیده

با توجه به نزدیکی انباشت مواد باطله معادن به اراضی کشاورزی احتمال انتقال آلاینده‌ها و آلوده شدن این اراضی وجود دارد. در این تحقیق تعداد 30 محل در اراضی پایین دست معدن مس مزرعه منطقه اهر-آذربایجان شرقی (در فاصله 10 کیلومتری از سد مواد باطله معدن) که با مخلوط مواد باطله انتقال یافته از سد مواد باطله و رسوبات بستر رودخانه فصلی مزرعه پوشانده شده بودند، انتخاب و از سه عمق (10-30، 0-10 و 30-60 سانتی متری) خاک‌ها و نیز رسوبات سطحی نمونه‌های مرکب تهیه گردید. به علاوه، شش محل که سطح آن‌ها با رسوبات پوشیده نشده و در کمینه فاصله از محل‌های آلوده قرار داشتند، به عنوان شاهد انتخاب شدند. غلظت کل مس در رسوبات سطحی و خاک‌ها به روش آکوارجیا اندازه‌گیری و ارتباط آن با ویژگی‌های خاک بررسی شد. غلظت مس در رسوبات سطحی پایین دست معدن خیلی زیاد و به طور متوسط 1116 میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. متوسط غلظت مس در خاک‌های آلوده عمق‌های 0-10، 10-30 و 30-60 سانتی متری به ترتیب 105، 86/4 و 79/8 میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده و در مقایسه با غلظت‌های نظیر در خاک‌های شاهد (به طور متوسط 48/4 میلی‌گرم بر کیلوگرم در سه عمق) 13 درصد خاک‌های عمق 0-10 سانتی متری، تمام خاک‌های عمق 10-30 سانتی متری و 57 درصد خاک‌های عمق 30-60 سانتی متری به ترتیب دارای آلودگی زیاد، متوسط و کم بودند. در هر سه عمق مورد مطالعه، غلظت مس خاک با غلظت مس رسوب سطحی، ضخامت رسوب سطحی و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) خاک همبستگی‌های مثبت معنادار داشت.

واژه‌های کلیدی: رسوبات سطحی، سد مواد باطله، فاکتور تحرک، معدن مس

The Relationships between Cu Contamination and Soil Characteristics in Downstream of Mazra'eh Copper Mine (Ahar-East Azarbaijan)

A Khamseh¹, S Oustan^{*2}, Shahbazi F², N Najafi², N Davatgar³

Received: 14 March 2015 Accepted: 25 May 2016

¹Former M.Sc Student, Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Univ. of Tabriz, Iran

²Assoc. Prof., Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Univ. of Tabriz, Iran

³Scientific Member of Soil and Water Research Institute, Karaj, Iran

* Correspondent Author, Email: oustan@hotmail.com

Abstract

Due to the proximity of dumping sites for mine tailings to agricultural lands, the migration of contaminants to these lands is possible. In this study, a total of 30 points along a track line of approximately 10 km in downstream of Mazra'eh copper mine (Ahar-East Azarbaijan) covered with a mixture of transferred tailings and bed sediments of Mazra'eh seasonal river were selected. The composite samplings were carried out from soils at depths of 0-10, 10-30 and 30-60 cm and from surficial sediments. In addition, six non-covered points (controls) with minimum distance from the sampling points were selected. The total concentrations of copper in surficial sediments as well as soils were determined using aqua regia method. Then, the relationships between these concentrations and soil properties were assessed. The results showed very high concentrations of copper (1116 mg kg⁻¹, on average) in the surficial sediments. The concentrations of copper in the soil depths of 0-10, 10-30 and 30-60 cm were 105, 86.4 and 79.8 mg kg⁻¹, respectively. Based on results, 13% of 0-10 cm soils, all of 10-30 cm soils and 57% of 30-60 cm soils were very contaminated, medium contaminated and low contaminated, compared to controls (48.4 mg kg⁻¹, on average for three depths), respectively. Soil copper concentration showed significant positive correlations with surficial sediment copper concentration, thickness of surficial sediment and soil cation exchange capacity (CEC) in all three depths of the studied soils.

Keywords: Copper mine, Mobility factor, Surficial sediments, Tailings dam.

مقدمه

از جمله مهم‌ترین منابع آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین هستند. اثرات زیست‌محیطی یک فعالیت معدنی مربوط به سه مرحله اکتشاف، استخراج و فرآوری ماده معدنی است. مرحله استخراج، مهم‌ترین نقش را در تخریب محیط زیست به خود اختصاص می‌دهد. تخریب مکانیکی منظر¹ به‌ویژه در معادن روباز و خصوصاً در ایران که صاحبان این معادن خود را ملزم به بازسازی اراضی² در مکان مورد بهره‌برداری، پس از پایان عملیات معدن‌کاوی

امروزه بررسی اثرات زیست‌محیطی معدن‌کاوی بخش جدایی‌ناپذیری از مکان‌یابی پروژه‌های معدنی در کشورهای توسعه یافته می‌باشد. در معدن‌کاوی نوین، فعالیت‌های معدنی تا بدانجا توجیه اقتصادی دارند که موجودیت بشر را به مخاطره نیاندازند. بدین ترتیب، درک صحیح از ابعاد زیست‌محیطی معدن‌کاوی‌ها سبب می‌گردد تا این فعالیت‌ها اندیشمندانه هدایت شوند. معادن

2-Land rehabilitation

1-Landscape degradation

طلا و نقره در جنوب غربی کره جنوبی، غلظت‌های سرب و آرسنیک در خاک‌های کشاورزی تا 90 برابر حد مجاز اندازه‌گیری گردید. این فلزات از طرق استنشاق غبار و دست‌های آلوده وارد بدن انسان می‌شوند (چانجونگ 2001، کیم و همکاران 2002). در خاک‌های اطراف معدن مس میگوئل واکاس¹⁵ در جنوب شرقی پرتغال آلودگی مس ($80-2231 \text{ mg kg}^{-1}$) و نیکل ($30-75 \text{ mg kg}^{-1}$) گزارش شده است (آبرو و همکاران 2008). دیانی و همکاران (1388) نیز طی تحقیقی وضعیت آلودگی خاک‌های حومه سپاهان‌شهر به فلزات سرب، روی و کادمیم را بررسی و گزارش که غلظت فلزات سرب و روی در بیشتر این خاک‌ها بالای حد آستانه‌ی مجاز¹⁶ (mg kg^{-1}) 50 و 125 تا 150 mg kg^{-1} به ترتیب برای سرب و روی) بوده، ولی غلظت کادمیم زیر این حد ($1/5$ تا $2/5 \text{ mg kg}^{-1}$) بود. همواره غلظت زمینه‌ای از فلزات¹⁷ که منشاء آن مواد مادری است می‌تواند در خاک وجود داشته باشد. فلزات می‌توانند به‌طور ذاتی در غلظت‌های زیادی در خاک حضور داشته باشند، بدون اینکه خطری ایجاد کنند. با این حال، تغییر شرایط محیطی یا تغییر ویژگی‌های خاک می‌تواند آنها را به شکل‌های متحرک و خطرناک درآورد که از آن به عنوان بمب زمانی شیمیایی¹⁸ یاد می‌شود (استیگلیانی 1993). تحرک فلزات در خاک به عواملی نظیر pH، مقدار مواد آلی، پتانسیل ریداکس و بافت خاک بستگی دارد که به آنها ویژگی‌های کنترل‌کننده ظرفیت¹⁹ گفته می‌شود (هلد 1998). در خاک‌های درشت بافت و با کاهش pH و مقدار مواد آلی این تحرک افزایش می‌یابد (تاکاچ و همکاران 2009). حرکت رو پایین این فلزات در خاک بسیار بطئی است. جریتمس و همکاران (1982) نشان

نمی‌دانند، حائز اهمیت بسیار است. زهکشی مواد اسیدی³ از معادن نیز یک معضل زیست محیطی شایع در معدن‌کاوی سنگ‌های سولفیدی جهان است. این مواد اسیدی به‌طور معمول حاوی آرسنیک، جیوه، سیانید و سایر فلزات سنگین می‌باشند (بی‌نام 1393). معدن‌کاوی و فرآوری⁴ مواد معدنی حجم عظیمی از مواد زائد را تولید می‌کند. در معادن روباز حجم این مواد معمولاً 2 تا 10 برابر سنگ معدن ناخالص است. مواد زائد سه نوع هستند: 1- مواد معدنی پوششی⁵ 2- مواد باطله⁶ که حاصل شستشوی مواد معدنی کم‌عیار⁷ و نیز فرآیندهای شناورسازی⁸ و شستشوی توده‌ای⁹ برای تغلیظ مواد معدنی می‌باشند 3- آب زهکشی‌شده که آب نزولات آسمانی است و برای تسهیل معدن‌کاوی به خارج از منطقه هدایت می‌شود (گوسار 2004). خاک‌های پایین دست سد مواد باطله معادن همواره در معرض آلودگی حاصل از نشت زیر زمینی مواد از سد و یا انتقال مواد بر اثر شکسته شدن سد¹⁰ می‌باشند. مواد اسیدی موجود در سد باعث انحلال مواد آهکی بستر یا بدنه سد شده و موجبات نشت مواد یا تخریب سد را فراهم می‌کند. همچنین، احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی نیز وجود دارد. از سال 1970 تاکنون بیش از 35 مورد شکسته شدن سد مواد باطله معادن در سراسر جهان گزارش شده است. شکسته شدن سد مواد باطله معادن نوات-روس و¹¹ (رومانی)، آزنالکولا ر¹² (اسپانیا)، پورکو¹³ (بولیوی) و ساسا¹⁴ (مقدونیه) در سال‌های 1996، 1998، 2000 و 2003 باعث آلودگی شدید رودخانه‌های پایین دست گردید (ورونیک و همکاران 2013، برد و همکاران 2008). همچنین، بر اثر معدن‌کاوی

12-Aznalcollar

13-Porko

14-Sasa

15 -Miguel Vacas

16-Threshold limit values

17-Heavy metals background concentration

18 -Chemical time bomb

19 -Capacity controlling properties, CCPs

3-Acid mine drainage

4-Mining and beneficiation processes

5-Overburden

6-Tailings

7-Low-grade ores

8-Flotation

9-Heap leaching

10-Tailings dam failure

11-Novat-Roso

فصلی مزرعه (به طول تقریبی 10 کیلومتر) که با مخلوط مواد باطله انتقال یافته از سد مواد باطله معدن و رسوبات بستر رودخانه پوشانده شده بودند، انتخاب و موقعیت آنها توسط سامانه موقعیت یاب جهانی (GPS) تعیین و ضمن نمونه برداری از رسوبات سطحی، ضخامت آنها اندازه گیری شد. سپس از عمق های 0-10، 10-30 و 60-30 سانتی متری خاکها نمونه برداری گردید. به علاوه، تعداد 6 نقطه که رسوب سطحی آنها را نپوشانده و در کمینه فاصله نسبت به نقاط نمونه برداری قرار داشتند (نمونه های شاهد) انتخاب و در سه عمق از آنها نمونه برداری گردید. همچنین، از محتویات سد مواد باطله نیز نمونه برداری انجام گرفت. کلیه نمونه ها به صورت مرکب (شامل سه زیر نمونه) تهیه شدند (شکل 1). نمونه ها بعد از هواخشک شدن از الک 2 میلی متری عبور داده شدند. ویژگی های زیر در خاکها اندازه گیری شدند. بافت خاک به روش هیدرومتری (گی و بادر 1986)، pH در سوسپانسیون 1:1 خاک و آب مقطر (مکالین 1982)، قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در عصاره سوسپانسیون 1:1 خاک و آب مقطر (اسمیت و دوران 1996)، درصد کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون (آلیسون و مودی 1965)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) (چپمن 1965)، درصد کربن آلی به روش والکی-بلک اصلاح شده (نلسون و سامرز 1982). همچنین، بافت، pH و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) رسوبات سطحی اندازه گیری گردید. به منظور تعیین غلظت کل مس در نمونه های خاک و رسوب سطحی از روش آکوارجیا²⁰ یا تیزاب سلطانی استفاده شد (چن و ما 2001). بدین منظور 0/5 گرم خاک یا رسوب سطحی (بر مبنای جرم خشک) در داخل یک بشر 50 میلی لیتری ریخته شد به آن 9 میلی لیتر اسید کلریدریک غلیظ و 3 میلی لیتر اسید نیتریک غلیظ اضافه گردید. نمونه ها به مدت 3 ساعت در داخل حمام شنی با دمای 110 درجه سلسیوس قرار داده شدند.

دادند که حتی در یک خاک لوم شنی با CEC برابر 0/16 سانتی مول بار بر کیلوگرم، سرعت حرکت این فلزات تنها حدود 0/01 تا 0/1 درصد سرعت حرکت آب بود. با این حال، گزارش شده است که 60 درصد خاک جنگل های سوئیس مس خود را تخلیه کرده اند. علت این امر به افزایش غلظت فلزات سمی مانند کادمیم و سرب که با مس در جذب توسط مواد آلی رقابت می کنند نسبت داده شده است (لوسکا و همکاران 2004). تحرک برخی فلزات سنگین در خاک به صورت $Cd > Zn \geq Ni > Cu > Cr > Pb$ گزارش شده است (مکگرات 1996).

معدن مس مزرعه در 5 کیلومتری روستای مزرعه، 20 کیلومتری شهرستان اهر و 120 کیلومتری شهر تبریز طول جغرافیایی 47° و $4'$ و عرض جغرافیایی 38° و $39'$ واقع شده است. این معدن از سال 1337 مورد بهره برداری شرکت ملی مس ایران قرار گرفته و کنسانتره مس تولید می کند. این معدن روزانه 270 مترمکعب آب را برای تغلیظ مس از طریق سیستم شناورسازی مصرف می کند که به همراه سایر مواد زائد به طرف سد مواد باطله هدایت می شود (بی نام 1393). این سد که از نخاله های معدنی ساخته شده است، استحکام کمی دارد. لذا، علیرغم احداث سد کنترل سیلاب در بالا دست سد مواد باطله، در مواقعی که بارش های سنگین اتفاق می افتد، قسمتی از سد فروریخته و مواد زائد پشت آن به طرف پایین دست جاری می شوند. این مواد به همراه رسوبات بستر رودخانه فصلی مزرعه در سطح باغات منطقه پخش می شود. هدف از تحقیق حاضر، بررسی وضعیت آلودگی مس خاک های پایین دست سد مواد باطله معدن مس مزرعه و مطالعه ارتباط آن با ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک بود.

مواد و روش ها

تعداد 30 نقطه از اراضی پایین دست سد مواد باطله معدن مس (اغلب باغات میوه) در امتداد رودخانه

با نرم افزار Excel انجام شد.

نتایج و بحث

در جدول 1 توصیف آماری برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه در عمق‌های مختلف ارائه شده است. توزیع فراوانی همه ویژگی‌های خاک (به‌استثنای کربن آلی در عمق‌های 0-10 و 10-30 سانتی‌متری) متقارن و نرمال بود. تبدیل لگاریتمی داده‌های کربن آلی سبب کاهش چولگی و کشیدگی توزیع فراوانی گردیده و با کاهش ضریب تغییرات، ترسیم احتمال نرمال به خط راست نزدیک گردید. خاک‌های عمق 0-10 سانتی‌متری دارای بیش‌ترین تنوع بافتی شامل لوم شنی، لوم، شن لومی، لوم سیلتی و لوم رس شنی بودند که خاک‌های با بافت لوم شنی و لوم به‌طور یکسان غالب بودند. درحالی‌که، خاک‌های عمق‌های 10-30 و 30-60 سانتی‌متری با سه کلاس بافتی لوم شنی، لوم و شن لومی، تنوع بافتی کم‌تری را نشان دادند. لوم شنی کلاس بافتی غالب در خاک این عمق‌ها بود و فراوانی بافت لوم از سطح به عمق کاهش یافت. بیش‌ترین ضریب تغییرات در هر سه عمق مربوط به کربن آلی (به‌طور متوسط 119 درصد) و کم‌ترین آن مربوط به pH (به‌طور متوسط 2/2 درصد) بود. بیش‌ترین و کم‌ترین ضریب تغییرات بعد از کربن آلی و pH به‌ترتیب به کربنات کلسیم معادل و درصد شن مربوط بود.

در جدول 2 توصیف آماری پارامترهای آلودگی مس (ضخامت رسوب سطحی، غلظت کل مس رسوب و غلظت کل مس در خاکهای سه عمق) ارائه شده است. توزیع فراوانی همه این پارامترها متقارن و نرمال بود. دامنه ضخامت رسوب سطحی در منطقه مورد مطالعه بین 0/4-22/0 سانتی‌متر با میانگین 6/1 سانتی‌متر بود. غلظت کل مس در رسوب سطحی منطقه مورد مطالعه بین 444-1855 میلی‌گرم بر کیلوگرم و میانگین آن برابر

سپس 20 میلی‌لیتر اسید نیتریک 2 درصد اضافه شده و بعد از عبور از کاغذ صافی واتمن 42 با آب مقطر به حجم 100 میلی‌لیتر رسانده شد. در نهایت غلظت مس توسط دستگاه جذب اتمی شیمادزو مدل 6300 اندازه‌گیری گردید. با استفاده از همین روش، غلظت کل فلزات مختلف (سدیم، پتاسیم، کلسیم، منیزیم، آهن، منگنز، روی، مس، سرب، کادمیم، نیکل، کبالت و آرسنیک) در مواد باطله سد نیز تعیین شد.

برای محاسبه فاکتور آلودگی²¹ (CF) خاک‌ها از رابطه زیر استفاده شد (هکانسون 1980):

$$CF = \frac{C_{sample}}{C_{background}}$$

[1]

که در آن، C_{sample} : غلظت فلز در خاک آلوده و $C_{background}$: میانگین غلظت فلز در عمق مورد نظر خاک‌های شاهد، است.

برای محاسبه شاخص زمین انباشتی²² (I_{geo}) از رابطه زیر استفاده شد (مولر 1969):

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5B_n} \right) \quad [2]$$

که در آن، C_n : غلظت عنصر n در خاک مورد نظر و B_n : غلظت زمینه عنصر n در پوسته قاره‌ای است که برای مس 55 میلی‌گرم بر کیلوگرم در نظر گرفته شد (کاباتا-پندیاس 2011) و ضریب 1/5 نیز برای به‌کمینه رساندن تغییرات غلظت زمینه عناصر لحاظ شده است. غلظت کل مس خاک در نقاط و عمق‌های مختلف مورد اندازه‌گیری قرار گرفته و ارتباط آن با ویژگی‌های خاک و رسوب سطحی بررسی شد. همچنین، در 10 نمونه رسوب سطحی و خاک (به فاصله یک کیلومتر از یکدیگر) جزءبندی مس²³ به روش اسپوزیتو و همکاران (1982) انجام گرفت.

تحلیل آماری داده‌ها با نرم افزار SPSS و رسم نمودارها

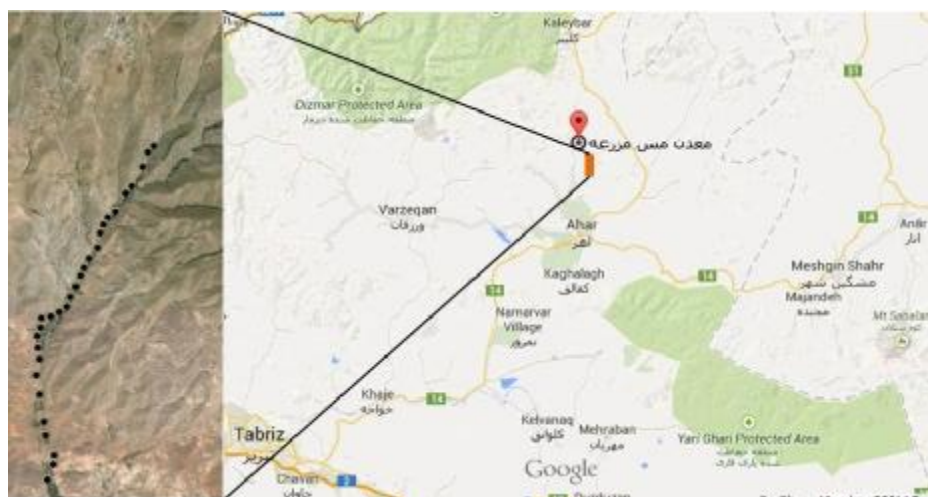
21 -Contamination factor(CF)

22-Geo-accumulation index(I_{geo})

23 -Copper fractionation

نزدیکترین نقطه نسبت به سد مواد باطله تا 1000 میلی- گرم بر کیلوگرم در فاصله 5 کیلومتری کاهش یافت. بعد از آن تغییرات نامنظم بود (شکل 2).

1116 میلی گرم بر کیلوگرم بود. غلظت مس رسوب به- طور لگاریتمی از 1800 میلی گرم بر کیلوگرم در



شکل 1- موقعیت منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه برداری.

جدول 2- توصیف آماری پارامترهای آلودگی مس در خاکهای آلوده.

کشیدگی	چولگی	ضریب تغییرات	انحراف معیار	بیشینه	کمینه	میانگین	
4/6	1/6	72/3	4/41	22	0/4	6/1	ضخامت رسوب سطحی (cm)
1/4	0/7	23/2	289	1855	444	1116	غلظت کل مس رسوب سطحی (mg kg^{-1})
13/5	3/2	32/6	34/4	258	72/6	105	غلظت کل مس خاک (0-10cm) (mg kg^{-1})
5/6	1/7	21/1	18/2	154/3	59/2	86/4	غلظت کل مس خاک (10-30cm) (mg kg^{-1})
3/8	1/3	19/4	15/5	132	52/3	79/8	غلظت کل مس خاک (30-60cm) (mg kg^{-1})

شکسته شدن سد مواد باطله معدن ساسا به ترتیب 155 و 415 میلی گرم بر کیلوگرم بود (ورونیک و همکاران 2013). همچنین، غلظت کل مس در رسوبات رودخانه نوات²⁵ بعد از شکسته شدن سد مواد باطله معدن نوات روسو 1000-87 و به طور متوسط 250 میلی گرم بر کیلوگرم بود که تا 8/5 برابر غلظت زمینه برآورد گردید (برد و همکاران 2008).

کاباتا-پندیاس و همکاران (1981) نیز الگوی مشابهی را برای غلظت کل مس خاک با فاصله از یک کارخانه ذوب مس گزارش کردند. با این حال، گزیش و همکاران (2001) یک رابطه توانی را بین غلظت مس خاک و فاصله از کارخانه ذوب مس مشاهده کردند. آستانه سمیت مس در رسوبات 270 میلی گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (لانگ و همکاران 1995). غلظت کل مس در رسوبات بستر رودخانه کالیمانسی²⁴ قبل و بعد از

جدول 1- توصیف آماری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه.

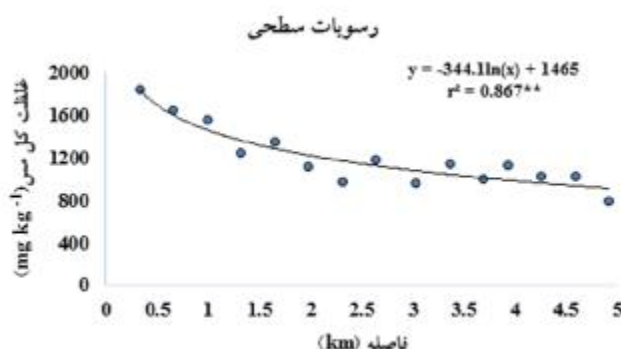
انحراف معیار			بیشینه			کمینه			میانگین			
30-60 سانتی متر	10-30 سانتی متر	0-10 سانتی متر	30-60 سانتی متر	10-30 سانتی متر	0-10 سانتی متر	30-60 سانتی متر	10-30 سانتی متر	0-10 سانتی متر	30-60 سانتی متر	10-30 سانتی متر	0-10 سانتی متر	
13/3	11/2	12/3	87/2	80/6	83/5	39/5	40/6	22/1	6/5 4	57/7	53/8	شن (%)
11/6	9/0	9/0	51/3	47/9	50/8	7/7	13/9	8/7	2/4 4	28/7	32/4	سیلت (%)
4/5	5/9	5/6	23/5	24/7	27/1	2/6	5/5	6/0	1/1 1	13/6	13/8	رس (%)
0/18	0/2	0/2	8/6	8/6	8/4	7/7	7/6	7/7	8/4	8/3	8/1	pH
0/49	0/4	0/5	2/57	2/1	2/67	0/36	0/5	0/37	9/4 0	0/9	1/09	EC (dS m-1)
0/68	2/1	2/3	3/17	12/3	13/2	0	0	0	7/6 0	1/4	1/92	OC (%)
6/21	5/6	6/9	37/6	36/7	54/8	10/7	12/7	15/8	2/2 1	23/2	26/0	(cmolc kg-1) CEC
2/25	2/57	3/4	9/3	10/1	13/8	0/8	0	0	3/6	4/5	5/3	CCE (%)

همچنین، ممکن است درجه استحصال پایین مس در معدن مذکور دلیل این امر باشد. در خاکهای آلوده، دامنه غلظت کل مس در عمق 0-10 سانتی متری بین 72/6-257/8 و به طور متوسط 105/3 میلی گرم بر کیلوگرم بود. غلظت کل مس در عمق 10-30 سانتی متری این خاکها بین 59/2-154/3 و به طور متوسط 86/4 میلی گرم بر کیلوگرم بود. این دامنه در عمق 30-60 سانتی متری خاکها بین 52/3-131/1 و به طور متوسط 79/8 میلی گرم بر کیلوگرم بود. فاکتور آلودگی خاک (CF) در عمق‌های 0-10، 10-30 و 30-60 سانتی متری به ترتیب بین 1/20-5/00 (به طور متوسط 2/20)، بین 1/08-3/05 (به طور متوسط 1/79) و بین 2/79-1/11 (به طور متوسط 1/70) بود. همچنین، شاخص زمین انباشتگی (I_{geo}) در عمق‌های 0-10، 10-30 و 60-

در رسوبات بالادست رودخانه ریویلیا¹ نیز بعد از شکسته شدن سد مواد باطله معدن پورکو، غلظت کل مس 88-1400 و به طور متوسط 490 میلی گرم بر کیلوگرم اندازه گیری شد (مککلین 1996). رسوبات رودخانه ریوگوادیمار² در پایین دست معدن آزنالکولار آزنالکولار بعد از شکسته شدن سد مواد باطله حاوی 90-1340 و به طور متوسط 649 میلی گرم مس بر کیلوگرم بود (راموس و همکاران 1994). بالا بودن غلظت مس در رسوبات سطحی پایین دست معدن مس مزرعه در مقایسه با موارد فوق الذکر ممکن است به فاصله کم مطالعاتی در تحقیق حاضر (10 کیلومتر) مربوط باشد که باعث می شود رسوبات آلودگی بالایی را نشان دهند. برای مثال، فاصله مطالعاتی در رودخانه نوات 60 کیلومتر بوده است (برد و همکاران 2008).

به‌طور متوسط 49/7 میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. این غلظت در عمق 10-30 سانتی‌متری بین 41/5-59/6 میلی‌گرم بر کیلوگرم و به‌طور متوسط 48/7 میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. غلظت کل مس در عمق 30-60 سانتی‌متری بین 37/5-57/1 میلی‌گرم بر کیلوگرم و به‌طور متوسط 46/9 میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. مقایسه میانگین غلظت کل مس در خاک‌های آلوده و شاهد در شکل 3 نشان داده شده است.

30 سانتی‌متری به‌ترتیب بین 0/185- و 1/64 (به‌طور متوسط 0/3)، بین 0/478- و 0/903 (به‌طور متوسط 0/039) و بین 0/659- و 0/668 (به‌طور متوسط 0/073-) بود. متوسط شاخص زمین انباشتگی (I_{geo}) در عمق‌های 0-10، 10-30 و 30-60 سانتی‌متری خاک‌های شاهد به ترتیب 0/731-، 0/760- و 0/815- بود. در خاک‌های شاهد، غلظت کل مس در عمق 0-10 سانتی‌متری بین 35/5-67/2 میلی‌گرم بر کیلوگرم و



شکل 2- تغییرات غلظت کل مس رسوبات سطحی با فاصله از سد مواد باطله.

و همکاران (1391). با توجه به غلظت مس در خاک‌های شاهد (متوسط 48/4 میلی‌گرم بر کیلوگرم برای سه عمق) به نظر می‌رسد که این خاک‌ها به‌دلیل مواد مادری حاوی کانی‌های غنی از مس، مجاورت با محوطه معدن کاوی و یا سوانح قبلی از پیش آلوده بودند و شکسته شدن سد مواد باطله این آلودگی را تشدید کرده است. کاهش میانگین و انحراف معیار غلظت مس خاک‌های آلوده از عمق 0-10 به 30-60 سانتی‌متری حاکی از آلوده شدن این خاک‌ها از قسمت سطحی می‌باشد. بر اساس استانداردهای کیفیت خاک کانادا، بیشینه غلظت مس مجاز در خاک برای مصرف به‌صورت بلع و تماس به‌ترتیب 1100 و 63 میلی‌گرم بر کیلوگرم است (بی‌نام 1999). ظاهراً، در حالت‌های بلعیدن و تماس با خاک آلوده به مس به ترتیب صدمات حاد در کوتاه مدت و صدمات مزمن در بلند مدت در نظر گرفته شده است. لذا، هم در مورد رسوبات و هم در مورد خاک‌ها آلودگی بالا بود. همچنین،

غلظت مس در پوسته قاره‌ای بین 25-75 و به‌طور متوسط 55 میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (کاباتا-پندیاس 2011). با این حال، غلظت متوسط 25 میلی‌گرم بر کیلوگرم نیز دیده می‌شود (تیلور و مک لنان 1995). این غلظت برای خاک‌ها بین 13-34 و به‌طور متوسط 19 میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (آلوی 2008). کاباتا پندیاس (2011) متوسط غلظت مس را برای کل خاک‌های جهان و خاک‌های کلسی‌سول به ترتیب 38/9 و 23 میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کرده است. در ایران نیز متوسط غلظت کل مس برای 10 نمونه خاک استان چهارمحال و بختیاری 20/1 میلی‌گرم بر کیلوگرم (متقیان و همکاران 1391)، 116 خاک استان همدان 36/3 میلی‌گرم بر کیلوگرم (تقی پور و همکاران 1389)، 10 نمونه خاک استان فارس 22/7 میلی‌گرم بر کیلوگرم (تابنده و همکاران 1392) اندازه‌گیری شده است. گرچه متوسط غلظت 65/2 میلی‌گرم بر کیلوگرم نیز برای 10 نمونه خاک استان گلستان گزارش شده است (علوی

سطحی⁵ (SSC) و ضخامت رسوب سطحی⁶ (SST) از طرف دیگر به دست آمد که تایید کننده نقش سیلاب مواد باطله در افزایش غلظت مس خاک است. این انتقال می-تواند به یکی از دو شکل محلول یا ذره‌ای باشد که نیاز به تحقیقات بیشتر دارد. ضریب تبیین تنظیم شده برای درجه آزادی (R^2_{adj}) و ارزش احتمال (p-value) با عمق کاهش یافت:

$$SCC=32.2 + 0.038 SSC+5.10 SST, R^2_{adj}=58.9$$

($p<0.001$), (0-10 cm)

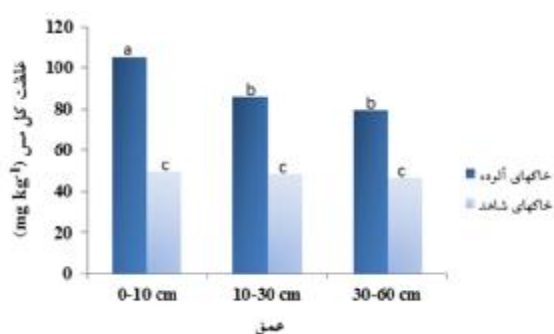
$$SCC=50.4 + 0.023 SSC+1.65 SST, R^2_{adj}=31.1$$

($p<0.01$), (10-30 cm)

$$SCC=51.3 + 0.019 SSC+1.17 SST, R^2_{adj}=23.8$$

($p<0.05$), (30-60 cm)

جدول‌های 4، 5 و 6 ضرایب همبستگی بین پارامترهای آلودگی مس (غلظت کل مس خاک، غلظت کل مس رسوب سطحی و عمق رسوب سطحی) و برخی ویژگی‌های خاک را نشان می‌دهند. در هر سه عمق همبستگی مثبت معناداری بین غلظت کل مس خاک (SCC) و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (CEC) به دست آمد. عثمان (2008) همبستگی معناداری را بین ظرفیت جذب مس خاک یا ضریب توزیع مس و CEC گزارش کرد. در حالی‌که، جلالی و محرمی (2007) همبستگی معناداری را مشاهده نکردند.



شکل 3- مقایسه میانگین غلظت کل مس در عمق‌های 0-10، 10-30 و 30-60 سانتی‌متری خاکهای آلوده و شاهد.

شورای وزرای محیط زیست کانادا¹ غلظت کل مس برابر 63 میلی‌گرم بر کیلوگرم را به عنوان راهنما² برای خاک-های کشاورزی اعلام کرده است (بی-نام 2007). غلظت کل مس در کلیه خاکهای سطحی بیشتر از این میزان بود. بر اساس مقادیر فاکتور آلودگی (CF)، 87 درصد از خاکها در عمق 0-10 سانتی‌متری دارای آلودگی متوسط ($2 < CF < 3$) و 13 درصد دارای آلودگی زیاد ($CF > 3$) بودند. در عمق 10-30 سانتی‌متری، همه خاکها دارای آلودگی متوسط و فقط یک خاک دارای آلودگی زیاد بود. در عمق 30-60 سانتی‌متری، همه خاکها دارای آلودگی متوسط بودند. به نظر می‌رسد وجود بار آبی قابل ملاحظه در هنگام سیلاب مواد باطله³ باعث نفوذ این مواد تا اعماق خاک شده است. ارتفاع سیلاب بعد از فروریختن سد مواد باطله معدن های ساسا و نوات-روسو به ترتیب 10 و 25 متر اندازه‌گیری شده است (وروونیک و همکاران 2013، برد و همکاران 2008). با این حال، بر اساس مقادیر شاخص زمین انباشتگی (I_{geo}) فقط یک خاک در عمق 0-10 سانتی‌متری که در نزدیکترین فاصله نسبت به سد مواد باطله قرار دارد دارای آلودگی متوسط ($1 < I_{geo} < 2$) بوده و به ترتیب 80 و 17 درصد خاکهای این عمق دارای آلودگی کم ($I_{geo} < 1$) و غیرآلوده ($I_{geo} < 0$) بودند. در عمق 10-30 سانتی-متری، 57 درصد خاکها دارای آلودگی کم بوده و بقیه خاکها غیرآلوده بودند. در عمق 30-60 سانتی‌متری نیز فقط 35 درصد خاکها دارای آلودگی کم بوده و بقیه غیر آلوده بودند. مقادیر شاخص زمین انباشتگی (I_{geo}) بستگی به غلظت مس در پوسته قاره‌ای دارد. برای مثال، چنانچه به جای مقدار عددی 55 (کاباتا-پندیاس 2011) از مقدار عددی 25 (تیلور و مک لنان 1995) استفاده شود، اغلب خاکهای مورد بررسی در کلاس آلودگی متوسط قرار می‌گیرند.

در هر سه عمق، رابطه مثبت معناداری بین غلظت مس خاک⁴ (SCC) از یک طرف و غلظت مس رسوب

4- Soil copper concentration(SCC)

5 -Surficial sediment copper concentration(SSC)

6- Surficial sediment thickness(SST)

1- Canadian Council of Ministers of the Environment

2- Guideline

3 -Tailings flooding

جدول 3- توصیف آماری غلظت کل مس (mg kg^{-1}) در خاک‌های شاهد.

عمق	میانگین	کمینه	بیشینه	انحراف معیار	ضریب تغییرات	چولگی	کشیدگی
0-10cm	49/7	35/5	67/2	11/8	23/7	0/4	-1/0
10-30cm	48/7	41/4	59/6	6/4	13/1	0/9	1/1
30-60cm	46/9	37/5	57/1	7/0	14/9	0/27	1/96

ضریب همبستگی (r) و ارزش احتمال (p-value) این رابطه نیز با عمق کاهش یافت:

$$\text{SCC} = 51.6 + 3.84 \text{CEC}, r = 0.769, (p < 0.001), (0-10 \text{ cm})$$

$$\text{SCC} = 49.2 + 1.60 \text{CEC}, r = 0.493, (p < 0.01), (10-30 \text{ cm})$$

$$\text{SCC} = 54.6 + 1.18 \text{CEC}, r = 0.474, (p < 0.05), (30-60 \text{ cm})$$

همچنین، در هر سه عمق رابطه مثبت معناداری بین CEC از یک طرف و درصد رس (Clay) و درصد کربن آلی (OC) از طرف دیگر به دست آمد:

$$\text{CEC} = 13.9 + 0.534 \text{Clay} + 2.47 \text{OC}, R^2_{\text{adj}} = 85.5 (p < 0.001), (0-10 \text{ cm})$$

$$\text{CEC} = 15.0 + 0.455 \text{Clay} + 1.37 \text{OC}, R^2_{\text{adj}} = 48.7 (p < 0.001), (10-30 \text{ cm})$$

$$\text{CEC} = 11.7 + 0.559 \text{Clay} + 4.44 \text{OC}, R^2_{\text{adj}} = 43.5 (p < 0.001), (30-60 \text{ cm})$$

کل مس اندازه‌گیری شده در خاک‌های آلوده شامل دو بخش منشاء گرفته از مواد باطله سطحی و مس بومی خاک است. لذا، این غلظت هم با غلظت مس و ضخامت رسوب سطحی و هم با CEC که به مقادیر رس و مواد آلی خاک مربوط است رابطه معناداری را نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد که در هر سه عمق بین غلظت کل مس خاک و همبستگی منفی معناداری وجود دارد. حل-پذیری مس شدیداً وابسته به pH است و به ازای هر واحد افزایش در pH، 100 مرتبه کاهش می‌یابد (فاگریا و همکاران 2002). لذا، انتظار می‌رفت که این همبستگی مثبت باشد. به عبارت دیگر، خاک‌های با pH بالا مقادیر بیشتری از مس انتقال یافته از رسوبات سطحی را ابقاء کنند. با این حال، به نظر می‌رسد که هیدرولیز مس و به دنبال آن کاهش pH علت این همبستگی منفی باشد،

به طوری که با افزایش میزان آلودگی خاک به مس کاهش بیش‌تری در pH مشاهده می‌گردد. عثمان (2008) نیز چنین همبستگی را گزارش کرده است. همبستگی مثبت معنادار بین غلظت کل مس خاک و EC در عمق‌های 30-10 و 60-30 سانتی‌متری می‌تواند به دلیل تأثیر مستقیم مواد آلاینده اضافه شده به خاک در EC و یا انحلال کربنات‌های خاک بر اثر کاهش pH باشد. بین درصد کربنات کلسیم معادل با غلظت کل مس رابطه معناداری مشاهده نشد. همبستگی مثبت معناداری بین غلظت کل مس خاک و درصد کربن آلی خاک مشاهده شد. مس در مقایسه با سایر فلزات سنگین دو ظرفیتی با قدرت بیش‌تری به ترکیبات آلی خاک پیوند می‌شود (مک لرن و کراوورد 1973). با این حال، تقی‌پور و همکاران (1389) همبستگی مثبت معناداری را بین غلظت روی و سرب کل و مقدار مواد آلی خاک گزارش کرد. میکو و همکاران (2006) و رودریگوئز و همکاران (2006) نیز همبستگی مثبت معناداری را بین غلظت کل مس و مقدار مواد آلی خاک مشاهده نمودند. چن و همکاران (1999) نشان دادند که غلظت روی و مس در خاک به وسیله مواد مادری و فعالیت‌های انسانی کنترل می‌شود و این غلظت‌ها همبستگی بسیار معناداری را با مقدار مواد آلی خاک نشان می‌دهند. غلظت کل مس همبستگی منفی معناداری را با درصد شن در عمق 0-10 سانتی‌متری منطقه نشان داد. وجود این همبستگی منفی را می‌توان به نداشتن بار سطحی و سطوح تبدالی و عدم توانایی ذرات شن برای جذب و نگه‌داشتن مس در خاک نسبت داد.

جدول ۴- ضرایب همبستگی پارامترهای آلودگی مس و ویژگی‌های خاک (عمق ۱۰ سانتی متری).

	کربنات		قابلیت		pH	درصد رس	درصد شن	درصد سیلت	غلظت کل مس	عمق رسوب	غلظت کل مس رسوب
	کربن آلی	کلسیم معادل	ظرفیت تبادل کاتیونی	هدایت الکتریکی							
کربن آلی	۱										
کربنات کلسیم معادل	۰/۱۲۹	۱									
ظرفیت تبادل کاتیونی	۰/۸۲۳ ^{***}	-۰/۰۸۲	۱								
قابلیت هدایت الکتریکی	۰/۱۳۶	۰/۴۰۷	۰/۳۳۴	۱							
pH	-۰/۶۲۲ ^{***}	-۰/۰۶۸	-۰/۶۳۳ ^{***}	۰/۴۹۸ ^{***}	۱						
درصد رس	۰/۰۰۷	۰/۰۲۹	۰/۴۴۹ [*]	۰/۳۷۸ [*]	۰/۲۸۵	۱					
درصد شن	-۰/۲۲۲	-۰/۱۷۸	-۰/۶۱۱ ^{***}	-۰/۳۲۵	۰/۳۷۳ ^{**}	-۰/۷۳۲ ^{***}	۱				
درصد سیلت	۰/۲۹۸	۰/۲۲۵	۰/۵۶۰ ^{**}	۰/۲۰۸	-۰/۳۳۱	۰/۳۷۹ [*]	-۰/۹۰۷ ^{**}	۱			
غلظت کل مس خاک	۰/۷۸۵ ^{**}	-۰/۱۷۶	۰/۷۶۹ ^{**}	۰/۰۸۶	-۰/۴۱۰ [*]	۰/۱۸۱	-۰/۳۸۷ [*]	۰/۴۱۵ [*]	۱		
عمق رسوب	۰/۶۷۲ ^{**}	-۰/۲۰۵	۰/۶۴۹ ^{**}	۰/۱۹۷	-۰/۴۹۳ ^{***}	۰/۳۲۵	-۰/۳۷۱	۰/۱۵۵	۰/۷۲۲ ^{**}	۱	
غلظت کل مس رسوب	۰/۵۷۳ ^{**}	۰/۰۷۵	۰/۴۷۸ ^{**}	۰/۰۴۳	-۰/۴۲۲ ^{**}	۰/۰۸۸	-۰/۳۷۸	۰/۳۲۵	۰/۴۵۷ [*]	۰/۴۱۴	۱

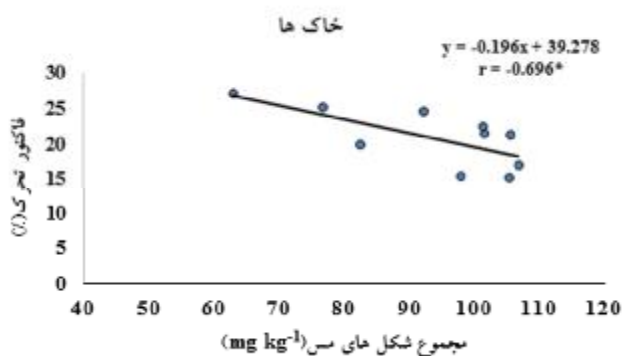
جدول 5- ضرایب همبستگی پارامترهای آلودگی مس و ویژگی های خاک (عمق ۳۰-۱۰ سانتی متری).

	کربن آلی	کربنات کلسیم معادل	ظرفیت تبادل کاتیونی	قابلیت هدایت الکتریکی	pH	درصد رس	درصد شن	درصد سیلت	غلظت کل مس	عمق رسوب	غلظت کل مس رسوب
کربن آلی	۱										
کربنات کلسیم معادل	-۰/۱۷۸	۱									
ظرفیت تبادل کاتیونی	۰/۵۳۳**	-۰/۲۱۲	۱								
قابلیت هدایت الکتریکی	۰/۵۷۷**	-۰/۳۶۳*	۰/۵۶۱**	۱							
pH	-۰/۷۲۰**	۰/۲۵۲	-۰/۷۷۰**	-۰/۷۵۲**	۱						
درصد رس	۰/۰۴۸	-۰/۰۹۵	۰/۵۰۲**	۰/۳۲۹	-۰/۳۸۱*	۱					
درصد شن	-۰/۱۹۰	-۰/۰۴۰	-۰/۸۱۱**	-۰/۲۷۷	۰/۵۵۲**	-۰/۶۰۷**	۱				
درصد سیلت	۰/۴۰۶	۰/۱۱۲	۰/۶۸۵**	۰/۱۳۱	-۰/۳۴۱*	۰/۱۰۴	-۰/۵۳۳**	۱			
غلظت کل مس خاک	۰/۷۳۷**	-۰/۱۳۴	۰/۴۹۳**	۰/۲۲۹*	-۰/۶۰۰**	۰/۱۱۳	-۰/۲۱۳	۰/۱۹۲	۱		
عمق رسوب	۰/۶۷۰**	-۰/۳۶۷*	۰/۲۱۷	۰/۵۳۵**	-۰/۴۱۳*	۰/۲۲۰	۰/۱۱۳	-۰/۲۹۸	۰/۳۹۷**	۱	
غلظت کل مس رسوب	۰/۵۶۷**	۰/۰۷۲	۰/۵۱۲**	۰/۲۲۵*	-۰/۷۱۶**	۰/۳۲۳	-۰/۳۳۵*	۰/۳۳۳	۰/۲۵۴*	۰/۲۱۲	۱

در جدول 7 برخی ویژگی‌ها و غلظت کل فلزات سنگین در مواد باطله پشت سد معدن مزرعه ارائه شده است. بافت مواد باطله پشت سد لوم سیلتی بود که حاکی از غلبه ذرات سیلت در این مواد است. pH مواد باطله پشت سد 7/9 بود که در دامنه قلیایی متوسط بود. EC مواد باطله پشت سد $2/67 \text{ dS m}^{-1}$ بود که غیرشور است. توالی غلظت فلزات مورد اندازه‌گیری در مواد باطله پشت سد به‌صورت زیر بود:

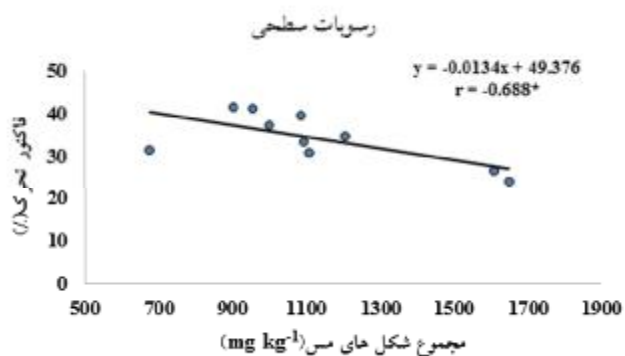
Fe>Ca>Cu>Na>K>Mg>Mn>Zn>Ni>As>Pb>Co>Cd

غلظت کل مس در مواد باطله پشت سد معدن مزرعه در مقایسه با پنج معدن دیگر (جدول 8) بیشتر بود که احتمالاً نشان دهنده استحصال کمتر مس و در نتیجه آلودگی بیشتر مواد باطله پشت سد معدن مزرعه می‌باشد.



شکل 5- رابطه فاکتور تحرک مس با مجموع شکل‌های این فلز در خاک‌ها.

جلالی و محرمی (2007) همبستگی منفی معناداری را بین ضریب توزیع مس و درصد شن گزارش کردند. به‌طوری که در خاک‌های درشت بافت، آبشویی فلزات سنگین از جمله مس و خروج آنها از لایه‌های سطحی مشاهده می‌شود (آلووی 1990). میکو و همکاران (2006) همبستگی منفی را بین غلظت کل مس خاک و درصد شن مشاهده کردند. همچنین، در این عمق همبستگی مثبت معناداری بین غلظت کل مس و درصد سیلت خاک مشاهده شد که آن را می‌توان به سطح ویژه بیشتر سیلت در مقایسه با شن یا انتقال مس به خاک از طریق ذرات در اندازه سیلت دانست. همبستگی معناداری بین غلظت کل مس و درصد ذرات رس مشاهده نشد که تفسیر آن با توجه به وجود همبستگی منفی معنادار بین درصدهای شن و رس دشوار می‌باشد. با این حال، چن و همکاران (1999) مقدار رس و مواد آلی خاک را از عوامل مهم کنترل‌کننده غلظت مس کل در خاک‌های سطحی فلوریدا دانستند.



شکل 4- رابطه فاکتور تحرک مس با مجموع شکل‌های این فلز در رسوبات سطحی.

جدول ۶- ضرایب همبستگی پارامترهای آلودگی مس و ویژگی های خاک (عمق ۰-۳۰ سانتی متری).

	کربن آلی	کربنات کلسیم	ظرفیت تبادل کاتیونی	قابلیت هدایت الکتریکی	pH	درصد رس	درصد شن	درصد سیلت	غلظت کل مس	عمق رسوب	غلظت کل رسوب
کربن آلی	۱										
کربنات کلسیم معادل	-۰/۱۸۲	۱									
ظرفیت تبادل کاتیونی	۰/۵۵۹ ^{۰۰}	۰/۲۵۳	۱								
قابلیت هدایت الکتریکی	۰/۴۲۶ ^۰	۰/۲۵۲	۰/۵۱۱ ^{۰۰}	۱							
pH	-۰/۶۲۸ ^{۰۰}	۰/۰۲۷	-۰/۷۱۶ ^{۰۰}	-۰/۵۶۰ ^{۰۰}	۱						
درصد رس	۰/۱۸۳	۰/۰۲۷	۰/۵۰۰ ^{۰۰}	۰/۱۳۸	-۰/۴۶۶ ^۰	۱					
درصد شن	-۰/۳۵۶	-۰/۲۴۱	-۰/۷۹۱ ^{۰۰}	-۰/۱۹۲	۰/۵۰۶ ^{۰۰}	-۰/۵۳۳ ^{۰۰}	۱				
درصد سیلت	۰/۳۳۹	۰/۲۶۷	۰/۷۱۵ ^{۰۰}	۰/۱۶۷	-۰/۴۰۰ ^۰	۰/۲۲۱	-۰/۹۲۳ ^{۰۰}	۱			
غلظت کل مس خاک	۰/۶۹۳ ^{۰۰}	۰/۱۴۷	۰/۴۷۳ ^۰	۰/۶۰۲ ^{۰۰}	-۰/۵۸۸ ^{۰۰}	۰/۱۳۶	-۰/۲۱۵	۰/۱۹۴	۱		
عمق رسوب	۰/۴۹۵ ^۰	۰/۲۸۴	۰/۴۶۵ ^۰	۰/۵۵۴ ^{۰۰}	-۰/۵۲۸ ^{۰۰}	۰/۰۵۴	-۰/۱۵۷	۰/۱۶۲	۰/۶۴۴ ^{۰۰}	۱	
غلظت کل مس رسوب	۰/۲۸۷	۰/۲۴۵	۰/۵۱۳ ^{۰۰}	۰/۶۵۱ ^{۰۰}	-۰/۶۵۶ ^{۰۰}	۰/۴۷۰ ^۰	-۰/۳۷۸	۰/۲۵۱	۰/۴۴۲ ^۰	۰/۵۰۲ ^۰	۱

باقیمانده محسوب می‌شود، لذا انتظار می‌رود که با افزایش غلظت مس افزوده شده به خاک، فاکتور حرکت این فلز کاهش یابد. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که پتانسیل حرکت فلز در خاک و رسوبات علاوه بر مقدار کل فلز به توزیع آن در شکل‌های مختلف نیز بستگی دارد که توسط سایر محققان نیز گزارش شده است (کاپور و سلیم 2014).

نتیجه‌گیری کلی

با توجه به اینکه غلظت بحرانی آلودگی مس در خاک‌های با کلاس بافتی لوم 60 میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام شده است (کاباتا-پندیاس 2011)؛ لذا، خاک‌های مورد بررسی در هر سه عمق آلوده تلقی می‌شوند. با این حال، غلظت مس در خاک‌های شاهد کم‌تر از غلظت بحرانی فوق‌الذکر است. کاهش میانگین و به‌ویژه انحراف معیار غلظت مس از رسوبات سطحی تا عمق 60-30 سانتی‌متری و نیز همبستگی معنادار غلظت مس خاک با غلظت مس و ضخامت رسوبات سطحی حاکی از آلوده شدن این خاک‌ها از قسمت سطحی (سیلاب مواد باطله) می‌باشد. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بیش‌ترین همبستگی را با غلظت مس خاک نشان داد. جزءبندی مس در رسوبات سطحی و خاک‌ها نشان داد که شکل باقیمانده حاوی بیش‌ترین غلظت مس می‌باشد ولی با این وجود مقادیر فاکتور حرکت مس حاکی از خطر متوسط تا زیاد حرکت این فلز می‌باشد. با توجه به این که رسوبات سطحی و خاک‌ها ممکن است علاوه بر مس به سایر فلزات و شبه‌فلزات سنگین نیز آلوده باشند، بنابراین، لزوم تحقیقات بیش‌تر در منطقه ضروری به‌نظر می‌رسد.

همان‌طور که در جدول 9 ارائه شده است، ترتیب فراوانی شکل‌های مس در رسوبات سطحی به‌صورت باقیمانده < کربناتی < آلی < جذب‌شده < تبادلی بود. این ترتیب در خاک‌ها به‌صورت باقیمانده < کربناتی < آلی < تبادلی < جذب‌شده بود که تقریباً مشابه رسوبات سطحی است. وجود مقدار قابل ملاحظه‌ای از شکل جذب شده مس در رسوبات سطحی، برخلاف خاک، می‌تواند حاکی از وجود مکان‌های با توان بازجذب⁷ بالا در رسوبات سطحی باشد. نسبت مجموع شکل‌های تبادلی (به‌علاوه جذب شده) و کربناتی که شکل‌های با پیوند ضعیف هستند به مجموع همه شکل‌های فلز فاکتور حرکت⁸ نامیده می‌شود. این فاکتور بیانگر پتانسیل حرکت فلز از محیط آلوده است (سالبو و همکاران 1998). این نسبت در خاک‌های مورد مطالعه بین 15/2 و 27/2 درصد با میانگین 21 درصد بود. بر طبق کد ارزیابی خطر (RAC)⁹ برای فلزات سنگین (هوانگ و همکاران 2011) همه 10 خاک مورد مطالعه در این تحقیق در کلاس 3 یعنی خطر متوسط قرار گرفتند. فاکتور حرکت مس در رسوبات سطحی مورد مطالعه بین 24/3 و 41/6 درصد با میانگین 34/2 درصد بود. لذا، 80 درصد رسوبات سطحی در کلاس 4 یعنی خطر بالا و تنها 20 درصد آنها در کلاس 3 یعنی خطر متوسط قرار گرفتند (جدول 10). بین مقادیر فاکتور حرکت مس و مقادیر کل این فلز هم در رسوبات سطحی ($r = -0/688^*$) و هم در خاک‌ها ($r = -0/696^*$) یک همبستگی منفی معنادار مشاهده شد (شکل‌های 4 و 5). به‌عبارت‌دیگر، با کاهش غلظت مس در رسوبات سطحی و خاک‌ها، پتانسیل حرکت این فلز افزایش یافت. علت ممکن است این باشد که مس به شکل سولفیدی از سد مواد باطله به رسوبات و خاک‌ها راه یافته است. با توجه به اینکه این شکل از مس

جدول 7- برخی ویژگی‌ها و غلظت کل برخی فلزات در مواد باطله پشت سد معدن مس مزرعه.

شن (%)	سیلت (%)	رس (%)	pH	EC (dS m ⁻¹)	پتاسیم کلسیم منیزیم			سدیم
					(mg kg ⁻¹)			
29/8	50/5	19/7	7/9	2/67	1745	13888	1724	1805

ادامه جدول 7.

کبالت	سرب	کادمیم	نیکل	آرسنیک	روی	منگنز	مس	آهن
35	89	21	196	138	204	714	5870	18230

جدول 8 - غلظت برخی فلزات سنگین در سد مواد باطله 5 معدن مس جهان (mg kg⁻¹).

نام معدن	آرسنیک	کرم	کبالت	نیکل	سرب	کادمیم	روی	مس
اطلس ¹ (مغرب)	-	-	-	13/4	29/5	1/7	403	742
مراکش ² (مغرب)	-	-	-	8/7	123	0/2	283	2527
داباوشان ³ (چین)	175	73	8/8	15/4	179	8/48	1638	2923
کتارا ⁴ (مغرب)	440	250	50	40	40	30	460	1780
آیتیک ⁵ (سوئد)	5/5	13	-	10	7/25	0/115	66/5	375

جدول 9- میانگین غلظت شکل‌های شیمیایی مس در رسوبات سطحی و خاکها (mg kg⁻¹).

تبادلی	جذب شده	آلی	کربناتی	باقیمانده	کل
4/54	0	13/76	14/67	60/41	93/39
5/93	26/73	141/17	342/72	615/62	1130/50

جدول 10- کد ارزیابی خطر (RAC) (هوانگ و همکاران 2011).

کلاس	خطر	فاکتور تحرک (%)
1	بدون خطر	<1
2	خطر کم	1-10
3	خطر متوسط	11-30
4	خطر بالا	31-50
5	خطر خیلی بالا	>50

منابع مورد استفاده

- بی‌نام، 1393. پایگاه ملی داده‌های علوم زمین کشور (NGDIR). سایت دسترسی: <http://www.ngdir.org/>. MiningInfo/PMiningInfo.asp.
- تابنده ل، بخشی م، کریمیان ن، 1392. بررسی رابطه بین شکل‌های شیمیایی مس و جذب آن توسط گیاه سویا در چند خاک آهکی استان فارس. مدیریت خاک و تولید پایدار، جلد 3، شماره 1، صفحه‌های 183 تا 198.
- تقی پور م، ایوبی ش، خادمی ح، 1389. تجزیه و تحلیل تغییرات مکانی غلظت کل نیکل و مس در خاک‌های سطحی اطراف همدان به روش زمین آمار. پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، جلد 17، شماره 2، صفحه‌های 69 تا 87.
- دیانی م، محمدی ج و نادری م، 1388. پراکنش مکانی سرب، روی و کادمیم در خاک‌های حومه سپاهان شهر واقع در جنوب اصفهان. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، جلد 23، شماره 4، صفحه‌های 67 تا 76.
- علوی س، بارانی مطلق م، دودی پور ا، 1391. تعیین شکل‌های شیمیایی مس و ارتباط آن‌ها با پاسخ‌های گیاه و ویژگی‌های خاک در برخی خاک‌های استان گلستان. پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، جلد 19، شماره 3، صفحه‌های 43 تا 62.
- متقیان ح، حسین پور ع، محمدی ج، رئیسی ف، 1391. ارتباط شکل‌های شیمیایی مس با پاسخ‌های گندم (*Triticum aestivum* L.) در خاک‌های آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب. پژوهش‌های خاک، جلد 26، شماره 4، صفحه‌های 337 تا 346.
- Abreu MM, Matias MJ, Clara M, Magalhães F and Basto MJ, 2008. Impacts on water, soil and plants from the abandoned Miguel Vacas copper mine. *Portugal J Geochem Explor* 96:161-170.
- Allison LE and Moodie CD, 1965. Carbonates. Pp 1379-1400. In: Black CA (ed). *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Alloway BJ, 2008. Copper and Zinc in Soils: Too little or too much? Department of Soil Science, School of Human and Environmental Sciences. University of Reading, Reading, RG6 6DW, United Kingdom.
- Alloway WH, 1990. *Heavy Metals in Soils*. Blackie and Son, Ltd. Glasgow and London.
- Anonymous, 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Copper. In: Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada.
- Anonymous, 2007. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Summary tables. Available at: http://www.ccme.ca/assets/pdf/rev_soil_summary_tbl_7.0_e.pdf.
- Bird GPA, Brewer MG, Macklin D, Balteanu M, Serban B, Driga S and Zaharia, 2008. River system recovery following the Novat-Rosu tailings dam failure, Maramures County, Romania. *Appl Geochem* 23: 3498-3518.
- Chae Jung M, 2001. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Appl Geochem* 16: 1369-137.
- Chapman HD, 1965. Cation exchange capacity. Pp 891-901. In: Black CA (ed). *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. ASA and SSSA. Madison, WI.
- Chen M and Ma L, 2001. Comparison of three aqua regia digestion methods for twenty Florida Soils. *Soil Sci Soc Am J* 65: 499-510.
- Chen M, Ma LQ and Harris WG, 1999. Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. *J Environ Qual* 28: 1173-1181.
- Fageria NK, Baligar VC and Clark RB, 2002. Micronutrients in crop production. *Advances in Agronomy* 77: 185-268.
- Gee GW and Bauder JW, 1986. Particle size analysis. Pp 383-411. In: Klute A (ed) *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Gerritse RG, Vriesema R, Dalenberg JW, and De Roos HP, 1982. Effect of sewage sludge on trace element mobility in soils. *J Environ Qual* 11:359-364.
- Gosar M, 2004. Environmental impacts of metal mining. *RMZ-Mater Geoviron* 51(4): 2097-2107.
- Grzebisz W, Cieśla L, Diatta JB, 2001. Spatial distribution of copper in arable soils and in non-consumable crops (flax, oil-seed rape) cultivated near a copper smelter. *Pol J Environ Stud* 10(4): 269-273.
- Hakanson L, 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res* 14: 975-1001.
- Held T, 1998. Heavy metals: chemical time bombs in urban soils. Pp 156-158. In: Breuste J, Feldmann H and Uhlmann O (eds) *Urban Ecology, Chapter 27*, Springer.
- Huang H, Yuan X, Zeng G, Zhu H, Li H, Liu Z, Jiang H, Leng L, and Bi W, 2011. Quantitative evolution of heavy metals pollution hazards in liquefaction residues of sewage sludge. *Bioresource Technology* 102: 10346-10351.
- Jalali M, and Moharrami S, 2007. Competitive adsorption of trace elements in calcareous soils of western Iran. *Geoderma* 140: 156-163.
- Kabata-Pendias A, 2011. *Trace Elements in Soils and Plants*. Fourth Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Kabata-Pendias A, Bolibrzuch E and Tarlowski P, 1981. Impact of a copper smelter on agricultural environments, *Rocz Glebozn* 32: 207-214.

- Kapur S, Erşahin S, 2014. Soil Security for Ecosystem Management: Mediterranean Soil Ecosystems 1. Springer publishing Company, Berlin, Heidelberg, Germany.
- Kim J-Y, Kim K-W, Lee J-U, Lee J-S and Cook J, 2002. Assessment of as and heavy metal contamination in the vicinity of Duckum Au-Ag mine, Korea. *Environ Geochem Health* 24: 213-225.
- Long ER, Macdonald DD, Smith SL, Calder FD, 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ Manage* 19(1): 81-97.
- Loska K, Wiechula D, Korus I, 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environ Int* 30: 159- 165.
- McGrath D, 1996. Application of single and sequential extraction procedures to polluted and unpolluted soils. *Sci Tot Environ* 178: 37-44.
- Macklin, MG, Payne I, Preston D and Sedgwick C, 1996. Review of the Porco mine tailings dam burst and associated mining waste problems. Pilcomayo basin, Bolivia. Report to the UK Overseas Development Agency.
- McLaren RG and Crawford DV, 1973. Studies on soil copper: 2. The specific adsorption of copper by soils. *J Soil Sci* 24: 443-452.
- McLean EO, 1982. Soil pH and lime requirement. Pp 199-224. In: Page AL, Miller RH and Keeney DR (eds). *Methods of Soil Analysis. Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Mico C, Recatala L, Peris M and Sanchez J, 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Pedosphere*: 65: 863-872.
- Muller G, 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geochemistry* 2: 109-118.
- Nelson DW, and Sommers LE, 1982. Total carbon and organic matter. pp 539-580. In: Page AL Miller RH and Keeney DR (eds). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Ramos L, Hernandez LM, Gonzalez MJ, 1994. Sequential fractionation of copper, lead, cadmium and zinc in soils from or near Donana National Park. *J Environ Qual* 23: 50-57.
- Rodriguez MJA, Arias ML and Grau CJM, 2006. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). *Environ pollut* 144: 1001-1112.
- Salbu B, Krekling T and Oughton DH, 1998. Characterization of radioactive particles in the environment. *Analyst* 123:843-849.
- Smith JL, Doran JW, 1996. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. Pp 169-185. In: Doran JW and Jones AJ (eds). *Methods for Assessing Soil Quality, Chapter 10. Special Publication 49*. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Sposito G, Lund LJ, and Chang AC, 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* 46: 260-264.
- Stigliani WM, 1993. Overview of the chemical time bomb problem in Europe. Pp 13-29. In: Meulen GRB, Stigliani WM, Salomons W, Bridges EM, Imeson AC (eds). *Chemical Time Bombs. Proceedings of the European State of the art conference on Delayed Effects of Chemicals in Soils and Sediments. 2-5 September 1992, Veldhoven, the Netherlands*.
- Takáč P, Szabová T, Kozáková L and Benková M, 2009. Heavy metals and their bioavailability from soils in the long-term polluted Central Spiš region of SR. *Plant Soil Environ* 55(4): 167-172.
- Taylor SR and McLennan SM, 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews in Geophysics* 33: 241-26.
- Usman A, 2008. The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt. *Geoderma* 144: 334-343.
- Vrhovnik P, Dolenc T, Serafimovski T, Dolenc M and Rogan Šmuc N, 2013. The occurrence of heavy metals and metalloids in surficial lake sediments before and after a tailings dam failure. *Pol J Environ Stud* 22(5): 1525-1538.