

پراکنش غلظت کل چهار عنصر کم‌مصرف گیاهی در دشت بروجن-فراذنبه و اثر آبیاری با پساب شهری

سمیرا احمدزاده، حبیب بیگی¹ و رامین ایرانی پور

دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد؛ ahmadzadeh_200925@yahoo.com

استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد؛ beigi.habib@gmail.com

استادیار پژوهش مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی شهرکرد؛ ramini.iranipour@gmail.com

دریافت: 91/11/23 و پذیرش: 93/9/19

چکیده

پهنه‌بندی غلظت کل عناصر کم‌مصرف می‌تواند در مدیریت حاصلخیزی خاک، کاربرد کود و مصرف پساب اهمیت داشته باشد. هدف از این پژوهش بررسی الگوی توزیع مکانی غلظت کل عناصر مس، روی، آهن، منگنز و تعیین بهترین روش میان‌یابی جهت تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی و بررسی تأثیر پساب بر غلظت این عناصر بود. برای این منظور تعداد 200 نمونه‌ی خاک به صورت تصادفی و پراکنده از عمق 0 تا 30 سانتی‌متری دشت بروجن-فراذنبه برداشت و تعدادی از ویژگی‌های فیزیکی‌شیمیایی و غلظت کل مس، روی، آهن، منگنز در نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. غلظت این عناصر زیر حد مجاز هر عنصر بوده و آلودگی به این عناصر در خاک وجود ندارد. الگوی تغییرات مکانی عناصر مس، روی، آهن با مدل واریوگرام کروی و منگنز با مدل نمائی قابل توصیف بود. هر چهار عنصر کم‌مصرف دارای کلاس وابستگی مکانی متوسط در دامنه تأثیر بودند که نشان‌دهنده‌ی اثرات بیشتر عوامل خارجی نسبت به عوامل طبیعی بوده است. به طور کلی برآورد روش کریجینگ (معمولی و ساده) در مقایسه با روش وزن‌دهی معکوس فاصله (توان‌های 1 تا 3) بهتر بود. پهنه‌بندی عناصر بر اساس واریوگرام منتخب و روش کریجینگ نشان داد که غلظت عناصر به‌ویژه مس، روی و منگنز در بخش شرقی دشت بروجن و اطراف تصفیه‌خانه بروجن بیشتر از بخش غربی دشت (فراذنبه) بود. احتمالاً آبیاری با پساب تصفیه‌خانه علت عمده‌ی این تفاوت در غلظت‌ها است.

واژه‌های کلیدی: مس، روی، آهن، منگنز، کریجینگ، وزن‌دهی معکوس فاصله

¹ نویسنده مسئول، آدرس: شهرکرد، دانشگاه شهرکرد، دانشکده کشاورزی، گروه علوم خاک

مقدمه

چهار عنصر مس، روی، آهن، منگنز از دو بعد اهمیت دارند: این چهار عنصر در غلظت کم برای رشد و نمو گیاهان و مصرف کنندگان (انسان و دام) ضروری هستند (جیاچان و همکاران، 2007) ولی در غلظت زیاد یا تراکم بیش از حد آلاینده، خطرناک و سمی تلقی می‌شوند. خاک منبع اصلی عناصر کم‌مصرف برای گیاه است و وضعیت این عناصر در خاک، مستقیماً بر رشد، عملکرد و کیفیت گیاه تأثیر می‌گذارد (کاباتا-پندیاس، 2001). نیاز کم گیاه به عناصر کم‌مصرف، دلیل بر کم اهمیت بودن آن‌ها نیست. روی (Zn) و مس (Cu) تشکیل دهنده و فعال‌کننده‌ی شماری از سیستم‌های آنزیمی هستند و آهن (Fe) و منگنز (Mn) در ساختن کلروفیل و کارکرد فتوسیستم‌ها نقش دارند. بنابراین کمبود آن‌ها هم کمیت (عملکرد) گیاه و هم کیفیت گیاه را به‌عنوان غذای دام و انسان کاهش می‌دهد.

کمبود غلظت کل این عناصر می‌تواند به کمبود آن‌ها در گیاه منجر شود (کاباتا-پندیاس، 2001) و زیادی غلظت کل این عناصر، بالقوه، خطر آشنویی به آب‌های زیرزمینی، خطر غبارخیزی و خطر سمیت برای بافت گیاهی و خطر بهداشتی برای مصرف‌کننده (دام و انسان) را در پی خواهد داشت (موسویان، 1386). از این‌رو مؤسسات کشاورزی، حفاظت محیط‌زیست و بهداشتی مانند FAO، EPA و WHO حدود مجازی را برای این عناصر در خاک وضع کرده‌اند (فائو، 1984).

از بین آلاینده‌های خاک، فلزات سنگین و از جمله روی، مس، آهن و منگنز به خاطر سمیت و ماندگاری در محیط خطرناک هستند. به طور کلی فلزات سنگین از دو منبع طبیعی (مانند هوادیدگی مواد مادری) و غیرطبیعی ناشی از فعالیت انسان مانند فعالیت‌های کشاورزی (آبیاری با پساب، کاربرد کود و آفت‌کش) (تقی‌پور و همکاران، 1389) و فرونشست جوی گازهای ناشی از فرآیندهای سوختی و حمل و نقل منشأ می‌گیرند. پساب‌ها ممکن است حاوی مقادیر قابل توجهی از فلزات سنگین بوده و استفاده طولانی‌مدت و بیش از حد از پساب در زمین‌های کشاورزی همراه با کاربرد مکرر علف‌کش‌ها باعث تجمع فلزات سنگین در خاک سطحی می‌شود (سولیتو و همکاران، 2010).

برای نیل به توسعه پایدار در بخش کشاورزی جمع‌آوری اطلاعات پایه‌ی زیست محیطی برای منابع حیاتی از جمله خاک ضروری است. در این راستا، بررسی غلظت این عناصر در خاک هم از لحاظ کشاورزی و هم از لحاظ زیست‌محیطی و بهداشتی ضروری است

(جیاچان و همکاران، 2007). ترسیم نقشه‌ی غلظت کل این عناصر در یک ناحیه‌ی وسیع براساس نمونه‌برداری و روش‌های زمین آماری امکان‌پذیر است. با استفاده از این نقشه‌ها می‌توان غلظت کل عناصر را در نقاط نمونه‌برداری نشده برآورد کرد. برای ترسیم این نقشه‌ها تعیین الگوهای تغییرات مکانی و تعیین روش‌های مناسب پهنه‌بندی مفید خواهد بود.

پژوهشگران دیگر تغییر پذیری مکانی غلظت کل عناصر کم‌مصرف را بررسی و غلظت کل آن‌ها را پهنه‌بندی کرده‌اند: از جمله، دیانی (1387) با جمع‌آوری 100 نمونه خاک از منطقه سپاهان‌شهر اصفهان و تعیین غلظت کل روی به توصیف تغییرات مکانی آن پرداخت. برای این عنصر مدل کروی مناسب بود و از روش کریجینگ معمولی برای پهنه‌بندی آن استفاده شد (دیانی، 1387). هو و همکاران (2006) به منظور تخمین غلظت کل مس و روی در خاک‌های حد واسط مناطق شهری-روستایی پکن برای پهنه‌بندی الگوی مکانی فلزات سنگین خاک از روش کریجینگ استفاد کردند. نتایج نشان داد غلظت کل این فلزات بیش از حد مجاز بوده و وابستگی مکانی قوی در دامنه‌ی تأثیر داشتند. دامنه‌ی تأثیر کوچک مس و روی حاکی از تأثیر عوامل خارجی از جمله آبیاری با پساب و کاربرد کودها بر غلظت این فلزات بود. غلظت کل فلزات سنگین با بافت خاک و ماده آلی خاک هم‌بستگی داشت. به نظر هو و همکاران (2006)، تجمع این فلزات در خاک، به دلیل رسوب ذرات موجود در هوا و استفاده از آب رودخانه‌های آلوده به فاضلاب برای آبیاری بود. خداکرمی و همکاران (1390) با اندازه‌گیری غلظت کل روی و مس در 135 نمونه خاک سطحی (20-0 سانتی‌متر) و با استفاده از مدل نمایی و روش کریجینگ معمولی نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت کل مس و روی در حوزه‌ی آبخیز کبودرآهنگ، رزن و خونجین تلخاب در استان همدان را تهیه کردند. مناسب‌ترین روش پهنه‌بندی با استفاده از کمترین میانگین خطا (ME) انتخاب گردید. نتایج آن‌ها نشان داد که غلظت مس و روی منشأ زمین‌شناسی داشته ولی فعالیت‌های کشاورزی به دلیل مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی باعث افزایش این عناصر در خاک گردیده است.

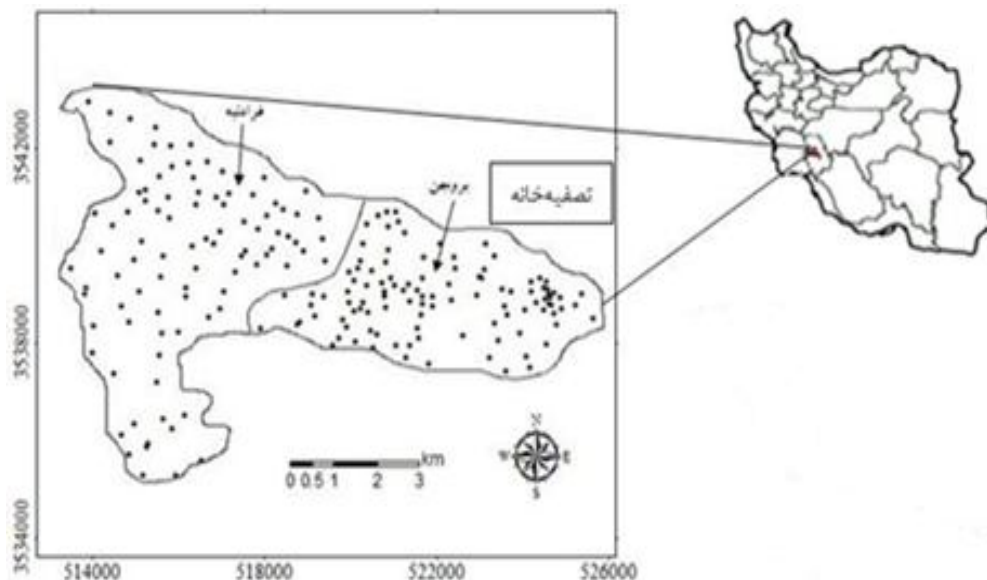
با توجه به اهمیت دوگانه‌ی مس، روی، آهن و منگنز در تغذیه گیاه و آلودگی خاک‌ها، بررسی تغییرات مکانی و تهیه نقشه غلظت کل این عناصر در دشت بروجن-فراذنبه، که از دشت‌های مهم کشاورزی استان چهارمحال و بختیاری است، مفید خواهد بود. به ویژه این‌که نتایج پژوهش‌های دیگر نشان‌دهنده‌ی تفاوت در الگوی توزیع

هواشناسی استان چهارمحال (1392) در ناحیه‌ی شرقی استان چهارمحال بین طول‌های $51^{\circ} 03'$ تا $51^{\circ} 25'$ شرقی و عرض‌های $31^{\circ} 50'$ تا $32^{\circ} 58'$ شمالی واقع است (شکل 1). شهر بروجن در بخش شرقی این دشت واقع و حدود 70000 نفر جمعیت دارد. محصولات کشاورزی عمده‌ی این دشت گندم، جو و سیب‌زمینی است. پساب تصفیه‌خانه‌ی بروجن در فصل زراعی به مصرف آبیاری مزارع دشت می‌رسد. کاربرد پساب در مزارع مجاور تصفیه‌خانه واقع در بخش شرقی دشت از 15 سال پیش شروع شده است. در موقع نمونه‌برداری (پائیز 1390) مزارع مذکور دارای سابقه‌ی کاربرد پساب بین 7 تا 14 سال بودند. شکل 1 موقعیت دشت بروجن را به همراه نقاط نمونه‌برداری نشان می‌دهد.

مکانی (مدل تغییرنما و مشخصه‌های آن) بوده و ممکن است مناسب‌ترین روش پهنه‌بندی نیز از ناحیه‌ای به ناحیه‌ی دیگر متفاوت باشد. به علاوه در منابع، نمایش اثر کاربرد پساب بر توزیع و نقشه‌ی غلظت عناصر کمتر دیده می‌شود. هدف از این مطالعه: (1) تعیین الگوهای تغییرات مکانی غلظت کل مس، روی، آهن و منگنز در خاک‌های دشت بروجن-فردانیه (2) تعیین بهترین تخمین‌گر مکانی از بین دو نوع کریجینگ و روش معکوس فاصله با توان 1، 2 و 3؛ و پهنه‌بندی غلظت کل مس، روی، آهن و منگنز و (3) بررسی اثر کاربرد درازمدت پساب بر پهنه‌بندی این عناصر بود.

مواد و روش‌ها

دشت بروجن-فردانیه با 2340 هکتار اراضی قابل آبیاری و 255 میلی‌متر بارش سالانه (اداره کل



شکل 1- موقعیت دشت بروجن-فردانیه و نقاط نمونه‌برداری

نمونه‌برداری

آن‌ها در اسید نیتریک و عصاره‌گیری (اسپوزیتو و همکاران، 1982) با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل GBC-932 قرائت شد. واکنش خاک به وسیله pH متر در گل اشباع و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در عصاره‌ی گل اشباع (روادز، 1982)، ماده‌ی آلی خاک به روش اکسایش تر (نلسون و سامرز، 1996) و بافت خاک با هیدرومتر (جی و بادر 1986) اندازه‌گیری شد.

برازش مدل واریوگرام و انتخاب مدل مناسب

ابتدا واریوگرام تجربی مولفه‌ها در محیط واریوین

2/21، ترسیم گردید:

تعداد 200 نمونه‌ی خاک به صورت تصادفی از عمق 0 تا 30 سانتی‌متری برداشت و موقعیت نقاط با GPS ثبت شد. موقعیت این نقاط در شکل 1 نشان داده شده است. هر نمونه خاک از یک نقطه مرکزی و 3 نقطه در شعاع 2 تا 3 متری آن برداشت (شکل 1) و پس از اختلاط به آزمایشگاه منتقل شد. لازم به ذکر است که نقطه نمونه‌برداری شده در مزارع دشت بروجن (بخش شرقی) عموماً با پساب و در بخش فردانیه (بخش غربی) با آب چاه آبیاری شده است. غلظت کل آهن (Fe)، مس (Cu)، روی (Zn)، منگنز (Mn) در نمونه‌های خاک پس از هضم

همکاران، 1390). در این مطالعه برای 3 m مقدار صحیح از 1، 2 و 3 آزموده شد.

برای مقایسه‌ی روش‌های زمین‌آماری کریجینگ ساده و کریجینگ معمولی و وزن‌دهی معکوس فاصله، از شاخص‌های ME و RMSE استفاده شد (معادلات 6 و 7).

$$ME = \sum (Pi - Oi) / n \quad (6)$$

$$RMSE = \sqrt{\sum (Pi - Oi)^2 / n} \quad (7)$$

که در آن‌ها: ME: میانگین خطا، RMSE: ریشه‌ی میانگین مربعات خطا، Pi: مقادیر برآورد شده هر متغیر، Oi: مقادیر اندازه‌گیری شده هر متغیر و n: تعداد نمونه‌ها است. پهنه‌بندی و تهیه نقشه‌های توزیع مکانی در محیط آرک‌جی‌آی اس 9/3 انجام شد.

نتایج و بحث

غلظت عناصر کم مصرف در پساب و آب چاه‌های مورد استفاده در دشت بروجن در جدول 1 دیده می‌شود. غلظت همه عناصر در آب چاه و پساب، زیر حدود مجاز ایران و فائو بود. غلظت تمام عناصر به‌ویژه مس، آهن و منگنز در پساب بیشتر از غلظت آن‌ها در آب چاه بود ($p < 0/05$).

جدول 2 خلاصه آماری غلظت کل مس، روی، آهن، منگنز و برخی ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی پایه‌ی خاک را نشان می‌دهد. دامنه‌ی واکنش خاک با میانگین 7/74 از 7/44 تا 7/98 متغیر است و با توجه به کمینه‌ی کربنات کلسیم (15/5 درصد) خاک‌های منطقه آهکی است (جدول 2). از میان عناصر کم مصرف اندازه‌گیری شده آهن دارای بیشترین غلظت ولی در حدود استاندارد است. میانگین آهن چند هزار برابر غلظت سه عنصر دیگر است (جدول 2). غلظت زیاد آهن منشأ زمین‌شناسی دارد زیرا سنگ‌های مادری این منطقه عموماً حاوی مقادیر زیادی از آهن هستند (صداقت، 1378). مقادیر سایر عناصر اندازه‌گیری شده نیز در حدود مجاز بوده و با غلظت ارائه شده در تحقیقات دیگر هم‌خوانی دارد (فاسمی، 1390؛ دیانی، 1387). ضریب تغییرات 25 و 29 درصدی مس و روی حاکی از عدم یکنواختی این دو عنصر و ضریب تغییرات بسیار کم آهن حاکی از یکنواختی آن در سطح دشت است.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

که در آن N میانگین تعداد جفت مشاهدات، $Z(x_i)$ و $Z(x_i + h)$ مقدار مشاهدات متغیرها در نقطه-های x_i و $x_i + h$ است (یانگ و همکاران، 2009). مدل‌های نظری واریوگرام نیز در محیط واریوین به مشاهدات برازش داده شد و بهترین مدل برای هر شاخص انتخاب گردید. معادله‌ی مدل کروی به صورت زیر است (اسکات، 2000):

$$\gamma(h) = C_0 + C_1 \left[\left(\frac{3h}{2a} \right) - \left(\frac{h^3}{2a^3} \right) \right] \quad (0 \leq h \leq a)$$

و معادله‌ی مدل نمائی نیز به صورت زیر است (اسکات، 2000):

$$\gamma(h) = C_0 + C_1 \left[1 - \exp(-h/a) \right] \quad (3)$$

که در این دو معادله: h مقدار فاصله نقاط، $C_0 + C_1$ مقدار آستانه تأثیر، C_0 اثر قطعه‌ای و a مقدار دامنه تأثیر واریوگرام است (اسکات، 2000).

معرفی روش میان‌یابی کریجینگ و وزن‌دهی معکوس فاصله

پس از تعیین مدل واریوگرام، از آن برای محاسبه وزن در روش کریجینگ استفاده شد. معادله‌ی اساسی کریجینگ به شکل زیر است:

$$F(x, y) = \sum_{i=1}^n w_i \times f_i \quad (4)$$

که در آن: F(x, y) مقدار تخمین زده شده شاخص در نقطه‌ای با مختصات x و y، n تعداد نقاط اندازه‌گیری شده، w_i وزن نسبت داده شده به نقطه‌ی i و f_i مقادیر شاخص در نقطه اندازه‌گیری i است. مقدار وزن از طریق مدل واریوگرام تأمین می‌شود. در روش وزن‌دهی معکوس فاصله (IDW) نیازی به واریوگرام نیست و وزن‌ها تنها با توجه به فاصله هر نقطه معلوم نسبت به نقطه مجهول و بدون توجه به نحوه پراکندگی نقاط حول نقطه مورد تخمین تعیین می‌شوند. به نقاط نزدیک‌تر وزن بیشتر و به نقاط دورتر وزن کمتری داده می‌شود (دلبری و همکاران، 1389). معادله‌ی این روش به شکل زیر است:

$$\hat{z}_j = \frac{\sum \left(\frac{z_i}{D_{ij}^m} \right)}{\sum \left(\frac{1}{D_{ij}^m} \right)}$$

که در آن: Zj غلظت برآورد شده برای نقطه‌ی j، Zi غلظت اندازه‌گیری شده در نقطه‌ی i، Dij فاصله بین نقاط بین i و j است و m توان فاصله است (جلالی و

جدول 1 جدول 1- میانگین غلظت (mg L^{-1}) عناصر کم‌مصرف در پساب و آب چاه مورد استفاده در آبیاری دشت بروجن-فردانیه

عنصر کم مصرف	آب چاه	پساب	حد یا غلظت مجاز (mg L^{-1})	
			استاندارد ایران	استاندارد فائو (1984)
مس	0/04 a	0/06 b	2	0/2
روی	0/03 a	0/04 b	2	2
آهن	0/05 a	0/07 b	3	5
منگنز	0/03 a	0/05 b	1	0/2

حروف انگلیسی متفاوت در هر سطر نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار غلظت عنصر در آب و پساب است ($p < 0/05$)

قرار می‌گیرد (وو و همکاران، 2008). با توجه به غلظت زیاد کل آهن طبیعی است که آهن بیشترین مقدار اثر قطعه‌ای و آستانه تأثیر را داشته باشد (جدول 3). این مقادیر را می‌توان به تغییرپذیری زیاد غلظت این عنصر و در نتیجه واریانس بالای آن مربوط دانست (جدول 2).

نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه تأثیر شاخصی از قدرت ساختار مکانی متغیرهاست و چنانچه این بین 0/25 تا 0/75 قرار گیرد بیانگر وابستگی مکانی متوسط خواهد بود (یانگ و همکاران، 2009). نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه تأثیر ($\text{CO}/(\text{C} + \text{CO})$) عناصر کم‌مصرف شبیه هم بوده و از 0/35 تا 0/41 متغیر است که کلاس وابستگی مکانی متوسطی را در دامنه‌ی تأثیر نشان می‌دهد. تقی‌پور و همکاران (1389)، نصرت‌پور و همکاران (1388) و موسوی و همکاران (1390) نیز کلاس وابستگی مکانی متوسطی را برای این عناصر گزارش دادند. در صورتی‌که دیانی (1387) و قاسمی (1390) کلاس وابستگی مکانی قوی برای عناصر روی و مس گزارش کردند. کلاس وابستگی متوسط نشان می‌دهد که در دشت بروجن عوامل خارجی تأثیر بیشتری بر مقدار غلظت این عناصر نسبت به عوامل طبیعی داشته‌اند (ژانگ و همکاران، 2008).

تعیین مناسب‌ترین روش پهنه‌بندی غلظت کل چهار عنصر کم‌مصرف

جدول 4 آماره‌های خطای برآورد مکانی Cu، Fe، Zn و Mn به روش‌های کریجینگ (معمولی و ساده) و وزن‌دهی معکوس فاصله (با توان‌های 1 تا 3) در خاک-های دشت بروجن-فردانیه را نشان می‌دهد. بر اساس دو آماره ME و RMSE برای همه‌ی عناصر به‌جز مس کریجینگ (اعم از ساده و معمولی) روش مناسبی است. در صورتی‌که برای مس روش معکوس فاصله با توان 1 به‌عنوان بهترین و مناسب‌ترین روش پهنه‌بندی انتخاب شد. معمولاً افزایش توان در روش معکوس فاصله موجب بهبود نتایج نشده و دقت را پایین می‌آورد. در

طبق گزارش خداکرمی و همکاران (1390) عنصر مس و روی در حوزه‌ی آبخیز کبودآهنگ، رزن و خونجین تلخاب در استان همدان دارای یکنواختی خیلی بیشتری بودند. این تفاوت حاکی از تداخل عوامل خارجی در دشت بروجن-فردانیه است زیرا تنوع سنگ مادری در این دشت چنان نیست که باعث تغییرات زیادی شود (صدافت، 1378). این مسأله در مورد عناصر سنگین طبیعی است. چون معمولاً غلظت عناصر سنگین در محیط کم است، بنابراین وجود یک منبع خارجی آلودگی نقطه‌ای باعث افزایش غلظت موضعی آن‌ها می‌شود (تقی‌پور، 1390؛ سولیتو و همکاران، 2010).

نتایج برازش مدل واریوگرام به غلظت کل چهار کم‌مصرف در دشت بروجن-فردانیه در شکل 2 و در جدول 3 دیده می‌شود. مدل کروی برای آهن، روی و مس و مدل نمایی برای منگنز مناسب‌ترین مدل تشخیص داده شد. در پژوهش‌های مختلف از مدل‌های واریوگرام مشابه و گاه‌ها متفاوتی در توصیف ساختار مکانی این عناصر استفاده شده است. تقی‌پور و همکاران (1389) در خاک‌های همدان و همچنین یانگ و همکاران (2009) در تیانجین چین از مدل کروی برای توصیف ساختار مکانی مس استفاده نمودند در حالی‌که دیانی (1387) از مدل کروی، قاسمی (1390) از مدل نمایی، و یانگ و همکاران (2009) از مدل گوسی برای توصیف ساختار مکانی روی استفاده کردند. خداکرمی و همکاران (1390) از مدل نمایی جهت توصیف ساختار مکانی عناصر روی و مس استفاده کردند.

دامنه‌ی تأثیر از 3061 متر برای آهن تا 5329 متر برای مس متغیر است (جدول 3). در حالی‌که این مقادیر با مقادیر دامنه‌های تأثیر در مطالعات دیگر هم‌خوانی دارد (تقی‌پور و همکاران، 1389؛ قاسمی، 1390؛ دیانی، 1387؛ وو و همکاران، 2008) ولی باید توجه داشت که دامنه‌ی تأثیر در مطالعات مختلف تحت تأثیر تراکم نمونه‌برداری

5% برای آهن، و 16% برای منگنز کاهش می‌یابد (شکل 4) که حدوداً بین 7 تا 10 درصد کاهش برای مس، روی و منگنز، و 1% برای آهن است.

پهنه بندی روی کل با کریجینگ معمولی، مس کل با وزن‌دهی معکوس فصله با توان 1، منگنز و آهن کل با کریجینگ ساده صورت گرفته است.

ضرایب هم‌بستگی اسپیرمن غلظت کل عناصر کم‌مصرف با ویژگی‌های اساسی خاک و همچنین به منظور ارزیابی پهنه‌بندی غلظت کل عناصر کم‌مصرف مدل‌های واریوگرام برای هر کم‌مصرف و کاربرد روش پهنه‌بندی، هم‌بستگی بین نقشه‌های غلظت کل و نیز هم‌بستگی با ویژگی‌های اساسی خاک محاسبه شد (جدول 5). در این دشت غلظت کل عناصر کم‌مصرف با اجزای بافت خاک هم‌بستگی ندارند ولی با واکنش خاک هم‌بستگی منفی و با کربن آلی و قابلیت هدایت الکتریکی هم‌بستگی مثبت دارند (جدول 5). با این حال، هم‌بستگی آهن با این سه متغیر چندان قوی نیست (جدول 5). تقی‌پور (1390) نیز عدم هم‌بستگی اجزای بافت خاک را با غلظت عناصر سنگین نشان داد. در صورتی‌که قاسمی (1390) و دیانی (1387) هم‌بستگی معنی‌داری را بین اجزای بافت خاک با مقدار روی کل گزارش کردند. عدم هم‌بستگی با اجزای بافت به معنی توزیع یکنواخت در ذرات و عدم تجمع در یک جزء خاص است (محمودی، 1389). خداکرمی و همکاران (1390) عدم وجود هم‌بستگی بین روی و مس با واکنش خاک و ماده‌ی آلی را گزارش نمودند.

بایستی توجه داشت که هم‌بستگی غلظت کل عناصر کم‌مصرف با ویژگی‌های دیگر به معنی علت و معلولی رابطه نیست. در واقع عاملی که واکنش خاک را کاهش داده و غلظت کل کم‌مصرف‌ها را افزایش داده احتمالاً پساب است. از طرف دیگر، کاربرد پساب قابلیت هدایت الکتریکی و کربن آلی را در خاک دشت افزایش داده است. بنابراین هم‌بستگی غلظت کل عناصر کم‌مصرف با این سه متغیر در این‌جا یک ارتباط علت و معلولی نیست بلکه حاکی از نقش عامل مشترک تغییردهنده یعنی پساب است.

مجموع هر یک از دو نوع کریجینگ ساده یا معمولی می‌تواند در پهنه‌بندی غلظت کل کم‌مصرف‌ها به کار گرفته شود. در بیشتر مطالعات، مقایسه‌ای جهت تعیین مناسب‌ترین روش پهنه‌بندی غلظت کل عناصر کم‌مصرف انجام نشده است و پهنه‌بندی عناصر تنها بر اساس روش کریجینگ انجام شده است.

شکل 3 نقشه‌های پهنه‌بندی عناصر Fe، Zn، Cu و Mn را بر اساس مدل واریوگرام منتخب (جدول 3) و مناسب‌ترین روش برآورد مکانی را از بین روش‌های بررسی شده (جدول 4) نشان می‌دهد. چنانچه در نقشه‌ها مشخص است غلظت کل هر چهار کم‌مصرف در بخش شرقی بروجن بیشتر از بخش غربی (فردانیه) است (شکل 3). در هیچ ناحیه از دشت بروجن-فردانیه غلظت عناصر کم‌مصرف از حدود استاندارد تجاوز نکرده است (شکل 3 و جدول 2). این شباهت در پراکنش این عناصر را می‌توان در منشأ یکسان آن‌ها جستجو کرد (تقی‌پور، 1390). کاربرد پساب خروجی تصفیه‌خانه بروجن برای آبیاری مزارع در قسمت شرقی دشت (ناحیه بروجن) احتمالاً می‌تواند عامل ورود این کم‌مصرف‌ها و افزایش غلظت آن‌ها در این ناحیه از دشت باشد.

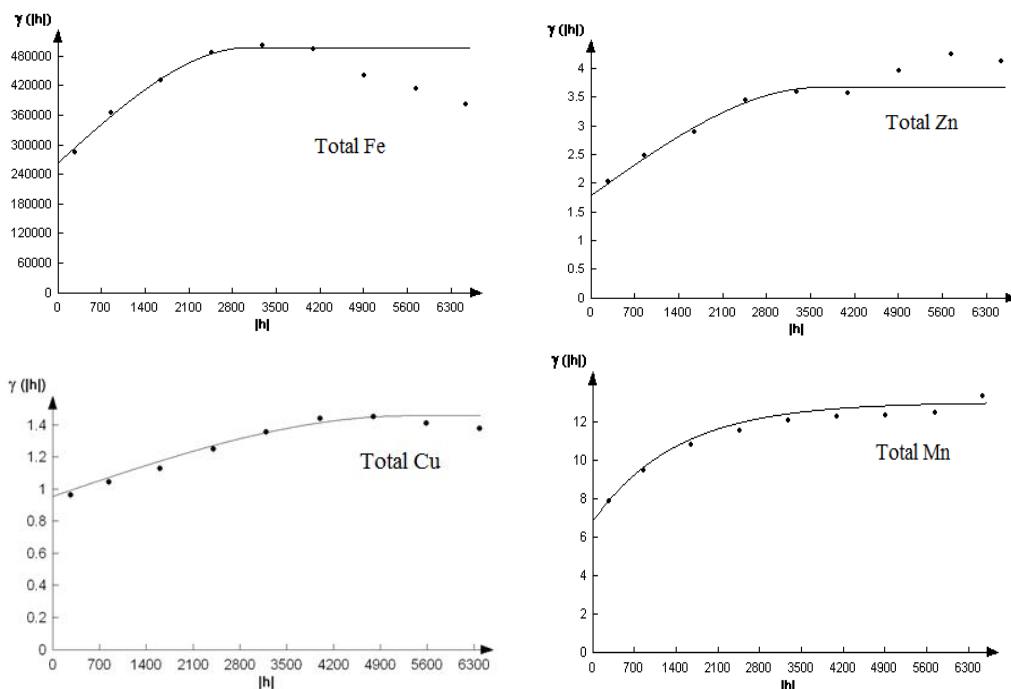
مقایسه‌ی نقشه‌های غلظت کل عناصر کم‌مصرف با خلاصه آماری در جدول 2 حاکی از آن است که برآورد مکانی غلظت کل عناصر کم‌مصرف مطابقت بهتری با حدود پایین و بالای (5% اول و آخر) در مقایسه با کمینه و بیشینه‌ی غلظت کل عناصر دارند. حد پایین هر چهار نقشه اندکی بیشتر از 5% اول و حد بالای نقشه‌های روی و منگنز اندکی کمتر از 5% آخر و حد بالای نقشه‌های آهن و مس بیشتر از 5% آخر برآورد شده‌اند. با این حال، تفاوت‌ها از خطای معیار غلظت کل هر عنصر کم‌مصرف کمتر است (جدول 2). این بدان مفهوم است که پهنه‌بندی عناصر (تعیین الگوی تغییرات و تعیین روش تخمین مکانی) به خوبی انجام شده است. در شکل 4 نقشه‌های خطای تخمین غلظت کل هر کم‌مصرف دیده می‌شوند. نقشه‌های خطای تخمین غلظت کل عناصر کم‌مصرف نشان می‌دهد که در حاشیه و فواصل بین نمونه‌ها که تراکم نمونه‌برداری کاهش یافته است بیشترین خطای تخمین وجود دارد. برآورد حداکثر خطای نقشه‌کشی عناصر که در حاشیه دشت رخ می‌دهد (شکل 4) حدوداً به ترتیب 6 تا 32 درصد بود که کمترین آن به آهن و بیشترین آن به روی مربوط بود. این خطا برای مس (29%) و روی (32%) مشابه و برای منگنز کمتر (23%) بود. خطای نقشه‌کشی عناصر از حاشیه دشت به سمت محور مرکزی دشت به ترتیب به 22% برای مس و روی،

جدول 2- خلاصه آماری ویژگی‌های پایه، غلظت کل و حدود مجاز عناصر کم‌مصرف خاک در دشت بروجن-فردانبه

حد مجاز (mg kg^{-1}) (لاکاتوسا، 1998)	چولگی	ضریب تغییرات (%)	انحراف معیار	بیشینه	پنج درصد آخر	پنج درصد اول	کمینه	میان	میانگین	واحد	متغیر/ عنصر کم‌مصرف
	0/45	35	0/4	19	18	5	5	10	11	g kg^{-1}	کربن آلی، OC
	-0/28	2	0/13	7/98	7/92	7/50	7/44	7/74	7/74	-	واکنش خاک، pH
	0/88	30	0/33	1/96	1/80	0/66	0/56	1/04	1/12	dS m^{-1}	قابلیت هدایت الکتریکی، EC
	0/08	14	15/0	25/0	24/0	15/5	15/0	19/5	19/7	%	کربنات کلسیم معادل، CCE
	-0/08	16	2/2	17/5	17/0	10/3	10/0	13/5	13/8	%	شن
	-0/36	3	1/5	51/0	3/2	1/5	40/5	46/0	46/1	%	سیلت
	-0/07	5	2/2	43/5	43/0	37/0	37/0	40/5	40/1	%	رس
100	-0/18	25	1/2	7/0	6/2	2/7	2/1	4/7	4/6	mg kg^{-1}	Cu
300	0/05	29	1/9	10/1	9/8	3/2	2/1	6/5	6/6	mg kg^{-1}	Zn
40000	0/88	6	650	12998	11661	9930	9008	10540	10632	mg kg^{-1}	Fe
1000	0/45	20	3/5	25/0	24/1	13/0	11/0	16/8	17/6	mg kg^{-1}	Mn

جدول 3 - مشخصه‌های واریوگرام‌های غلظت کل عناصر کم‌مصرف در دشت بروجن-فردانبه

کلاس وابستگی مکانی	$C0/(C+ C0)$	آستانه تأثیر C	اثر قطعه‌ای C0	دامنه تأثیر (متر)	الگوی تغییرات	عنصر کم‌مصرف
متوسط	0/41	1/32	0/95	5329	کروی	Cu
متوسط	0/35	3/4	1/80	3635	کروی	Zn
متوسط	0/35	434234	265874	3061	کروی	Fe
متوسط	0/37	11/6	6/89	4208	نمایی	Mn



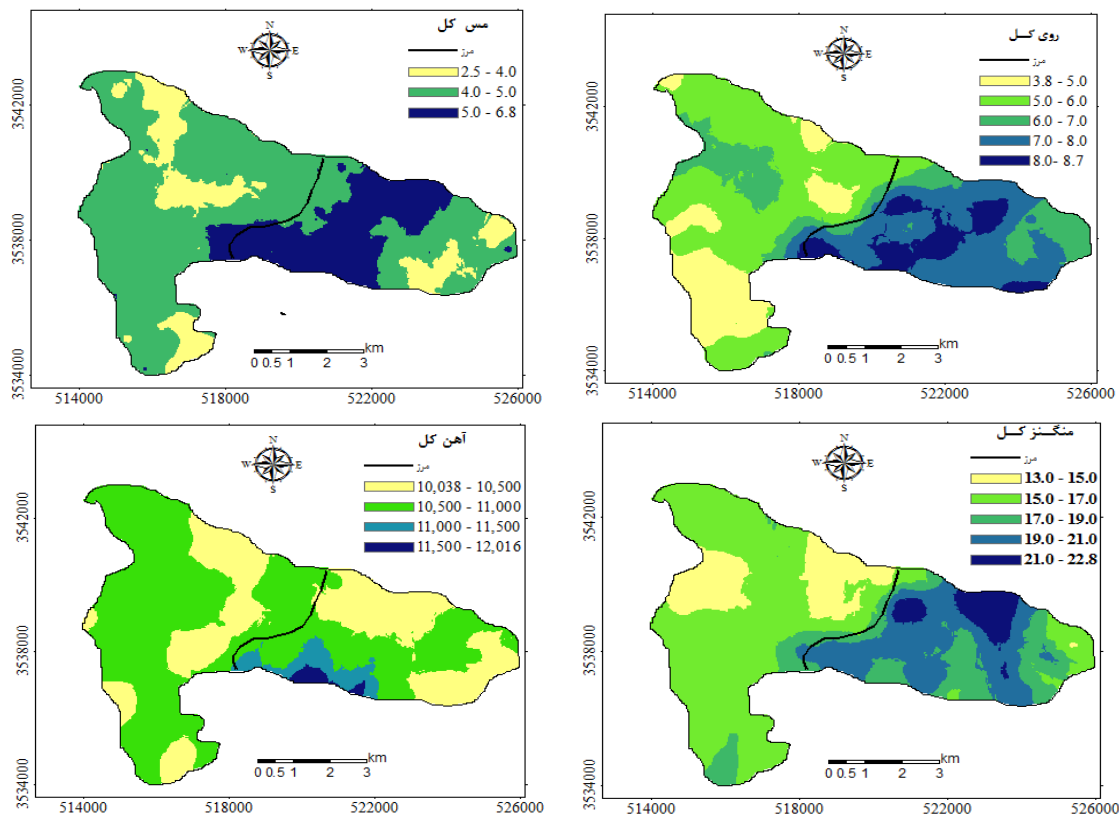
شکل 2- واریوگرام‌های غلظت کل عناصر کم مصرف در دشت بروجن-فراذنبه

جدول 4- آماره‌های خطا در روش‌های درون‌یابی کریجینگ و وزن‌دهی معکوس فاصله برای غلظت کل عناصر کم مصرف در خاک دشت بروجن-فراذنبه

عنصر کم مصرف	روش برآورد مکانی	ME (mg kg ⁻¹)	RMSE (mg kg ⁻¹)	*تناسب روش
Cu	کریجینگ ساده	0/009	1/09	3
	کریجینگ معمولی	0/001	1/11	2
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 1	0/0001	1/12	**1
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 2	0/02	1/20	4
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 3	0/04	1/27	5
Zn	کریجینگ ساده	0/02	1/59	2
	کریجینگ معمولی	0/01	1/60	**1
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 1	0/04	1/60	3
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 2	0/04	1/68	4
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 3	0/04	1/79	5
Fe	کریجینگ ساده	0/18	637/3	**1
	کریجینگ معمولی	1/04	651/1	2
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 1	7/18	654/7	3
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 2	7/46	680/7	4
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 3	6/04	716/1	5
Mn	کریجینگ ساده	0/04	2/99	**1
	کریجینگ معمولی	0/03	3/01	2
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 1	0/09	3/00	3
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 2	0/14	3/03	4
	وزن‌دهی معکوس فاصله با توان 3	0/17	3/13	5

*1 بهترین روش؛ و 5 نامناسب‌ترین روش برآورد مکانی است.

** مناسب‌ترین روش و روش به کار گرفته شده برای پهنه‌بندی هر عنصر در این پژوهش



شکل 3- نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت کل عناصر کم‌مصرف (میلی گرم بر کیلوگرم) در دشت بروجن-فردانیه (سال 1390)

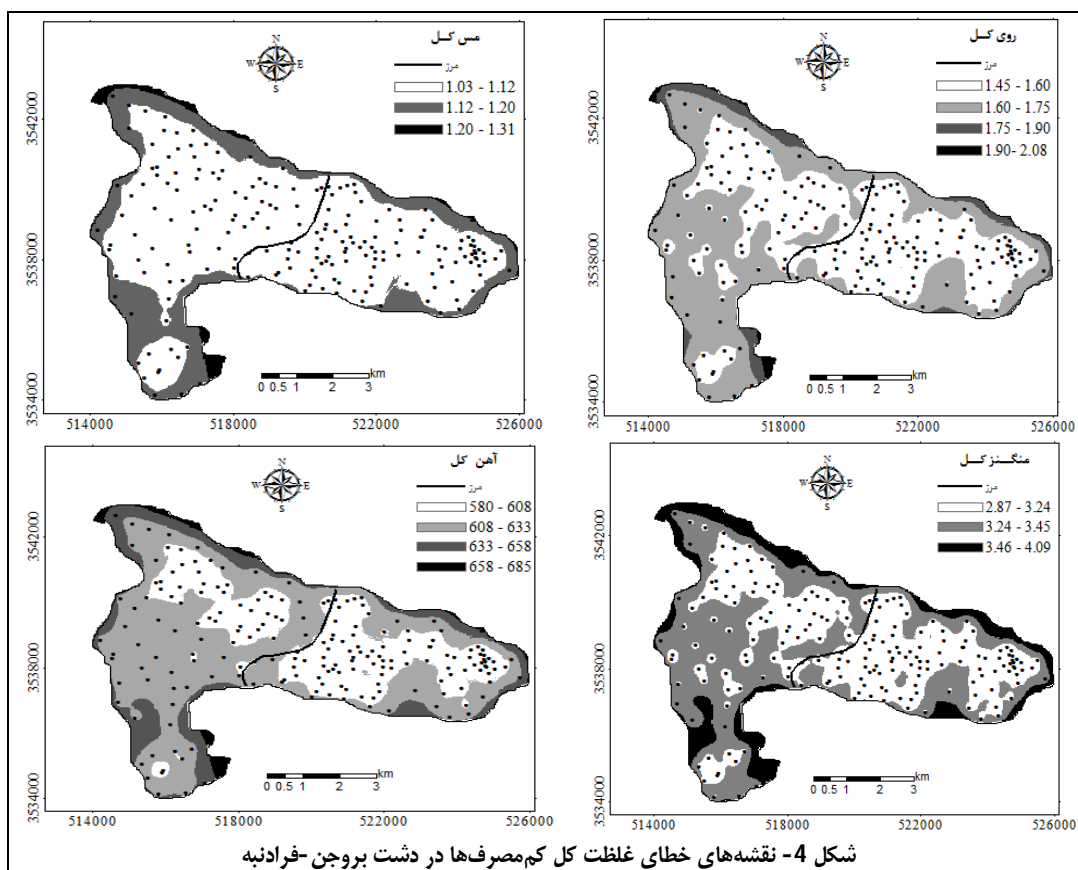
مشاهدات آن‌ها است. با این تفاوت که هم‌بستگی نقشه‌های مس، روی و منگنز قوی‌تر از هم‌بستگی نظیر مشاهدات آن‌ها است (جدول 5).

نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد غلظت کل عناصر کم‌مصرف در دشت بروجن-فردانیه فعلاً کمتر از حدود استاندارد است که به مفهوم عدم آلودگی به این عناصر در این دشت است. برای عناصر آهن، روی و مس مدل واریوگرام کروی و برای منگنز مدل نمائی بهترین برازش را داشت. به طور کلی روش‌های کریجینگ (معمولی و ساده) بهتر از وزن‌دهی معکوس فاصله توزیع غلظت کل عناصر ریزمغذی را در دشت بروجن-فردانیه برآورد می‌کند. مطابق نقشه‌های پهنه‌بندی عناصر غلظت کل عناصر کم‌مصرف به‌ویژه غلظت کل مس، روی و منگنز در بخش شرقی دشت (بروجن) بیش‌تر از غلظت نظیر آن‌ها در بخش غربی دشت (فردانیه) است که احتمالاً نتیجه کاربرد پساب در بخش شرقی است. نتایج حاکی از آنست که اثر کاربرد پساب به خوبی در پهنه‌بندی غلظت کل عناصر کم‌مصرف منعکس می‌شود.

در بین چهار عنصر فقط منگنز با کربنات کلسیم معادل هم‌بستگی مثبت، معنی‌دار ولی ضعیفی داشت (جدول 5، $p < 0/05$). اگرچه آهن با هیچ یک از سه عنصر روی، مس و منگنز هم‌بستگی نداشت ولی سه عنصر دیگر با هم هم‌بستگی معنی‌دار مثبت و متوسطی داشتند (جدول 5 و $p < 0/05$). این امر می‌تواند ناشی از یکسان بودن منشأ این سه عنصر یا یکسانی منبع آلودگی باشد (تقی‌پور، 1390). یانگ و همکاران (2009)، خداکرمی و همکاران (1390)، گو و همکاران (2012) و وو و همکاران (2009) هم‌بستگی بین روی و مس را به ترتیب 0/65، 0/23، 0/67، 0/58 گزارش کردند. هم‌بستگی این دو عنصر در دشت بروجن-فردانیه در دامنه‌ی مذکور قرار می‌گیرد.

نقشه‌های عناصر کم‌مصرف با نقشه‌های اجزای بافت هم‌بستگی ندارند ولی با واکنش خاک هم‌بستگی منفی و با قابلیت هدایت الکتریکی و کربن آلی هم‌بستگی مثبت دارند. این نتایج با هم‌بستگی مشاهدات هماهنگی کامل دارد و در بیش‌تر موارد هم‌بستگی نقشه‌ها قوی‌تر از هم‌بستگی نظیر در مشاهدات است. همین‌طور هم‌بستگی نقشه‌های عناصر کم‌مصرف با یکدیگر شبیه هم‌بستگی



جدول 5 - هم‌بستگی غلظت کل عناصر کم مصرف با ویژگی‌های اساسی خاک و با یکدیگر

ضرایب هم‌بستگی اسپیرمن مشاهدات										
Fe	Zn	Cu	CCE	OC	EC	pH	رس	سیلت	شن	
			0/03	0/37*	-0/27*	-0/27*	-0/03	-0/03	0/05	Cu
		0/36*	0/11	0/50*	0/40*	-0/47*	-0/07	0/009	0/07	Zn
	0/09	0/01	0/03	0/14*	0/09	-0/15*	-0/04	0/04	0/02	Fe
-0/03	0/40*	0/28*	0/27*	0/62*	0/53*	-0/46*	-0/03	-0/03	-0/03	Mn
ضرایب هم‌بستگی نقشه‌ها										
			0/08	0/67	0/48	-0/59	-0/12	0/09	0/07	Cu
		0/52	0/29	0/80	0/72	-0/79	-0/10	-0/22	0/29	Zn
	0/21	0/29	0/03	0/23	0/10	-0/22	-0/05	-0/01	0/07	Fe
0/06	0/78	0/58	0/35	0/81	0/78	-0/74	-0/04	-0/09	0/09	Mn

* معنی‌دار در $\alpha = 0/05$

فهرست منابع:

1. اداره کل هواشناسی استان چهارمحال. www.chbmet.ir. دسترسی به تاریخ 20 فروردین 1393.
2. تقی‌پور س. 1390. تجزیه و تحلیل پراکنش مکانی غلظت قابل جذب عناصر آهن، منگنز، روی، مس و غلظت کل کادمیوم و سرب در خاک‌های سطحی دشت شهرکرد. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد. 70 صفحه.

3. تقی‌پور م. خادمی ح. و ایوبی ش. 1389. تغییرات مکانی غلظت سرب و روی در خاک‌های سطحی و ارتباط آن با مواد مادری و نوع کاربری در بخشی از استان همدان. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، 24(1): 132-144.
4. جلالی ق. ملکوتی م. ج. طهرانی م. م. و قاسمی دهکردی و. 1390. بررسی پراکنش مکانی عنصر روی و تعیین حد بحرانی آن برای سویا در شرق استان مازندران. مجله پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، 25(3): 178-188.
5. خداکرمی ل. سفیانیان ع. توفیق ا. و میرغفاری ن. 1390. بررسی غلظت عناصر سنگین مس، روی و آرسنیک خاک با استفاده از RS و GIS (مطالعه‌ی موردی: حوزه‌ی آبخیز کبودرآهنگ، رزن و خونجین-تلخاب در استان همدان. مجله‌ی کاربرد سنجش از دور و GIS در علوم منابع طبیعی، 2(1): 79-89.
6. دلبری م. افراسیاب پ. و میرعمادی س ر. 1389. تجزیه و تحلیل تغییرات مکانی-زمانی شوری و عمق آب زیرزمینی (مطالعه موردی: استان مازندران). نشریه‌ی آبیاری و زهکشی ایران، جلد 4، شماره 3، صفحات 359-374.
7. دیانی م. 1387. قابلیت فناوری‌های سنجش از دور و زمین‌آمار در پهنه‌بندی برخی فلزات سنگین در خاک‌های جنوب اصفهان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد. 122 صفحه.
8. صداقت م ا. 1378. نقشه زمین‌شناسی بروجن، مقیاس 1:100000. سازمان زمین‌شناسی کشور.
9. قاسمی ح. 1390. پهنه‌بندی غلظت کل فلزات سنگین (سرب، روی، کادمیم، نیکل) در خاک‌های سطحی دشت سرخون (بندرعباس). پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد. 93 صفحه.
10. محمودی ش. و حکیمیان م. 1382. مبانی خاک‌شناسی. چاپ پنجم. انتشارات دانشگاه تهران. 701 صفحه.
11. موسوی ا. سفیانیان ع. میرغفاری ن. و خداکرمی ل. 1390. بررسی توزیع مکانی برخی فلزات سنگین در خاک‌های استان همدان. مجله پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، 25(4): 323-336.
12. موسویان ن. 1386. بررسی تغییرات غلظت عناصر سنگین در اراضی مجاور شرکت فولاد آلیاژی ایران. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران.
13. نصرت‌پور س. اردلان م. و فرج‌نیا ا. 1388. بررسی توزیع مکانی برخی عناصر غذایی و عوامل مؤثر بر حاصلخیزی خاک در اراضی شهرستان مراغه با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی. پژوهش‌های آبخیزداری (پژوهش و سازندگی)، شماره 87. صفحات 1-9.
14. FAO/WHO. 1984. List of contaminants and their maximum levels in foods. Codex Alimentarius Commission. Available at <http://www.codexalimentarius.org>.
15. Gee G W. and Bauder J W. 1986. Particle size analysis. In: Method of soil analysis, part 1. Klute A. (Ed). 2nd edition. ASA and SSSA, Madison, WI. pp: 383-411.
16. Guo, G. F., Wu, F. Xi., and R. Zhang. 2012. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. Journal of Environmental Sciences, 24(3): 410-418.
17. Hu K L. Zhang F. Li H. Huang F. and Li B. 2006. Spatil patterns of soil heavy metals in urban-rural transition zone of Beijing. Pedosphere, 16: 690-698.
18. Jiachun S. Haizen W. Jianming X. Jianjun W. Xingmei L. Haiping Z. and Chunlan Y. 2007. Spatial distribution of heavy metals in soil: a case study of Changing, China. Environmental Geolog, 52: 1-10.
19. Kataba-Pendias A. and Pendias H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. CRC, Washington, USA.
20. Lacatusa R. 1998. Appraising levels of soil contamination and pollution with heavy metal. European Soil Bureau Joint Research Center. pp: 393-402.

21. Nelson D W. and Sommers L E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In A.L. Page et al. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Second ed. Agron. Monogr. 9.* ASA and SSSA, Madison, WI. pp: 539–579.
22. Pingguo Yang, P., R. Mao., H. Hongbo Shao., and Y. Gao. 2009. The spatial variability of heavy metal distribution in the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China. *C R Biology*, 332: 558–566.
23. Rhoades J D. 1982. Soluble salinity. In: *Method of soil analysis, part2. Second edition.* ASA and SSSA, Madison, WI. pp: 167-178.
24. Scott H D. 2000. *Soil Physics, Agricultural and Environmental Application.* Iowa State University Press. 415 pp.
25. Sollito D. Romic M. Castrignano A. Romic D. and Bakic H. 2010. Assessing heavy metal contamination in soils of the Zagreb region (Northwest Croatia) using multivariate geostatistics. *Catena*, 80: 182-194.
26. Sposito G. Lund L J. and Chang A C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Science Society of America Journal*, 46: 260-264.
27. Wu C. Wu J. Luo Y. Zhang H. and Teng Y. 2008. Statistical and geostatistical characterization of heavy metal concentrations in a contaminated area taking into account soil map units. *Geoderma*, 144: 171-179.
28. Zhang H., C. Wu., J. Wu., Y. Luo., and Y. Teng. 2008. Statistical and geostatistical characterization of heavy metal concentrations in a contaminated area taking into account soil map units. *Geoderma*. 144: 171-179.