

مدل‌سازی میزان انباشتگی روی و عدم قطعیت آن در زمین‌های کشاورزی استان کرمانشاه

شهاب احمدی دوآبی^{۱*} - مجید افیونی^۲ - مهین کرمی^۳ - صفورا مرآتی فشی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۱/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۹/۱۶

چکیده

بررسی توازن جرم‌فلز روی در خاک نه تنها از نظر آلودگی بلکه از نظر تغذیه‌ای نیز ضروری است. این مطالعه به منظور مدل‌سازی روند انباشت روی در خاک‌های کشاورزی استان کرمانشاه به کمک مقایسه توازن جرمی ورودی‌ها و خروجی‌ها و بررسی عدم قطعیت آن انجام گرفت. مدل ارزیابی شار جرمی (Mass Flux Assessment (MFA)) به منظور مدل‌سازی روند انباشت عناصر به کمک روش تصادفی مبتنی بر توازن جرمی و با استفاده از ترکیب روش مربع لاتینو شبیه‌سازی مونت کارلو در اکوسیستم‌های زراعی شهرستان‌های کرمانشاه، سنقر، گیلان‌غرب، قصرشیرین، صحنه، سرپل‌ذهاب، کنگاور، پاوه و جوانرود به کار گرفته شد. به این منظور از اطلاعات زراعی شامل نوع محصول، سطح زیر کشت، عملکرد، نوع و تعداد دام‌ها، میزان مصرف کودهای شیمیایی، کمپوست و آفت‌کش‌ها، میزان فرونشست اتمسفری و همچنین اطلاعات مرتبط با غلظت روی در گیاهان، انواع کودها و گرد و غبار استفاده شد. نتایج نشان داد که بیشینه انباشت روی در زمین‌های کشاورزی مورد مطالعه متعلق به شهرستان پاوه (با میانگین $1 \text{ g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) و کمینه آن (تخلیه روی) متعلق به زمین‌های کشاورزی شهرستان کرمانشاه (با میانگین $-26 \text{ g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) بود. مقادیر انباشت محاسبه شده کمتر از مقدار بحرانی نرخ انباشت روی برای خاک‌های ایران (محاسبه شده برای ۲۰۰ سال آینده) می‌باشد. مهم‌ترین مسیرهای ورود روی به زمین‌های کشاورزی شهرستان‌های مورد مطالعه، کودهای دامی و فرونشست اتمسفری است، در صورتی که در مقیاس استانی مهم‌ترین مسیرهای ورود به ترتیب کمپوست (۶۱ درصد)، کودهای دامی (۳۳ درصد) و فرونشست اتمسفری (۵ درصد) است. بر اساس نتایج تجزیه عدم قطعیت مدل، کودهای دامی به‌عنوان مهم‌ترین مسیر مؤثر بر عدم قطعیت نرخ انباشت روی (۷۹ درصد) در این مطالعه شناخته شدند.

واژه‌های کلیدی: خاک کشاورزی، روی، کرمانشاه، مدل‌سازی

مقدمه

ارزیابی چگونگی و مقدار انباشتگی عناصر در زمین‌های کشاورزی به کمک توازن جرمی ورودی‌ها و خروجی‌های آن‌ها در یک اکوسیستم معین امکان‌پذیر است (۱۴ و ۱۵). کاربرد مفاهیم و مدل‌های مبتنی بر محاسبه‌ی شار جرمی در مقیاس مزرعه و بزرگ‌تر به منظور بهینه‌سازی مدیریت کوددهی و نیز برای محدود کردن آلودگی‌های زیست‌محیطی در حال افزایش است (۸ و ۱۶). روش توازن جرمی، به‌عنوان یک ابزار بسیار مفید برای دستیابی به روش‌های مدیریتی مناسب و پایدار مورد توجه قرار گرفته است (۶ و ۱۵). برای بررسی توازن جرمی عناصر باید در اولین گام مسیرهای ورود و خروج عناصر به خاک شناسایی و اهمیت نسبی آن‌ها با کمی نمودن مقدار ورود و یا خروج از هر مسیر تعیین گردد (۱۸). پس از کمی شدن مسیرهای ورود عناصر به سیستم، می‌توان با اتخاذ تدابیر مدیریتی مناسب مقدار ورود و خروج آن‌ها را کنترل نمود. این روش برای ارزیابی توازن عناصر سنگین و همچنین سفر در مقیاس مزرعه (تقریباً کوچکتر از ۱۰۰۰ متر مربع) (۶ و ۱۵)، در مقیاس منطقه‌ای (بزرگ‌تر از 10^7 متر مربع) و ملی (۱۳) به کار گرفته شده است.

عناصر سنگین از مسیرهای مختلف مانند ریزش‌های جوی، استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، کمپوست، لجن فاضلاب و آفت‌کش‌ها وارد خاک می‌شوند. در مقابل جذب توسط گیاهان و آبشویی عناصر از منطقه ریشه میزان خروج آن‌ها از سیستم را تعیین می‌نماید. صرف‌نظر از ریزش‌های جوی، میزان ورود عناصر به زمین‌های کشاورزی به مدیریت زراعی وابسته است، در صورتی که خروج عناصر از اکوسیستم بیشتر توسط خصوصیات خاک کنترل می‌شود (۵).

۱، ۲ و ۴ - به ترتیب فارغ التحصیل کارشناسی ارشد گرایش فیزیک و حفاظت خاک، استاد گروه علوم خاک و فارغ التحصیل کارشناسی ارشد گرایش فیزیک و حفاظت خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان
* - نویسنده مسئول: (Email: sahmadi96@yahoo.com)
۳ - استادیار گروه علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه رازی، کرمانشاه

مدیریت بهتر اراضی کشاورزی کمک می‌کند.

استان کرمانشاه از نظر اقلیمی شرایط مناسبی را برای کشاورزی دارا است. با توجه به کشت و کار متمرکز، وجود صنایع آلاینده (نیروگاه، پتروشیمی، کارخانه سیمان و صنایع فولاد)، تولید حجم زیادی کمیوست و وقوع پدیده گرد و غبار در این منطقه، انتظار می‌رود سالانه مقادیر زیادی عناصر سنگین به زمین‌های کشاورزی وارد شود. با این وجود تاکنون مطالعه‌ای در ارتباط با بررسی توازن جرمی عناصر سنگین و مهم‌ترین مسیرهای ورود و خروج آن‌ها به زمین‌های کشاورزی استان و نیز تأثیر فرونشست‌های اتمسفری به‌عنوان یک منبع مهم ورود عناصر سنگین به خاک صورت نگرفته است. این مطالعه به منظور تعیین بررسی توازن جرمی عنصر روی به کمک مدل‌سازی تصادفی در مقیاس شهرستان و استان (منطقه)، کمی نمودن ورود و خروج روی از مسیرهای مختلف مرتبط با فعالیت‌های کشاورزی، تعیین مهم‌ترین عوامل مؤثر بر انباشتگی روی و نیز مؤثر بر عدم قطعیت مدل‌سازی توازن جرمی روی (با استفاده از ترکیب روش شبیه‌سازی مونت کارلو و روش نمونه‌برداری مربع لاتین) در زمین‌های زراعی استان کرمانشاه انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مطالعاتی

این مطالعه در زمین‌های زراعی شهرستان‌های کرمانشاه، سنقر، گیلان‌غرب، قصرشیرین، صحنه، سرپل‌ذهاب، کنگاور، پاوه و جوانرود در استان کرمانشاه صورت گرفت. در بین شهرستان‌های مورد مطالعه از نظر زمین‌های کشاورزی، شهرستان کرمانشاه بیشترین و شهرستان پاوه کمترین وسعت را دارند. محصولات غالب منطقه شامل گندم، نخود، جو، ذرت، چغندرقد، یونجه و شبدر هستند.

ساختار مدل

مدل PROTERRA-S که توسط کلر و همکاران (۱۶) ارائه گردیده است، یک مدل تجربی تصادفی برای ارزیابی توازن فسفر و عناصر سنگین در مقیاس ناحیه‌ای می‌باشد. این مدل یک چهارچوب تصادفی برای محاسبه عدم قطعیت ویژگی‌ها ایجاد می‌کند. به منظور در نظر گرفتن بیشینه احتمالات ممکن در ترکیب متغیرهای مختلف در مدل از روش نمونه‌برداری مربع لاتین استفاده شده‌است. ساختار مدل PROTERRA-S و فرضیات آن به‌طور کامل در مراجع (۱۵) و (۱۶) تشریح شده است. بنابراین در ادامه توضیحات مختصری در ارتباط با این مدل ارائه خواهد شد.

این مدل بر اساس فرضیاتی برای کشور سوئیس پیشنهاد شده است. به علت عدم هماهنگی برخی از فرضیات آن با شرایط مدیریتی زراعی ایران، تغییراتی در مدل PROTERRA-S داده شد و مدل

هر چند روش‌های مورد استفاده برای بررسی توازن جرمی عناصر، توانایی خلاصه نمودن حجم زیادی از اطلاعات را به صورت شفاف و قابل فهم و در قالب ورودی‌ها و خروجی‌ها دارند، نتایج حاصل معمولاً با عدم قطعیت همراه است (۱۳ و ۲۴). تعیین مقادیر عدم قطعیت در نتایج مدل و نقش هریک از پارامترهای ورودی مدل در ایجاد آن، کمک خواهد کرد تا پارامترهایی که بیشترین تأثیر را بر عدم قطعیت نتایج مدل دارند، شناسایی شده و بنابراین با بررسی بیشتر و تعیین دقیق‌تر آن‌ها به نتایج شفاف‌تر و قابل اعتمادتر رسید (۱۳). از آنجاکه در بررسی عدم قطعیت نیاز به تعداد تکرارهای زیادی جهت به‌دست آوردن توزیع متغیرها وجود دارد، بنابراین در این مطالعه از روش شبیه‌سازی مونت کارلو (MCS)^۱ که یکی از معمولی‌ترین روش‌های بررسی عدم قطعیت است استفاده گردید. این روش بر پایه نمونه‌برداری پی‌درپی از توزیع احتمال ویژگی‌های ورودی به مدل و اجرای مدل به منظور تولید یک توزیع احتمال برای خروجی مدل می‌باشد (۲۴). به منظور افزایش کارایی، می‌توان روش شبیه‌سازی مونت کارلو را با روش نمونه‌برداری مربع لاتین^۲ ترکیب نمود (۱۵). استفاده از این روش در طیف وسیعی از مطالعات زیست‌محیطی از جمله نقشه‌برداری رقومی خاک (۱۷) و مطالعات روند انباشتگی عناصر سنگین (۲۴) رایج است.

فون استیگر و اوبریست (۲۶) مدلی به نام PROTERRA را برای بررسی توازن جرمی فسفر، کادمیم، روی، مس و سرب در مقیاس منطقه ارائه نمودند. این مدل سپس توسط کلر و همکاران (۱۶) گسترش داده شد (PROTERRA-S) به گونه‌ای که بتواند به صورت تصادفی ترکیب‌های مختلف اطلاعات زراعی و ویژگی‌های خاک را در نظر بگیرد. این مدل پس از بازنویسی برای استفاده در شرایط مدیریتی کشور ایران با نام جدید ارزیابی شار جرمی (MFA) مورد استفاده قرار گرفته است (۵ و ۱۱).

روی از عناصر کمیاب ضروری است که نقش مهمی در تغذیه گیاهان، جانوران و انسان داشته و کمبود آن یکی از مشکلات جدی سوء تغذیه در انسان به شمار می‌رود. امروزه روشن شده است که بین وضعیت روی در خاک‌های کشاورزی، گیاهان و انسان‌های یک اکوسیستم مشخص، رابطه‌ای معنی‌دار وجود دارد (۲۷). وجود برخی گزارش‌ها مبنی بر کمبود روی در انسان (۲۰)، خاک و گیاهان (۲۸) مناطق مختلف ایران، لزوم انجام مطالعاتی از جنبه‌های مختلف بر روی این عنصر را مطرح می‌سازد. در این زمینه، بررسی میزان ورود و خروج عنصر روی به (از) اراضی کشاورزی از اهمیت خاصی برخوردار بوده و با پیش‌بینی تأثیر مدیریت کنونی کشاورزی بر میزان عنصر روی در زمین‌های زراعی در درازمدت، به تصمیم‌گیری به‌منظور

1-Monte Carlo Simulation

2-Latin Hypercube Sampling

جدول خلاصه شده‌اند. منابع لازم برای دستیابی به این اطلاعات، نشانه‌های اختصاری آن‌ها، واحد مورد استفاده این داده‌ها برای مدل‌سازی و منبع جمع‌آوری اطلاعات در جدول ۱ ارائه شده است. لازم به ذکر است که مدل MFA برای محاسبه تغییر در مقدار عناصر در دوره زمانی یک سال ($\Delta t=1yr$) طراحی شده است و از این رو قادر به در نظر گرفتن تغییرات در طول سال نمی‌باشد، بنابراین میانگین شدت جریان‌های ورودی در مدل به کار می‌روند.

تجزیه عدم قطعیت

با توجه به آن که تمام متغیرهای مورد نیاز برای محاسبه روند انباشت به صورت متغیرهای تصادفی در نظر گرفته شدند، بررسی عدم قطعیت نتایج مدل‌سازی روند انباشت روی امکان‌پذیر گردید. به منظور بررسی ترکیب‌های مختلف متغیرهای تصادفی در مدل‌سازی، ۲۵۰۰ ترکیب مختلف مورد استفاده قرار گرفت. به این منظور با استفاده از روش مربع لاتین نمونه‌برداری از توزیع احتمال متغیرهای تصادفی انجام شد. در روش نمونه‌برداری مربع لاتین، ابتدا توزیع احتمال یک متغیر تصادفی (اختلاف کمینه و بیشینه) به N فاصله، تعداد نمونه مورد نیاز و یا تعداد دفعات مورد نظر برای شبیه‌سازی توسط مدل تقسیم می‌شود. هر یک از فواصل فوق دارای احتمال یکسان و برابر $1/N$ می‌باشند. سپس فواصل ایجاد شده بر روی توزیع احتمال متغیرها به صورت کاملاً تصادفی رتبه‌بندی می‌شود. آنگاه در هر کدام از فواصل به صورت تصادفی یک مقدار برای متغیر استخراج می‌شود. به این ترتیب برای هر متغیر تصادفی N مقدار با توزیع کاملاً تصادفی حاصل می‌گردد. با ترکیب هر کدام از مقادیر استخراج شده برای تمام متغیرها از راه مدل تشریح شده در بخش پیشین، مقداری برای خروجی مدل حاصل می‌شود. در نهایت با در نظر گرفتن تمام مقادیر، می‌توان توزیع خروجی مدل را به دست آورد.

تعیین نقش متغیرهای تصادفی در عدم قطعیت نتایج مدل

به منظور تعیین نقش متغیرهای تصادفی استفاده شده به عنوان ورودی مدل در عدم قطعیت نتایج مدل از روش رگرسیون چند متغیره استفاده شده است (۹). چنانچه N نمونه از توزیع P متغیر تصادفی استخراج شود، آنگاه می‌توان ماتریس X با ابعاد $N \times P$ (تعداد شبیه‌سازی توسط مدل و P تعداد متغیر تصادفی استفاده شده به عنوان ورودی مدل) را تشکیل داد. این ماتریس در حقیقت، ماتریس ورودی مدل است. اگر خروجی مدل با بردار Y نمایش داده شود، آنگاه می‌توان رابطه بین آن‌ها را به صورت زیر بیان نمود.

$$Y_j = \sum_{i=0}^p b_i x_{ij} + e_j \quad (3)$$

$i = 1, 2, \dots, P$
 $j = 1, 2, \dots, N$

MFA که ویرایش جدیدی از این مدل است، برای استفاده در ایران ارائه گردید (۵ و ۱۱). از جمله فرضیات این مدل در ایران می‌توان اشاره کرد به: (۱) همه کود حیوانی تولید شده توسط دام‌های یک شهرستان در اراضی زراعی متعلق به همان شهرستان به کار می‌روند. (۲) همه کودهای مورد استفاده (کودهای حیوانی، شیمیایی و کمپوست) به طور کاملاً یکنواخت در ۱۰۰ درصد سطح اراضی کشاورزی شهرستان مربوطه توزیع می‌شوند (۱۱). به طور کلی مسیرهای ورودی این مدل در مقیاس منطقه‌ای شامل فرونشست اتمسفری و فعالیت‌های کشاورزی مانند استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، لجن فاضلاب، کمپوست و آفت‌کش‌هاست. مسیرهای خروج عناصر شامل برداشت محصولات و خروج از راه آبیاری می‌باشند. با توجه به مسیرهای یاد شده، این مدل برای محاسبه توازن جرمی عناصر به داده‌های زیادی نیاز دارد. لازم به ذکر است که بسته به منطقه مورد مطالعه و اطلاعات قابل دسترس منطقه، این امکان وجود دارد که از بررسی هر یک از مسیرهای ورودی یا خروجی مدل صرف‌نظر کرد.

معادلات مدل در سطح واحد مدیریتی (MU) زمین

در مدل MFA تغییر مقدار یک عنصر، M ($g \text{ ha}^{-1}$)، در طول دوره زمانی Δt (yr) در یک لایه کاملاً مخلوط شده (یعنی خاک روئین یا لایه شخم زمین‌های کشاورزی) و در هر واحد مدیریتی (MU_i) (که می‌تواند یک شهرستان یا کل منطقه مطالعاتی باشد) به صورت زیر بیان می‌شود:

$$\frac{\Delta M_i}{\Delta t} = I_{Atm} + I_{Agr,i} - O_L \quad (1)$$

که در این معادله I_{Atm} ($yr^{-1} g \text{ ha}^{-1}$) مقدار ورود عناصر از راه فرونشست اتمسفری و در سطح منطقه است. $I_{Agr,i}$ ($yr^{-1} g \text{ ha}^{-1}$) مقدار ورود عناصر توسط فعالیت‌های کشاورزی و O_L ($yr^{-1} g \text{ ha}^{-1}$) مقدار خروج عناصر به وسیله آبیاری است. مقدار ورود یک عنصر در اثر فعالیت‌های کشاورزی برای تولید محصول در هر واحد مدیریتی (MU_i) را می‌توان به شکل زیر تعریف نمود:

$$I_i \quad (2)$$

در این معادله مقدار ورود عنصر از راه کودهای حیوانی با I_{Man} ، کودهای شیمیایی با I_{Min} ، لجن فاضلاب با I_{Se} ، کمپوست با I_{Comp} ، آب آبیاری با I_{Irrig} و آفت‌کش‌ها با I_{Pes} نشان داده شده است. O_{Crop} مقدار خروج عنصر در اثر برداشت گیاه و خارج شدن آن از مزرعه است. واحد مورد استفاده برای جریان‌های یاد شده گرم بر هکتار بر سال ($yr^{-1} g \text{ ha}^{-1}$) می‌باشد. داده‌های مورد نیاز مدل در این مطالعه، در

جدول ۱- داده‌های مورد نیاز مدل بر حسب مسیرهای ورود و خروج عناصر به / از اکوسیستم زراعی
Table 1- Data required for model based oninput and output routes into / from the agricultural ecosystem

منبع اطلاعات Data source	واحد Unit	علامت Symbol	داده مورد نیاز Data required
ورودی‌ها Inputs			
آمارهای کشاورزی Agricultural statistics		L	نوع دام Livestock type
آمارهای کشاورزی Agricultural statistics	Number	n_L	تعداد دام Livestock number
آمارهای کشاورزی و منابع* Agricultural statistics and sources*	kgP yr^{-1}	$f_{P,L}$	مقدار تولید فسفر [†] P production per animal
اندازه‌گیری Analysis	g M (kgP)^{-1}	$X_{Pman L}$	نسبت M/P [‡] M to P concentration ratio
آمارهای کشاورزی Agricultural statistics	tonDM yr^{-1}	Q_{Comp}	مقدار در هر واحد مدیریتی Amount applied
اندازه‌گیری و منابع Analysis and sources	$\text{g M ton}_{Comp}^{-1}$	$C_{M,Comp}$	غلظت عنصر M concentration
آمارهای کشاورزی Agricultural statistics	ton yr^{-1}	Q_{Min}	مقدار در هر واحد مدیریتی Amount applied
اندازه‌گیری و منابع Analysis and sources	g Mton_{Min}^{-1}	$C_{M,Min}$	غلظت عنصر M concentration
آمارهای کشاورزی Agricultural statistics	ton yr^{-1}	Q_{Pes}	مقدار در هر واحد مدیریتی Amount applied
منابع Sources	g Mton_{Pes}^{-1}	$C_{M,Pes}$	غلظت عنصر M concentration
اندازه‌گیری Analysis	$\text{g Mha}^{-1}\text{yr}^{-1}$		مقدار در منطقه Amount per area
خروجی‌ها outputs			
آمارهای کشاورزی Agricultural statistics	ha	A_{ik}	سطح زیر کشت Crop area
آمارهای کشاورزی Agricultural statistics		k	نوع محصولات Specific crop type
آمارهای کشاورزی Agricultural statistics	$\text{kg DM ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$	Y_k	عملکرد Yield
اندازه‌گیری Analysis	$\text{mg kg}^{-1}\text{DM}$	$C_{M,Crop}$	غلظت در گیاه M concentration

†به ازای واحد دام در سال. ‡ نشاندهنده نسبت غلظت عنصر به غلظت فسفر می‌باشد. * منظور از منابع، نتایج پژوهش‌های انجام شده در منطقه مطالعاتی است. DM ماده خشک می‌باشد (Dry Matter)

†Per livestock unit per year. ‡ Represents the ratio of the concentration of element to the phosphorus. * The sources refer to the results of previous studies in the study area. DM: Dry Matter

مقادیر عملکرد یا سطح زیر کشت محصولات، از این رو باید ضرایب معادله استاندارد شوند. ضرایب استاندارد شده رگرسیون (SRC) به شکل زیر قابل محاسبه می‌باشند.

در این معادله b_i ضرایب رگرسیون و e_i مقدار خطای باقی‌مانده می‌باشند. در این روش فرض بر این است که مقادیر باقی‌مانده دارای توزیع نرمال با میانگین صفر و واریانس برابر σ_e^2 هستند. ضرایب معادله بالا، تأثیر هر کدام از متغیرها بر خروجی مدل را بیان می‌نماید. با توجه به این که مقادیر متغیرها در مدل دارای مقیاس متفاوتی هستند (به‌عنوان نمونه مقادیر غلظت عناصر در گیاه در مقایسه با

۳۸/۳، ۱۰/۴، ۳۹/۳، ۳۴/۷ (mg kg⁻¹) می‌باشد.

داده‌های مورد استفاده در ارتباط با غلظت روی در کودهای حیوانی، شیمیایی، کمپوست، آفت‌کش‌ها و فرونشست اتمسفری در جدول ۶ گزارش شده است. میانگین فسفر تولید شده به ازای واحد دام (f_p) به ترتیب ۹، ۰/۲، ۲/۵ و ۲/۵ (kg P yr⁻¹) برای دام‌های گاو، مرغ، گوسفند و بز می‌باشد (۱۱). فرونشست‌های اتمسفری به‌عنوان یکی از ورودی‌های اصلی روی به خاک‌های کشاورزی در مقیاس منطقه‌ای مطرح هستند. در این مطالعه جهت بررسی جریان ورودی از مسیر فرونشست اتمسفری، نرخ فرونشست گرد و غبار و میزان عنصر روی در آن برای کل استان کرمانشاه اندازه‌گیری گردید (۳ و ۴). برای محاسبه نرخ سالیانه فرونشست با فرض ناچیز بودن فرونشست‌های اتمسفری در دو فصل پاییز و زمستان، جمع‌آوری گرد و غبار به مدت دو فصل از سال (بهار و تابستان ۱۳۹۲) که بیشترین میزان فرونشست اتمسفری و تعداد روزهای گرد و غباری را داشت (۲۱) با استفاده از تله‌های رسوب‌گیر صورت گرفت (جدول ۵).

برای تعیین غلظت فلز روی در گیاهان (۴۲ نمونه) از روش USEPA 3051A با استفاده از دستگاه ماکروویو (۲۵)، گرد و غبار (۹۸ نمونه) و خاک (۴۸ نمونه) از ترکیب اسید کلریدریک و اسید نیتریک غلیظ به نسبت ۳:۱ (۲۳)، کودهای شیمیایی (۳ نمونه) از اسید کلریدریک ۶ نرمال (۲)، کودهای حیوانی (۲۱ نمونه) و کمپوست (۱ نمونه) از روش خاکستر خشک با اسید کلریدریک ۲ نرمال (۱۰) استفاده شد و غلظت روی در آن‌ها توسط دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. علاوه بر این، اطلاعات مرتبط با غلظت روی در کمپوست، کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌های موجود در سایر تحقیقات انجام گرفته در منطقه و سایر مناطق استخراج شده است. همچنین به‌منظور تعیین مقدار قابل جذب روی در خاک، عصاره‌گیری نمونه‌های خاک به وسیله DTPA ۰/۰۰۵ نرمال انجام گرفت (۷). فسفر کل کودهای حیوانی نیز با استفاده از روش اولسن اندازه‌گیری گردید (۱۹).

با توجه به این که هیچ اطلاعات منتشر شده یا شفاهی که کاربرد لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی استان کرمانشاه را تأیید کند در دسترس نبود، در این پژوهش ورودی آن در مدل صفر در نظر گرفته شده است. اطلاعات مربوط به خاک و ویژگی‌های اقلیمی منطقه (نظیر اقلیم خشک و نیمه‌خشک، بالا بودن متوسط تبخیر و تعرق پتانسیل نسبت به میزان بارندگی سالیانه (تقریباً ۴ برابر)، بالا بودن pH در خاک‌های منطقه و به‌ویژه مقادیر زیاد آهک در این خاک‌ها) سبب شده که خروج روی از راه آبشویی در نظر گرفته نشود. همچنین به دلیل نبود اطلاعات کافی، ورود روی از مسیر آب آبیاری در محاسبه روند انباشتگی لحاظ نشده است. به‌طور کلی با احتساب تمام داده‌های قابل دسترس برای مسیرهای ورود و خروج روی بسته به شهرستان، ۶۰ متغیر تصادفی با توزیع مشخص ترکیب شد.

$$SRC_i = b_i \frac{\sigma_{xi}}{\sigma_{yi}} \quad (4)$$

$$i = 1, 2, \dots, P$$

در این معادله σ_{yi} انحراف استاندارد خروجی مدل، σ_{xi} و Y انحراف استاندارد متغیر تصادفی x_i می‌باشند. ضرایب رگرسیون به‌صورت روابست و با استفاده از روش بیشترین تشابه (ML) و تابع وزن‌دهی هوبر تعیین می‌گردد (۱۳). به علت تعدد متغیرهای تصادفی استفاده شده برای محاسبه روند انباشتگی عناصر (۶۰ متغیر برای هر شهرستان) پس از محاسبه SRC متغیرهایی که تأثیر آن‌ها بر عدم قطعیت مدل ناچیز بود ($SRC < 0/01$)، حذف شدند. در مرحله بعد مجموع SRC متغیرهای مربوط به هر مسیر ورود و یا خروج روی محاسبه شد که با عنوان (SRCAP) بیان شد. بنابراین علاوه بر تعیین نقش هر متغیر در عدم قطعیت نتایج مدل، می‌توان تأثیر هر کدام از مسیرهای ورود یا خروج عناصر را نیز بررسی نمود. تمامی مراحل مدل‌سازی توازن جرمی روی و عدم قطعیت آن در محیط نرم‌افزار MATLAB برنامه‌نویسی و اجرا شد.

داده‌های مورد استفاده

اطلاعات زراعی مورد نیاز شامل نوع محصول، سطح زیرکشت و عملکرد برای یک دوره ۱۰ ساله از آمارنامه‌های کشاورزی و بر حسب شهرستان استخراج گردید. با توجه به تنوع بسیار زیاد محصولات زراعی در منطقه، مهم‌ترین محصولات بر حسب سطح زیرکشت و عملکرد برای هر شهرستان در جدول ۲ خلاصه شده است و اطلاعات مربوط به این محصولات در مدل‌سازی مورد استفاده قرار گرفت.

جدول ۳ آمار دام‌ها در هر شهرستان را نشان می‌دهد. با وجود تغییرات بسیار زیاد در چگونگی مصرف کودهای فسفوره در هر شهرستان، در این مطالعه فرض بر این است که کل کودهای شیمیایی ورودی به هر شهرستان مشخص و مطابق داده‌های ارائه شده در وزارت جهاد کشاورزی است (جدول ۴). با توجه به دسترسی نداشتن به اطلاعات موجود در سازمان بازرگانی و سازمان جهاد کشاورزی استان کرمانشاه، بر اساس مشورت با کارشناسان مربوطه فرض شد که قسمت عمده کمپوست تولیدی در کارخانه کمپوست کرمانشاه (سالانه حدود ۱۶۲/۵ هزار تن) و آفت‌کش‌ها به‌صورت یکنواخت در کل استان پخش شده‌اند. اطلاعات مرتبط با غلظت روی در گیاهان بر اساس اندازه‌گیری‌های انجام شده در این تحقیق (برای گندم، جو، نخود، ذرت، چغندر قند، یونجه و شبدر) استخراج شده است. بر اساس این اطلاعات میانگین غلظت رویدر مهم‌ترین محصولات کشاورزی منطقه به ترتیب محصولات برابر ۳۴/۵، ۳۳/۴، ۳۷/۳،

1-Maximum Likelihood

2- Standardized Regression Coefficients Aggregated in Percent

جدول ۲- آمار میانگین سطح زیر کشت (ha) و عملکرد سالانه (kg ha^{-1}) محصولات غالب شهرستان‌های مورد مطالعه
 Table 2-Mean of cultivation area(ha) and the annual yield (kg ha^{-1}) of major crops in the studytownships

واحد مدیریتی MU	شیدر Trifolium		یونجه Alfalfa		چغندر قند Sugar beet		ذرت Maize		نخود Chickpea		جو Barley		گندم Wheat	
	عملکرد Yield	سطح زیر کشت Area	عملکرد Yield	سطح زیر کشت Area	عملکرد Yield	سطح زیر کشت Area	عملکرد Yield	سطح زیر کشت Area	عملکرد Yield	سطح زیر کشت Area	عملکرد Yield	سطح زیر کشت Area	عملکرد Yield	سطح زیر کشت Area
	کرمانشاه Kermanshah	6647	528	10261	1007	35270	1524	54453	18562	2203	59504	6071	52349	5833
سقر Songor	4825	2369	7557	2541	31214	160	7660	45	869	14104	5379	13896	5489	62332
گیلان غرب Gilanegharb	10583	43	15563	96	29910	374	18529	1133	1111	7755	4262	7679	5280	18290
قصر شیرین Ghasreshirin	10983	18	19500	122	-	-	10850	243	516	695	3707	287	4585	9358
صحنه Sahneh	6447	623	9625	631	32113	1563	41200	434	583	4769	5690	7038	6196	5390
سرپل ذهاب Sarpolezahab	8303	148	13344	91	27750	49	13144	2744	541	3977	3840	4299	5314	17365
کنگاور Kangavar	7989	492	11263	728	35375	2211	41931	791	939	5018	6968	9881	7206	17004
پاوه Paveh	9369	65	7150	60	-	-	-	-	590	130	3777	105	5356	1026
جوانرود Javanrood	5693	534	8425	360	33500	17	53119	2559	2048	15913	4826	9407	6002	26742
کل منطقه Total area	7700	565	11179	640	32762	1093	31215	3475	1045	12429	4947	11660	5696	31989

عصاره‌گیری با DTPA^1 در خاک‌های کشاورزی شهرستان کرمانشاه (به طور میانگین $1/6$ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، عدم اتخاذ تصمیمات مدیریتی مناسب، خاک‌های این شهرستان را در آینده‌ای نه‌چندان دور دچار کمبود شدیدتر روی خواهد کرد. مقایسه شرایط دو شهرستان کرمانشاه و پاوه نشان می‌دهد که شهرستان پاوه دارای سطح زراعی کمتری نسبت به کرمانشاه بوده و در کل تراکم دام (و در نتیجه کاربرد کوه‌های حیوانی) و نیز مقدار فرونشست اتمسفری به ازای واحد سطح در آن بیشتر است (جدول‌های ۲، ۳ و ۵). میانگین‌های گزارش شده در جدول ۷ در واقع میانگین همگن شده مقدار انباشت روی در کل زمین‌های کشاورزی هر شهرستان می‌باشد.

با در نظر گرفتن این واقعیت که کودهای حیوانی و کمپوست تنها توسط برخی از کشاورزان استفاده می‌شود و هم‌چنین با توجه به تفاوت بسیار زیاد در مقدار مصرف کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها توسط زارعان، می‌توان انتظار داشت که مقدار انباشت روی در بخش‌هایی از زمین‌های کشاورزی بسیار بیشتر یا کمتر از مقادیر محاسبه شده باشد. بر اساس نتایج، میانگین ورود روی به زمین‌های کشاورزی در شهرستان‌های مورد مطالعه کمتر از میانگین گزارش شده برای زمین‌های کشاورزی کشورهای اروپایی می‌باشد.

در صورت در دسترس بودن اطلاعات و امکان محاسبه میانگین و انحراف استاندارد، توزیع داده‌ها نرمال در نظر گرفته شد. در صورت عدم امکان محاسبه میانگین و انحراف استاندارد، توزیع یکنواخت و در مورد غلظت عناصر در گیاه، کودهای حیوانی، شیمیایی، کمپوست و آفت‌کش‌ها توزیع لوگ‌نرمال در نظر گرفته شد.

نتایج و بحث

با در نظر گرفتن داده‌های تشریح شده در بخش پیشین، مقدار انباشت روی و عدم قطعیت آن در مقیاس‌های شهرستان و استان شبیه‌سازی شد. نتایج به دست آمده از مدل‌سازی نرخ انباشت روی به تفکیک واحدهای مدیریتی در سطح شهرستان و استان در جدول ۷ خلاصه شده است.

نرخ انباشت روی در خاک‌های کشاورزی و در اثر فعالیت‌های کشاورزی در شهرستان‌های مورد مطالعه از حدود $26 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ (شهرستان کرمانشاه) تا $1172 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ (شهرستان پاوه) متغیر می‌باشد و در کل منطقه $1539 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ (با انحراف استاندارد $158 \text{ ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$) می‌باشد. منفی بودن نرخ انباشت در شهرستان کرمانشاه به تخلیه خاک از این عنصر دلالت دارد که عامل اصلی آن برداشت توسط گیاهان به‌ویژه محصولات با عملکرد بالا (نظیر ذرت و چغندر قند) می‌باشد. با توجه به پایین بودن غلظت روی قابل

1- Diethylene Triamine Pentaacetic Acid

جدول ۳- کمینه و بیشینه تعداد دام (هزار واحد) غالب در شهرستان‌ها (سازمان جهاد کشاورزی)

Table 3- Minimum and maximum number of major livestock ($\times 1000$) in the studytownships (Agriculture Jihad Organization)

واحد مدیریتی MU	طیور Poultry		بز Goat		گوسفند Sheep		گاو و گوساله Cattle	
	کمینه	بیشینه	کمینه	بیشینه	کمینه	بیشینه	کمینه	بیشینه
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
کرمانشاه Kermanshah	54	1822	24	107	136	367	1	53
سنقر Songor	17	625	19	42	136	272	0.3	11
گیلان غرب Gilanegharb	14	571	3	88	25	293	0.5	15
قصرشیرین Ghasreshirin	10	98	3	47	19	179	0.04	9
صحنه Sahneh	24	1770	14	50	73	171	2	21
سرپل ذهاب Sarpolezahab	10	649	43	57	79	198	0.06	14
کنگاور Kangavar	21	705	8	35	59	120	1	21
پاوه Paveh	26	120	31	63	12	113	0.1	12
جوانرود Javanrood	79	365	25	108	79	121	0.06	41
کل منطقه Total area	41	5155	3	108	12	367	0.6	91

جدول ۴- مقدار ورود کودهای شیمیایی، کمپوست و آفت‌کش‌ها به هر شهرستان (ton yr^{-1})

Table 4- Total annual amounts (ton yr^{-1}) of mineral fertilizers, compost and pesticides applied in the studytownships

واحد مدیریتی MU	آفت‌کش‌ها* Pesticides	کمپوست Compost	پرمصرف Macro	پتاسه K	فسفات P	ازته N
کرمانشاه Kermanshah	0	**0	2421	726	10265	29633
سنقر Songor	0	0	172	117	2641	6731
گیلان غرب Gilanegharb	0	0	344	35	1508	3682
قصرشیرین Ghasreshirin	0	0	379	109	837	1901
صحنه Sahneh	0	0	312	131	1706	4837
سرپل ذهاب Sarpolezahab	0	0	491	183	2182	5945
کنگاور Kangavar	0	0	278	85	1707	4631
پاوه Paveh	0	0	84	43	74	89
جوانرود Javanrood	0	0	140	53	269	467
کل منطقه Total area	1.4	162500	557	191	2419	6616

*شامل: مانکوزب، زینب، متالاکسیل، کاپتان و پرمترین

** اعداد صفر مربوط به کمپوست و آفت‌کش‌ها در شهرستان‌ها، به دلیل عدم اطلاع دقیق از وضعیت کاربرد آن‌ها در مقیاس شهرستان بوده است

*Including: Mancozeb, Zineb, Metalaxyl, Captan and Permethrin

**Zero values for compost and pesticides in the townships are due to, the lack of precise information on their application at the township scale

جدول ۵- میانگین نرخ فرورنشست اتمسفری به هر واحد مدیریتی (محاسبه شده طی دو فصل بهار و تابستان ۱۳۹۲)

Table 5- Mean of atmospheric deposition rates for each management unit (Calculated during spring and summer 2013)

واحد مدیریتی MU	بهار Spring (kg ha ⁻¹ sea ⁻¹)		تابستان Summer (kg ha ⁻¹ sea ⁻¹)		سال Year (kg ha ⁻¹ yr ⁻¹)	
	میانگین Mean	SD*	میانگین Mean	SD	میانگین Mean	SD
کرمانشاه Kermanshah	577	217	116	104	346	156
سنقر Songor	401	78	31	14	216	35
گیلان غرب Gilanegharb	591	177	79	36	335	102
قصر شیرین Ghasreshirin	579	68	104	61	342	63
صحنه Sahneh	539	60	84	25	311	40
سرپل ذهاب Sarpolezahab	835	186	202	163	518	173
کنگاور Kangavar	323	64	76	88	199	75
پاوه Paveh	685	260	84	47	385	149
جوانرود Javanrood	668	157	101	53	384	88
کل منطقه Total area	583	205	99	86	341	136

*انحراف معیار

*SD: Standard deviation

جدول ۶- میانگین غلظت روی (mg kg⁻¹) در کمپوست، آفت کش ها، فرورنشست اتمسفری، کودهای شیمیایی و نسبت روی به فسفر (g Zn (kgP)⁻¹) در انواع کودهای دامی

Table 6- The mean concentration of Zinc (mg kg⁻¹) in compost, pesticides, atmospheric deposition, mineral fertilizers and Zn:P concentration ratios (g Zn (kgP)⁻¹) of different types of manures

عنصر Element	پتاسه K ۲۹	فسفاته P ۲۹	ازته* N	پرمصرف* Macro	بز Goat ۱۱	مرغ Poultry	گوسفند Sheep	گاو Cattle	فرورنشست	آفت کش ها	کمپوست
									اتمسفری Atmospheric deposition ۳	Pesticides ۱۳	Compost
میانگین Mean	355	5	20	596	16	41	38	28	210	10655	464
روی Zinc SD	5	0.6			5	32	17	5	98	9907	207

* فاقد میانگین و انحراف استاندارد است (تنها یک نمونه اندازه گیری شده)

* Without calculation of mean and standard deviation (Only one sample was analyzed).

میانگین کشور سوئیس است.

در مطالعه ای که توسط بنگتسون و همکاران (۶) انجام گرفت، شار خالص ورودی روی به مزارع با مدیریت سنتی و آلی (ارگانیک) در شمال شرق سوئد به ترتیب برابر با ۳۴۲ g ha⁻¹yr⁻¹ و ۳۱۰ g ha⁻¹yr⁻¹ گزارش شده است که بیشتر از شهرستان های کرمانشاه، سنقر، جوانرود و کنگاور و کمتر از شهرستان های پاوه و صحنه است.

کلر و همکاران (۱۶) میانگین مقدار ورود روی به خاک های کشاورزی بازل در شمال غرب سوئیس را در مقیاس مزرعه بین ۱۰۱ yr⁻¹ تا ۳۹/۸ kg ha⁻¹yr⁻¹ و در مقیاس منطقه برابر ۱۰۱ yr⁻¹ تا ۳۹/۸ kg ha⁻¹yr⁻¹ گزارش کردند. بیشینه ورودی روی در مطالعه ای حاضر بسیار کوچک تر از بیشینه مقدار گزارش شده توسط کلر و همکاران (۱۶) است اما میانگین ورود روی در مقیاس منطقه در حدود ۲/۵ برابر

جدول ۷- میانگین و انحراف استاندارد ورود، خروج و نرخ انباشتگی روی ($g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$) از مسیرهای مختلف به تفکیک شهرستان

Table 7- Simulated Zn input, output and net fluxes (estimated means and estimation errors, $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$) in the study townships

واحد مدیریتی MU	ورودی‌ها Inputs										خروجی‌ها Outputs			نرخ انباشتگی Net fluxes			
	فرونشست اتمسفری Atmospheric deposition		آفت‌کش‌ها Pesticides		کمپوست Compost		کودهای شیمیایی Mineral fertilizers		کودهای حیوانی Manure		کل ورودی- ها Total inputs	برداشت توسط گیاه Crop removal		دامنه Ran ge CV			
	میان گین Mea n	SD	میان گین Mea n	SD	میان گین Mea n	SD	میان گین Mea n	SD	میان گین Mea n	SD		میان گین Mea n	SD				
کرمانشاه Kermanshah	73	3	0	0	0	0	8.6	0.1	181	36	262	-288	18	-26	42	235	162
سنقر Songor	45	2	0	0	0	0	3	0.1	171	32	219	-139	9	80	34	175	43
گیلان غرب Gilanegharb	70	3	0	0	0	0	6.1	0.2	397	86	473	-115	6	358	86	513	24
قصر شیرین Ghasreshirin	72	3	0	0	0	0	14.1	0.4	305	97	391	-78	6	312	97	496	31
صحنه Sahneh	65	3	0	0	0	0	8.4	0.2	593	134	667	-155	8	512	134	783	26
سرپل ذهاب Sarpolezahab	96	5	0	0	0	0	14.4	0.4	412	90	522	-155	9	368	91	480	25
کنگاور Kangavar	42	2	0	0	0	0	7	0.2	442	94	490	-215	10	275	94	479	34
پاوه Paveh	81	4	0	0	0	0	8.9	0.7	1115	230	1205	-33	2	117 2	231	1307	20
جوانرود Javanrood	81	4	0	0	0	0	2.2	0.1	257	67	340	-232	13	108	69	332	64
کل منطقه Total area	88	4	0.2	0.00 2	1061 .6	33	8	0.3	571	154	1729	-190	10	153 9	158	874	10

CV% ضریب تغییرات بر حسب درصد

CV: The Coefficient of Variation (%)

۱۷۴۹۸- گزارش کرد (برداشت توسط گیاهان بیشترین سهم را در خارج کردن عنصر روی داشت)، به طوری که در مقیاس منطقه کودهای دامی و شیمیایی به ترتیب حدود ۹۶ درصد و ۳/۵ درصد کل روی وارد شده به زمین‌های کشاورزی را تشکیل می‌دادند.

در صورتی که مقدار ورود روی به زمین‌های کشاورزی معادل یا کمی بیش از برداشت روی توسط گیاه باشد، ورود و خروج روی از این خاک‌ها در شرایط متوازن قرار دارد. در شرایط این مطالعه شار ورودی روی به خاک‌های مورد مطالعه در تمام واحدهای مدیریتی (به جز در مورد شهرستان کرمانشاه) بیش از روی برداشت شده توسط گیاه بوده و در مقیاس شهرستان از ۰/۹ برابر در شهرستان کرمانشاه تا ۳۶/۵ برابر در شهرستان پاوه متغیر بود. برای کل منطقه مطالعاتی شار ورودی روی ۹/۱ برابر شار روی برداشت شده توسط گیاه بود. بنابراین در بسیاری از شهرستان‌ها و به طور میانگین در کل منطقه مطالعاتی انباشت روی در خاک‌ها به صورت چشم‌گیری اتفاق می‌افتد.

در مطالعات مشابه، پژوهش‌گران اقدام به تعیین نرخ انباشت بحرانی نموده و بر اساس آن نتایج نرخ انباشت محاسبه شده توسط مدل‌ها مورد ارزیابی قرار گرفته است. با در نظر گرفتن این نکته که

کودهای حیوانی منبع اصلی ورود روی را تشکیل دادند اما مقدار روی وارد شده توسط آن‌ها نیز به طور میانگین (به ترتیب $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۳۶۹ و ۴۸۷ برای مزارع ارگانیک و سنتی) بیشتر از مقادیر محاسبه شده در پژوهش حاضر (به جز در مورد شهرستان پاوه و صحنه) بود. کرمی و همکاران (۱۲) میانگین نرخ انباشت روی به خاک‌های کشاورزی مرکز ایران (اصفهان، فارس و قم) را بدون احتساب فرونشست‌های اتمسفری و آفت‌کش‌ها در مقیاس شهرستان بین $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۴۳۸ تا $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۳۰۰۹، در مقیاس استان برای استان فارس حدود $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۱۰۸۰، استان قم حدود $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۲۹۴۰، استان اصفهان حدود $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۱۶۸۸ و در مقیاس کل منطقه برابر $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۱۵۱۵ گزارش کردند. در این مطالعه کودهای دامی، شیمیایی و لجن فاضلاب به ترتیب حدود ۶۹ درصد، ۲۹ درصد و ۱ درصد کل روی وارد شده به زمین‌های کشاورزی در مقیاس منطقه را تشکیل می‌دادند. یگانه (۲۹) میانگین نرخ انباشت روی به خاک‌های کشاورزی استان همدان را بدون احتساب فرونشست‌های اتمسفری، کمپوست، لجن فاضلاب و آفت‌کش‌ها در مقیاس شهرستان از $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۷۳۲ تا $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۴۳۰۸ و در مقیاس منطقه حدود $g\ ha^{-1}\ yr^{-1}$

شیمیایی، کمپوست و آفت‌کش‌ها نسبت به سایر ورودی‌ها در مقیاس شهرستان ناچیز بوده و برای همه شهرستان‌ها به ترتیب کمتر از ۴ درصد، صفر و صفر (به دلیل فقدان اطلاعات) درصد می‌باشد. به‌طور کلی در مقیاس استان کمپوست، کودهای حیوانی و فرونشست‌های اتمسفری به ترتیب حدود ۶۱ درصد، ۳۳ درصد و ۵ درصد کل روی وارد شده به زمین‌های کشاورزی را تشکیل می‌دهند. در مقیاس استان سهم کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها به ترتیب ۰/۴ درصد و ۰/۱ درصد می‌باشد. البته کمپوست و آفت‌کش‌ها به‌ویژه کمپوست می‌تواند در مقیاس‌های کوچکتر مانند مزرعه از اهمیت بیشتری برخوردار باشند. با فرض آن که دام هر شهرستان به‌طور عمده توسط علوفه تولیدی در همان شهرستان تغذیه شده باشند، بخشی از ورود عناصر از این راه را می‌توان در واقع به‌عنوان گردش عناصر در درون همان شهرستان در نظر گرفت. در این صورت فرونشست‌های اتمسفری به‌عنوان مهم‌ترین عامل ورود روی از خارج اکوسیستم (شهرستان) به زمین‌های کشاورزی مطرح می‌شوند. قابل تأکید است که تأثیرگذاری کودهای حیوانی در نرخ انباشت روی در واحدهای مدیریتی موضعی بوده و سهم آن‌ها در انباشت روی به دلیل مقدار روی آن‌ها می‌باشد. به عبارت دیگر از آن‌رو که این کودها توسط همه کشاورزان استفاده نمی‌شوند محاسبه نرخ انباشت آن‌ها علاوه بر عدم قطعیت زمانی با عدم قطعیت مکانی نیز همراه است. بنابراین اهمیت کودهای حیوانی به‌عنوان منبع ورود روی در همه زمین‌های کشاورزی متعلق به منطقه مطالعاتی یکسان نیست. کلر و همکاران (۱۶) گزارش کردند که از کل روی ورودی به زمین‌های کشاورزی بازل سوئیس در مقیاس ناحیه‌ای، حدود ۶۶ درصد از راه کاربرد کودهای حیوانی و حدود ۳۳ درصد از راه فرونشست اتمسفری وارد شده است.

عدم قطعیت در نرخ انباشتگی روی

برای بررسی عدم قطعیت در نتایج مدل، علاوه بر میانگین نرخ انباشتگی محاسبه شده، تغییرات به‌دست آمده برای نرخ انباشتگی با استفاده از ترکیب شبیه‌سازی مونت کارلو و نمونه‌برداری لاتین هاپرکیوب باید مد نظر قرار بگیرد. ویژگی‌های توزیع محاسبه شده برای نرخ انباشتگی روی در واحدهای مدیریتی مورد مطالعه در جدول ۷ خلاصه شده است. این ویژگی‌ها بر اساس ۲۵۰۰ ترکیب مختلف از تعداد زیادی متغیر تصادفی (حدود ۶۰ متغیر تصادفی برای هر واحد مدیریتی) محاسبه شده‌اند. نتایج خلاصه شده در جدول ۷، بیان‌گر تغییرات بسیار زیاد نرخ انباشتگی محاسبه شده برای روی در بین شهرستان‌ها و در درون هر شهرستان می‌باشد.

این نکته از وجود عدم قطعیت در محاسبه نرخ انباشتگی روی حکایت دارد. جدول ۷ نشان می‌دهد که بیشترین دامنه تغییرات نرخ انباشتگی، حدود $1307 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ و مربوط به شهرستان پاوه بوده و

مقدار روی کل اندازه‌گیری شده در خاک‌های منطقه مطالعاتی به‌طور میانگین 75 mg kg^{-1} و غلظت بحرانی (سمیت) روی در خاک‌های با pH بیشتر از ۶ برای ایران 500 mg kg^{-1} (۱) می‌باشد، چنانچه فرض شود که نرخ انباشت در طول زمان و برای سال‌های آینده ثابت است (با ادامه مدیریت فعلی)، مقدار بحرانی نرخ انباشت روی برای خاکی با چگالی ظاهری 1300 کیلوگرم بر مترمکعب و تا عمق 20 سانتی‌متری به گونه‌ای که پس از 200 سال منجر به افزایش غلظت روی به مقدار 500 mg kg^{-1} در خاک‌های مورد مطالعه گردد، 1 g ha^{-1} است. بنابراین نرخ انباشت روی با در نظر گرفتن استاندارد ایران و ادامه این شرایط، هم در مقیاس استان و هم شهرستان کمتر از مقدار بحرانی نرخ انباشت روی می‌باشد. باید توجه داشت که آهکی بودن خاک‌های استان نیز سبب می‌شود که بخش زیادی از روی ورودی به خاک‌های استان قابل جذب نباشد. در جدول ۷ علاوه بر نرخ انباشت سالیانه، میانگین و انحراف استاندارد، مقدار ورود و یا خروج روی از مسیرهای مختلف نشان داده شده است. میانگین خروج سالیانه روی از راه برداشت توسط گیاهان از حدود 33 تا $288 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ به ترتیب برای پاوه و کرمانشاه متفاوت است. توزیع غلظت روی در گیاهان مختلف برای تمام شهرستان‌ها در فرایند مدل‌سازی، یکسان در نظر گرفته شد، بنابراین علت تغییر در نرخ خروج روی از راه برداشت گیاهان در شهرستان‌های مختلف، به نوع و سطح زیر کشت گیاهان غالب در هر شهرستان مربوط می‌باشد. میانگین ورود سالیانه روی از راه کودهای حیوانی از حدود 171 تا $1115 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ به ترتیب برای سنقر و پاوه متفاوت است. دلیل این اختلاف زیاد، تفاوت در نوع و تراکم دام غالب در هر شهرستان می‌باشد. ورود روی از راه فرونشست اتمسفری از حدود $42 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ در کنگاور تا $1 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ در سرپل‌ذهاب متفاوت و در کل منطقه مطالعاتی $88 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ می‌باشد. دلیل این تغییرات را می‌توان اختلاف در نرخ فرونشست اتمسفری از غرب به شرق استان بیان کرد. با توجه به جدول ۷، ورود روی از راه کمپوست و آفت‌کش، به‌ویژه کمپوست تنها در مقیاس استان قابل توجه می‌باشد (به‌طور میانگین $1061/6 \text{ gha}^{-1}\text{yr}^{-1}$) و در مقیاس شهرستان به دلیل فقدان اطلاعات صفر در نظر گرفته شده است.

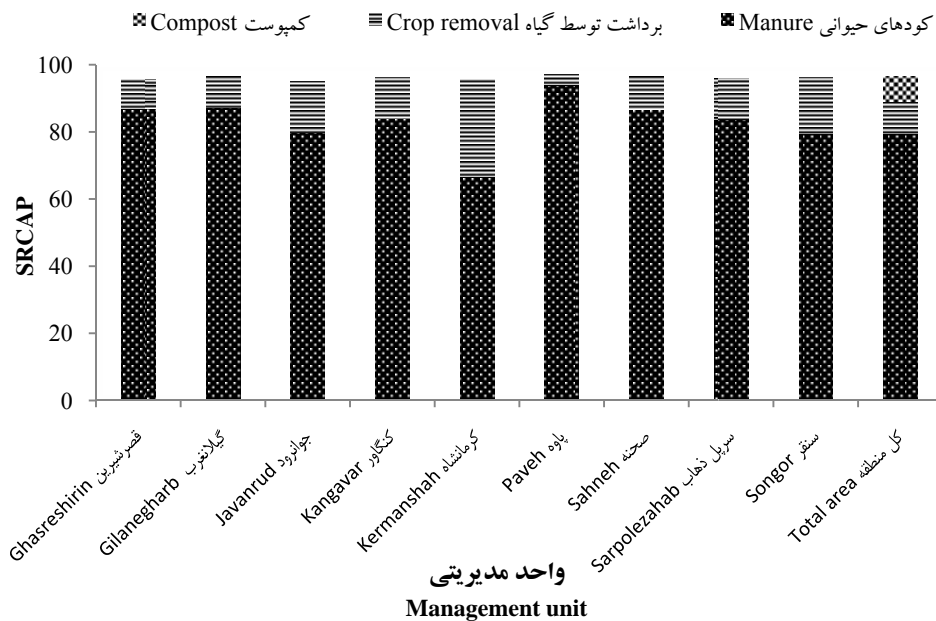
با توجه به نتایج جدول ۷ چنانچه مقدار ورود از هر مسیر به صورت درصدی از میانگین کل مقدار ورود سالیانه روی محاسبه گردد، نقش هر یک از مسیرهای ورود تعیین می‌شود. بر این اساس، در مقیاس شهرستان کودهای حیوانی و فرونشست‌های اتمسفری و در مقیاس استان کمپوست و کودهای حیوانی مهم‌ترین مسیرهای ورود روی به زمین‌های کشاورزی می‌باشند. سهم ورود روی از راه کاربرد کودهای حیوانی از حدود ۶۹ درصد در کرمانشاه تا ۹۳ درصد در پاوه و در مورد فرونشست‌های اتمسفری از حدود ۹ درصد در کنگاور تا ۲۸ درصد در کرمانشاه متفاوت است. سهم ورود روی از راه کودهای

کمترین آن، حدود $175 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ مربوط به سنقر می‌باشد. احتمال رخداد نرخ انباشتگی منفی فقط در شهرستان کرمانشاه وجود دارد. به عبارتی، در شرایط مدیریتی کنونی، احتمال تخلیه خاک از عنصر روی در شهرستان کرمانشاه وجود دارد. البته باید توجه داشت که محاسبه نرخ انباشتگی روی در این مطالعه در مقیاس شهرستان و استان انجام گرفته است و بدیهی است که در هر شهرستان شرایط مدیریتی برای همه مزارع یکسان نیست. از این رو در حالی که نرخ انباشتگی برای کل یک شهرستان مثبت است احتمال منفی بودن آن در برخی مزارع شهرستان وجود دارد. با توجه به اختلاف زیاد میانگین‌های محاسبه شده نرخ انباشتگی، مقایسه مقدار تغییرپذیری باید بر اساس ضریب تغییرات انجام گیرد. ضریب تغییرات محاسبه شده برای نرخ انباشتگی روی از ۲۰ درصد برای پایه تا ۱۶۲ درصد برای کرمانشاه متفاوت است. علت تفاوت در ضریب تغییرات مقدار انباشت روی در شهرستان‌های مختلف ناشی از ساختار متفاوت داده‌های به کار رفته در فرآیند مدل‌سازی است.

نقش متغیرهای تصادفی در عدم قطعیت نتایج مدل مدل‌های رگرسیونی برای تعیین نقش متغیرهای تصادفی، به‌طور میانگین بیشتر از ۹۹ درصد از تغییرات نرخ انباشتگی محاسبه شده به وسیله مدل را بازایی کردند. علت این امر، خطی بودن رابطه بین

نقش متغیرهای تصادفی در عدم قطعیت نتایج مدل

مدل‌های رگرسیونی برای تعیین نقش متغیرهای تصادفی، به‌طور میانگین بیشتر از ۹۹ درصد از تغییرات نرخ انباشتگی محاسبه شده به وسیله مدل را بازایی کردند. علت این امر، خطی بودن رابطه بین



شکل ۱- مجموع ضرایب رگرسیون استاندارد شده بر حسب درصد (SRCAP) برای مهم‌ترین مسیرهای ورود و خروج روی در واحدهای مدیریتی مورد مطالعه

Figure 1- The sum of the standardized regression coefficients (in percentage) for the most important input and output Zinc fluxes in the study management units

باشد، شار روی محاسبه شده از آن مسیر و نتیجه نهایی مدل (نرخ

هرچه توزیع متغیرها گسترده‌تر و ضریب تغییرات آن‌ها بیشتر

قرار می‌گیرد. به‌کارگیری این روش در این مطالعه نیازمند وجود اطلاعات بسیار زیاد و در مقیاس زمانی طولانی در مورد ویژگی‌های خاک و همچنین اطلاعات زراعی و سایر اطلاعات دارد. با توجه به نداشتن دسترسی به چنین اطلاعاتی، ارزیابی مستقیم عدم قطعیت نتایج مدل، امکان‌پذیر نمی‌باشد. برای نیل به چنین هدفی، لازم است این مدل به یک سیستم پایش خاک متصل گردد (۱۴).

نتیجه‌گیری کلی

در مطالعه حاضر نرخ انباشت عنصر روی از مسیر فعالیت‌های کشاورزی در زمین‌های زراعی برخی شهرستان‌های استان کرمانشاه مورد بررسی قرار گرفت. کمپوست، کودهای حیوانی و فرونشست‌های اتمسفری مهم‌ترین مسیرهای ورود روی به زمین‌های کشاورزی در استان بودند. در مقیاس‌های شهرستان و استان، کمپوست به ترتیب منبع صفر (به دلیل نادیده گرفته شدن در این مقیاس) و ۶۱ درصد، کودهای حیوانی ۶۹ تا ۹۳ و ۳۳ درصد و فرونشست اتمسفری ۷ تا ۲۸ و ۵ درصد از کل ورود روی وارد شده به زمین‌های کشاورزی را تشکیل دادند. نتایج شبیه‌سازی روند انباشتگی روی نشان داد که شرایط مدیریتی کشاورزی این خاک‌ها در سطوح شهرستان و بزرگ‌تر منجر به انباشت و یا تخلیه مقادیر روی در خاک‌های منطقه مورد مطالعه می‌شود. با در نظر گرفتن این واقعیت و با توجه به فعالیت‌های کشاورزی، می‌توان نتیجه گرفت که در صورت ادامه مدیریت فعلی، این خاک‌ها سالیانه مقادیر قابل توجهی روی را دریافت و یا تخلیه (مانند شهرستان کرمانشاه که می‌تواند به علت سطح زیرکشت و عملکرد بالای محصولات در این شهرستان باشد) می‌کنند. این امر ممکن است با ایجاد دشواری‌هایی مانند آلودگی یا افت حاصلخیزی خاک روبین و بر هم خوردن تعادل عناصر تغذیه‌ای در خاک، در آینده‌ای نه‌چندان دور کشاورزی پایدار در منطقه را با مخاطره روبرو کند. محاسبه نرخ انباشتگی روی در منطقه همراه با عدم قطعیت می‌باشد. بر اساس نتایج حاصل، مهم‌ترین مسیرهای مطالعه شده مؤثر بر عدم قطعیت نرخ انباشتگی روی در شهرستان‌های مورد مطالعه، کودهای حیوانی به‌ویژه از نوع مرغی و گاوی و پس از آن برداشت روی توسط گیاه می‌باشند. مقایسه نتایج به‌دست آمده در سطوح مختلف مدل‌سازی (برای مثال سطح شهرستان و استان) نشان داد که توزیع غیریکنواخت کودها، عدم قطعیت مکانی قابل توجهی را سبب می‌شود. برای نمونه در حالی که تفاوت‌هایی بین شهرستان‌های مختلف از نظر کاربرد و توزیع کودها برای محاسبه نرخ انباشت منطقه‌ای در نظر گرفته نمی‌شود، نرخ انباشت روی در بخشی از منطقه (شهرستان پاوه) می‌تواند تا ۴۵ برابر بیش از بخش دیگر (شهرستان کرمانشاه) باشد.

انباشت روی) نیز دارای توزیع گسترده‌تر و عدم قطعیت بیشتر خواهد بود. هرچه عدم قطعیت شار محاسبه شده روی از راه یک مسیر ورود یا خروج بیشتر باشد، سهم آن مسیر در عدم قطعیت نتیجه نهایی مدل (نرخ انباشت روی) نیز بیشتر خواهد بود. تأثیر خروج روی از راه برداشت گیاه بر عدم قطعیت نتایج مدل بین ۳ درصد در پاوه تا ۲۹ درصد در کرمانشاه متفاوت است. در مقیاس استانی، تأثیر این مسیر بر عدم قطعیت نتایج مدل ۱۰ درصد می‌باشد. علت این تفاوت می‌تواند به دلیل نوع و سطح زیر کشت محصولات غالب در هر شهرستان باشد.

سهم کودهای شیمیایی در ایجاد عدم قطعیت از ۱/۵ درصد در کرمانشاه تا ۲/۳ درصد در قصرشیرین متفاوت است و در مقیاس استانی حدود ۲/۶ درصد می‌باشد. در کل منطقه مطالعاتی (مقیاس استانی) حدود ۶۵ درصد از این عدم قطعیت مربوط به کود پرمصرف، ۲۱ درصد مربوط به کود پتاسه و ۱۴ درصد باقی مانده مربوط به کودهای ازته و فسفات‌ها می‌باشد. سهم فرونشست اتمسفری در ایجاد عدم قطعیت از ۰/۳ درصد در کنگاور تا ۲/۷ درصد در کرمانشاه متفاوت است و در مقیاس استانی حدود ۰/۷ درصد می‌باشد. سهم کمپوست در ایجاد عدم قطعیت از ۰/۰۶ درصد در قصر شیرین تا ۰/۹۵ درصد در کنگاور است و در مقیاس استانی حدود ۷/۲ درصد می‌باشد. تأثیر آفت‌کش‌ها بر عدم قطعیت نتایج مدل، کم و قابل صرف‌نظر کردن بود. لازم به یادآوری است که مدل MFA تابع توزیع (کمینه، میانگین، بیشینه و انحراف معیار استاندارد) جریان‌های ورودی و خروجی را با در نظر گرفتن تغییرات پارامترهای ورودی مدل در یک بازه زمانی و با فرض یکنواختی اهمیت هر مسیر در کل واحد مدیریتی ارائه می‌کند. اما توزیع نامتعادل و ناهمگن هریک از کودها به‌ویژه کودهای حیوانی در واحدهای مدیریتی، خود منشأ ایجاد عدم قطعیت مکانی در نتایج مدل می‌شود. عدم قطعیت مکانی نتایج مدل برای هر مقیاس مورد بررسی را می‌توان با تجزیه و تحلیل نتایج مدل در مقیاس کوچک‌تر مورد بحث قرار داد. برای مثال توزیع نرخ انباشت روی در مقیاس استان دارای میانگین $1539 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ می‌باشد در حالی که توجه به تفاوت‌های مکانی نشان می‌دهد که این مقدار از کمینه $26 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ در شهرستان کرمانشاه تا بیشینه $1 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ در شهرستان پاوه متغیر است.

در این مطالعه فرآیندهایی مانند آبشویی و فرسایش آبی و بادی در نظر گرفته نشده است. این فرآیندها تأثیر به‌سزایی بر روند انباشتگی عناصر و همچنین عدم قطعیت آن به‌ویژه در نواحی صنعتی‌تر منطقه مورد مطالعه دارد. تبادل کودهای حیوانی در بین شهرستان‌ها نیز می‌تواند بر نتایج مدل تأثیرگذار باشد. به‌طور معمول، عدم قطعیت نتایج مدل‌های مورد استفاده در مطالعات زیست‌محیطی، با مقایسه نتایج حاصل از مدل با مقادیر اندازه‌گیری شده مورد بررسی

- 1- Afyuni M. 1993. The Development of Soil Standards of Iran. Department of Environment. I.R. Iran. (in Persian)
- 2- Afyuni M., Khoshgoftarmanesh A.H., Dorostkar V., and Moshiri R. 2007. Zinc and Cadmium content in fertilizers commonly used in Iran. In International Conference of Zinc Crops, Istanbul, Turkey. pp. 24-28.
- 3- Ahmadi Doabi S., Afyuni M., Karami M., and Khademi H. 2013. Dust deposition rates and the entry of heavy metals zinc and copper along the Kermanshah province. The 1st International Conference of IALE-Iran, Isfahan University of Technology, October 30-31. (in Persian with English abstract).
- 4- Ahmadi Doabi S., Afyuni M., Karami M., and Khademi H. 2014. Atmospheric deposition rates in Kermanshah province during 2013 spring and summer seasons. The 3rd National Conference on Wind Erosion and Dust Storms, Yazd University, Iran, January 15-16. (in Persian).
- 5- Amini M. 2004. Modeling heavy metal accumulation and assessing its uncertainty in agro-ecosystems of Isfahan region. Soil Science Doctorate Thesis, College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran. (in Persian with English abstract).
- 6- Bengtsson H., Oborn I., Jonsson S., Nilsson I. and Andersson A. 2003. Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming, a case study at Ojebyn, Sweden. *European Journal of Agronomy*, 20: 101-116.
- 7- Burt R. 2004. Soil Survey Laboratory Methods Manual, Soil Survey Investigations, Report No. 42, Version 4.0, USDA, Natural Resources Conservation Service, Lincoln, NE, USA, 700 Pages.
- 8- Dach J., and Starman D. 2005. Heavy metals balance in Polish and Dutch agronomy: Actual state and provisions for the future. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 107: 309 – 316.
- 9- Iman R.L., and Helton J.C. 1988. An investigation of uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models. *Risk Analysis*, 8: 71-90.
- 10- Jones Jr. J.B. 2001. Laboratory guide for conducting soil tests and plant analysis. CRC press, Boca Raton, FL, pp. 27-160.
- 11- Karami M. 2010. Modeling Zn fluxes from soil into selected crops and their dependence on soil, plant and land management factors under arid regions. Soil Science Doctorate Thesis, College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran. (in Persian with English abstract).
- 12- Karami M., Amini M., Afyuni M., Khoshgoftarmanesh A.H., Keller A., Abdi A. and Schulin R. 2014. Agricultural zinc fluxes into soils and crops of central Iran at regional scale. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60: 437-456.
- 13- Keller A., Abbaspour K.C., and Schulin R. 2002. Assessment of uncertainty and risk in modeling regional heavy-metal accumulation in agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*, 31: 175-187.
- 14- Keller A., and Schulin R. 2003. Modelling heavy metal and phosphorus balances for farming systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66: 271-284.
- 15- Keller A., and Schulin R. 2003. Modelling regional-scale mass balances of phosphorus, cadmium and zinc fluxes on arable and dairy farms. *European Journal of Agronomy*, 20: 181-198.
- 16- Keller A., Von Steiger B., Van der Zee S.E.A.T.M., and Schulin R. 2001. A stochastic empirical model for regional heavy-metal balances in agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1976-1989.
- 17- McBratney A.B., Santos M.M. and Minasny B. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma*, 117: 3-52.
- 18- Moolenaar Simon W., Van Der Zee S.E. and Lexmond T.M. 1997. Indicators of the sustainability of heavy-metal management in agro-ecosystems. *Science of the Total Environment*, 201: 155-169.
- 19- Olsen S.R. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. US Government Printing Office.
- 20- Prasad A.S., Halsted J.A. and Nadimi M. 1961. Syndrome of iron deficiency anemia, hepatosplenomegaly, hypogonadism, dwarfism and geophagia. *The American Journal of Medicine*, 31: 532-546.
- 21- Shamshiri S. 2012. Dust mapping using MODIS satellite data (Case study: Kermanshah province). Master of Science non-desertification thesis, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran. (in Persian with English abstract)
- 22- Shomar B.H. 2006. Trace elements in major solid-pesticides used in the Gaza Strip. *Chemosphere*, 65: 898-905.
- 23- Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabai M.A., and Sumner M.E. 1996. Methods of soil analysis. Part 3-Chemical methods. Soil Science Society of America Inc.
- 24- Tiktak A., Leijnse A. and Vissenberg H. 1999. Uncertainty in a regional-scale assessment of cadmium accumulation in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, 28: 461-470.
- 25- USEPA. 1998. Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludge's, soils and oils. U. S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- 26- Von Steiger B., and Obrist J. 1993. Available databases for regional mass balances in agricultural land. In *Soil Monitoring*, p. 35-46. Birkhauser Basel.
- 27- Welch R.M. 1993. Zinc concentrations and forms in plants for humans and animals. In *Zinc in Soil and Plants*, p.

183-195. Springer Netherlands.

- 28- Yasrebi J., Karimian N., Maftoun M., Abtahi A., and Sameni A. M. 1994. Distribution of zinc forms in highly calcareous soils as influenced by soil physical and chemical properties and application of zinc sulfate. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25: 2133-2145.
- 29- Yeganeh M. 2012. Modeling accumulation rates of heavy metals in surface soils of hamedan province and assessing its associated risk for human health. Soil Science Doctorate Thesis, College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran. (in Persian with English abstract).

Modeling of Zinc Accumulation Rate and its Uncertainty in Agricultural Soils of Kermanshah

Sh. Ahmadi Doabi^{1*} - M. Afyuni² - M. Karami³ - S. Merati Fashi⁴

Received: 17-02-2015

Accepted: 07-12-2015

Introduction: Zinc (Zn) is an essential trace element for plants as well as for animals and humans. On the other hand, Zn is a heavy metal and its high concentration can cause some environmental problems. There are significant relationships between soils, plants and humans Zn status in a certain agro-ecosystem. Therefore, mass flux assessment of Zn in agro-ecosystem is important regarding to plant and human nutrition in one hand and environmental quality on the other hand. Therefore, assessing the Zn accumulation trend in agricultural soils is essential to prevent Zn deficiency as well as soil pollution by Zn.

Materials and Methods: This investigation was conducted in order to model Zn accumulation rate in agricultural soils of Kermanshah province using inputs and outputs fluxes mass balance. Mass Flux Assessment (MFA) model were applied for the modeling accumulation rate of Zn uses a random method of element balance with the combination of Latin Hyporcube method and Mont-Carlo simulation, in several agricultural ecosystems of some townships (Kermanshah, Songhor, Gilanegharb, Ghasreshrin, Shaneh, Sarpolezahab, Kangavar, Paveh and Javanrood). In this study, mass flux assessments were done at both provincial and township scales. Various routes of Zn considered in this study were livestock manure, mineral fertilizers, pesticides, atmosphere deposition, municipal waste compost (input) and uptake by plant (output). Agricultural information, including crop type, crop area and yield, kind and number of livestock, application rates of mineral fertilizers, compost, pesticides and atmospheric deposition rates and also a metal concentration in the plants, livestock manure, mineral fertilizers, compost and dust was used to quantify Zn fluxes and Zn accumulation rate. Given that the other sources of Zn input such as sewage sludge and output such as leaching are not important fluxes in the study area, the calculations performed here presented a good estimation of the average net effects of the dominating Zn inputs and outputs of the Zn status in agricultural soils of the study region.

Results and Discussion: The results showed that the maximum and minimum of the Zn accumulation rate were seen in agricultural soils of Paveh ($1172 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ in average) and Kermanshah ($-26 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ in average) respectively. The average net flux of Zn accumulation rate for Kermanshah province was also $1538 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$. The negative Zn accumulation rate of Kermanshah soils implies depletion of this element that is due to higher uptake of Zn by plants, especially crops with high performance such as maize and sugar beet. The calculated accumulation rates were less than the critical accumulation rate (calculated for the next 200 years in the study area). The results showed the high range (difference between the simulated maximum and minimum) of the Zn accumulation rate in Paveh was $1307 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$, and the lowest in Songhor was $175 \text{ g ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$. The major part of the uncertainty in the Zn balance resulted from manure source. According to the calculated SRCAP (Standardized Regression Coefficients Aggregated in Percent) values, Zn input with manure and then Zn output with crop removal were the main sources of Zn net flux uncertainty at township and province 9 levels. The uncertainty associated with livestock manure fluxes explained 67-94% of the total uncertainty. This large contribution was mainly due to large uncertainty in the numbers of dominant livestock, in particular cattle and poultry, and in the Zn:P concentration ratios of their manures. The influence of crop removal on Zn net fluxes uncertainty ranged from 3-29% among the townships. Differences in contributions of individual crops to the total cultivated area and in the Zn concentration of dominant crops as well as uncertain crops yield data were the main reasons for this large variation among townships.

Conclusion: The most important routes of Zn entry into the agricultural soils were livestock manures (69-93%) and atmosphere deposition (9-28%) in township level, while in provincial scale, they were compost (61%), livestock manures (33%), and atmosphere deposition (5%) respectively. The uncertainty analysis results indicated that livestock manure was the most effective rout on Zn accumulations rate uncertainty (79% in

1, 2, 4- MSc Graduated, Professor and MSc Graduated of Soil Science Department, College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Respectively

(*-Corresponding Author Email: sahmadi96@yahoo.com)

3- Assistant Professor, Department of Soil Science, Agricultural Engineering Campus, Razi University, Kermanshah

province scale and 67-94% in township scale). The results also indicated that current agricultural management generally leads to accumulation of Zn in soils of the study area (with exception for Kermanshah township soils). This can cause some difficulties such as soil contamination or soil fertility loss by nutritional elements imbalance in future.

Keywords: Agriculture soil, Kermanshah, Modeling, Zinc