

تأثیر سیستم‌های کشت غرقاب (مزرعه برنج) و خشکی (کشت سبزی‌ها) بر وضعیت فلزات سنگین خاک با توجه به اثرات تجمعی و باقیمانده کودهای آلی

سید مجید موسوی^۱، محمد علی بهمنیار^۲ و زهرا احمدآبادی^{۳*}

(E-mail: z.ahmadabadi@yahoo.com)

تاریخ دریافت: ۹۱/۰۲/۱۸ و تاریخ پذیرش: ۹۱/۷/۱۵

چکیده

به منظور بررسی وضعیت توزیع فلزات سنگین از کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب در دو سیستم کشت غرقاب و خشکی، تحقیقی به صورت کرت‌های خرد شده با طرح پایه بلوک کامل تصادفی با سه تکرار در مزرعه پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری صورت گرفت. برای سیستم کشت غرقاب، مزرعه برنج (شالیزار) و برای سیستم کشت خشکی، مزرعه کشت سبزی‌ها در نظر گرفته شد. عامل اصلی (تیمارهای کودی) در پنج تیمار ۲۰ و ۴۰ تن کمپوست در هکتار، ۲۰ و ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار و تیمار شاهد به خاک اضافه گردید. عامل فرعی (سال‌های کوددهی) نیز شامل سه تیمار یک، دو و سه سال کوددهی بود. نتایج نشان داد که در سیستم غرقاب تیمارهای لجن فاضلاب تأثیر بیشتری از نظر میزان انباشت فلزات سنگین در خاک داشتند، درحالی‌که تیمارهای کودی کمپوست در سیستم کشت خشکی مؤثرتر بودند. همچنین، در خاک تحت کشت برنج، درصد افزایش شکل قابل جذب عناصر مورد مطالعه نسبت به تیمار شاهد بیشتر از سیستم کشت خشکی بود.

کلمات کلیدی: خاک، سیستم کشت خشکی و غرقاب، فلزات سنگین، کمپوست زباله شهری، لجن فاضلاب

۱ - دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری - ایران

۲ - دانشیار، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری - ایران

۳ - دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری - ایران

(نویسنده مسئول مکاتبات *)

مقدمه

وجود خاک‌های خشک و نیمه خشک ایران با خصوصیات شیمیایی و فیزیکی نامناسب و ماده آلی کم، محققان را بر آن داشت تا در زمینه استفاده از کودهای آلی حاصل از فعالیت بشر مانند کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب برای افزایش تولیدات کشاورزی و معضلات ناشی از آن، تحقیقات گسترده‌ای انجام دهند (۲۷ و ۲۹). استفاده از لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری به عنوان کود آلی در بسیاری از کشورها رایج می‌باشد، با این وجود می‌تواند آلودگی‌های بسیاری را در خاک ایجاد کند که مهمترین آنها اضافه کردن مقدار زیادی عناصر خطرناک نظیر سرب، کادمیم، نیکل و کروم به خاک است و پایداری و سمیت این عناصر عامل اصلی نگرانی می‌باشد (۵ و ۳۲). اثرات درازمدت کاربرد کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب بر افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک در مطالعات متعددی گزارش شده است (۱ و ۳۳). نتایج نشان داد علاوه بر نوع کود آلی مورد استفاده و ویژگی‌های آن، مدت زمان سپری شده پس از کاربرد کود، تکرار کوددهی در سال‌های بعد و نیز خصوصیات خاک از عواملی هستند که بر وضعیت غلظت عناصر در خاک و گیاه کشت شده تأثیر دارند (۹ و ۳۴). از آنجایی که کودهای آلی منبع انکارناپذیر مواد آلی و عناصر تغذیه‌ای مورد نیاز گیاه می‌باشند، در صورتی که در مصرف آنها به عنوان کود آلی زیاده‌روی شود و براساس روش‌های علمی توصیه کودی و نیاز گیاه نباشد، خساراتی سنگین بر خاک تحمیل می‌کنند که مهمترین آنها وارد کردن فلزات بالقوه سمی و خطرناک به خاک است (۵، ۲۵ و ۳۱). هنوز برخی مسائل شناخته نشده درباره این عناصر در خاکی که به آن کودهای آلی مانند لجن فاضلاب و کمپوست اضافه شده است، وجود دارد (۲۸). همچنین، نظراتی متفاوت مبنی بر تغییر در قابلیت استفاده این عناصر و نیز تغییر در ظرفیت جذب خاک با زمان، بعد از کاربرد کودهای آلی در اراضی کشاورزی وجود دارد (۲۶). از این رو هدف از انجام این تحقیق، مقایسه دو سیستم کشت غرقاب (برنج) و خشکی (سبزی‌ها کاهو و تربچه) از نظر وضعیت توزیع فلزات سنگین (سرب، کادمیم، نیکل و کروم) خاک، در نتیجه کاربرد چندساله کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب می‌باشد.

مواد و روش‌ها

این تحقیق به صورت کرت‌های خرد شده با طرح پایه بلوک کامل تصادفی با دو عامل در سه تکرار در سال زراعی ۱۳۸۹ در مزرعه تحقیقاتی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری اجرا گردید. این منطقه در طول جغرافیایی ۵۳° و ۱۳° شرقی و عرض جغرافیایی ۳۶° و ۴۲° شمالی و میانگین ارتفاع ۱۶ متر از سطح دریا واقع شده است. عامل اصلی شامل کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب، در پنج تیمار ۲۰ و ۴۰ تن کمپوست در هکتار، ۲۰ و ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار و تیمار شاهد به خاک اضافه گردید. عامل فرعی (سال‌های مصرف کود) نیز در سه سطح شامل یک، دو و سه سال مصرف انتخاب گردید. در این سیستم، پس از آماده‌سازی زمین اصلی و تقسیم آن به کرت‌های با ابعاد موردنظر برای جلوگیری از اختلاط تیمارها از کرت‌های مجاور به دیگر کرت‌ها، اطراف هر کرت به عمق ۴۰ سانتی‌متر با پلاستیک پوشانده شد. پیش از اجرای طرح، از خاک سطحی (۳۰-۰ سانتی‌متر) و کودهای آلی مورد استفاده به منظور تعیین محتوای فلزات سنگین و برخی خصوصیات شیمیایی شامل pH، قابلیت هدایت الکتریکی و کربن آلی نمونه‌برداری انجام گرفت (جدول ۱). پس از تهیه گل اشباع، میزان اسیدیته آن با استفاده از دستگاه pH متر^۱ و قابلیت هدایت الکتریکی عصاره‌های گل اشباع توسط دستگاه EC متر^۲ (شوری‌سنج) اندازه‌گیری گردید (۲۱). مقدار ماده آلی نیز به روش والکی و بلاک تعیین گردید (۳۱). فرم کل عناصر (سرب، کادمیم، نیکل و کروم) پس از هضم با اسیدکلریدریک و اسید نیتریک عصاره‌گیری و خالص‌سازی شدند و غلظت آنها با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد (۶). به‌علاوه، فرم قابل جذب این عناصر به روش DTPA^۳ تعیین گردید (۱۴). برای تجزیه و تحلیل آماری داده‌های به دست آمده از نرم‌افزارهای SPSS 16 و MSTATC 2 و مقایسه میانگین‌ها با آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد استفاده گردید.

1 - 3520 pH Meter, JENEWAY

2 - 4510 Conductivity MeteWAY

3 - Diethylene triamene penta acetat

جدول ۱ - برخی خصوصیات شیمیایی خاک و نمونه‌های کودی مورد استفاده

پارامتر اندازه‌گیری شده	واحد	خاک	کمپوست زیاله شهری	لجن فاضلاب
pH	-	۷/۷	۷/۴	۶/۲
هدایت الکتریکی	dS.m ⁻¹	۰/۷	۲/۵	۸/۸
کربن آلی	%	۲/۱	۲۲/۶	۳۱/۴
سرب (کل)	mg.kg ⁻¹	۲۹/۷	۳۰۶/۱	۵۶/۴
سرب (قابل جذب)	mg.kg ⁻¹	۰/۹	۲۵/۴	۵/۰
کادمیم (کل)	mg.kg ⁻¹	۱/۱	۲/۶	۳/۰
کادمیم (قابل جذب)	mg.kg ⁻¹	۰/۰۴	۰/۲	۰/۶
نیکل (کل)	mg.kg ⁻¹	۳۹/۳	۴۷/۵	۲۱۷/۶
نیکل (قابل جذب)	mg.kg ⁻¹	۱/۱	۶/۱	۶۲/۲
کروم (کل)	mg.kg ⁻¹	۳۴/۲	۹۲/۱	۲۱۰/۶
کروم (قابل جذب)	mg.kg ⁻¹	۰/۱	۱/۲	۲/۲

نتایج و بحث

وضعیت فلزات سنگین در سیستم کشت غرقاب (خاک تحت کشت برنج)

نتایج حاصل از تجزیه واریانس نشان داد که تیمارهای کودی و سال‌های مصرف و همچنین اثر متقابل کود در سال‌های مصرف انباشته شدن فلزات سنگین را در خاک به طور معنی‌داری تحت تأثیر قرار داد (جدول ۲).

سرب کل و قابل جذب

محتوای سرب خاک شالیزار به دلیل اثرات جمعیتی تیمارهای مورد استفاده به طور معنی‌داری افزایش یافت. بالاترین میزان سرب کل (۵۰/۲۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) در تیمار سه سال مصرف متوالی ۴۰ تن لجن فاضلاب اتفاق افتاد که با میزان اندازه‌گیری شده در تیمار سه سال مصرف ۴۰ تن کمپوست در هکتار (۴۸/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم) اختلاف معنی‌داری نداشت. همچنین، سرب تجمع یافته در خاک

شالیزار در محدوده طبیعی گزارش شده به وسیله هیلنز (۲۰۰-۲ میلی‌گرم در کیلوگرم) قرار داشت (۸). طی سه سال کاربرد متوالی تیمار ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار، بیشترین سرب قابل جذب در خاک (۸/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم) تجمع یافت که حدود ۱۴/۷ برابر میزان اندازه‌گیری شده در تیمار شاهد بود (جدول ۳). تأثیر لجن فاضلاب در افزایش فلزات سنگین خاک در مطالعات دیگری نیز اثبات شده است (۱، ۱۹ و ۳۲). افزایش مقدار سرب قابل جذب یکی از عوامل محدودکننده استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود به شمار می‌رود. اختلاف معنی‌دار در غلظت سرب قابل جذب، یک سال پس از کاربرد لجن فاضلاب در هر دو سطح ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار، بیانگر آزاد شدن تدریجی این فلز از شکل آلی می‌باشد (جدول ۳). نتایج مشابهی در مورد اثر باقیمانده و جمعیتی لجن بر مقدار عناصر قابل جذب در خاک نیز گزارش شده است (۴).

جدول ۲ - نتایج تجزیه واریانس تجمع فلزات سنگین در سیستم کشت غرقاب در تیمارهای مختلف

میانگین مربعات								df	منابع تغییرات
کادمیم قابل جذب	کادمیم کل	کروم قابل جذب	کروم کل	نیکل قابل جذب	نیکل کل	سرب قابل جذب	سرب کل		
۰/۰۰ ^{ns}	۰/۰۳ ^{ns}	۰/۰۰ ^{ns}	۰/۴۷ ^{ns}	۰/۰۵ ^{ns}	۰/۵۰ ^{ns}	۱/۲۶ ^{ns}	۲/۲۴ ^{ns}	۲	تکرار
۰/۰۴ ^{**}	۲/۸۳ ^{**}	۰/۱۰ ^{**}	۱۸۶/۸۱ ^{**}	۵/۸۸ ^{**}	۵۰/۵۹ ^{**}	۲۲/۳۳ ^{**}	۱۸۸/۵۵ ^{**}	۴	کود (A)
۰/۰۰	۰/۰۱	۰/۰۰	۰/۴۹	۰/۰۶	۰/۶۸	۰/۵۶	۳/۳۱	۸	خطای A
۰/۰۵ ^{**}	۱ ^{**}	۰/۱۱ ^{**}	۲۳۲/۴۴ ^{**}	۶/۱۰ ^{**}	۳۰۰/۹۷ ^{**}	۲۸/۶۹ ^{**}	۲۱۴/۱۶ ^{**}	۲	سال مصرف (B)
۰/۰۰ ^{**}	۰/۱۱ ^{**}	۰/۰۱ ^{**}	۵/۰۸ ^{**}	۰/۷۱ ^{**}	۱۳/۷۸ ^{**}	۰/۹۰ ^{**}	۸/۵۲ ^{**}	۸	(A) × (B)
۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۰	۱/۲۶	۰/۰۲	۱/۵۵	۰/۱۵	۱/۴۱	۲۰	خطای B
۱۸	۱۶	۱۸	۱۸	۱۱	۱۳	۳	۱۷	-	ضریب تغییرات

* و ** - به ترتیب در سطح ۵ و ۱ درصد معنی‌دار، ns - غیرمعنی‌دار، df - درجه آزادی

جدول ۳ - مقایسه میانگین اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان سرب کل و قابل جذب (mg/kg)

تیمار	سرب کل			سرب قابل جذب		
	سال ۱	سال ۲	سال ۳	سال ۱	سال ۲	سال ۳
۲۰ تن کمپوست در هکتار	۳۵/۰ ^{ijkl}	۴۱/۵ ^{cd}	۴۳/۷ ^b	۲/۹ ^{g-k}	۳/۹ ^e	۵/۷ ^c
۴۰ تن کمپوست در هکتار	۳۷/۳ ^{f-j}	۴۳/۷ ^b	۴۸/۸ ^a	۳/۲ ^{e-j}	۳/۵ ^{e-h}	۵/۳ ^{cd}
۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۳۹/۳ ^{ef}	۴۰/۸ ^{de}	۴۳/۳ ^{bc}	۳/۸ ^{ef}	۵/۹ ^c	۷/۱ ^b
۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۴۳/۲ ^{bc}	۴۴/۷ ^b	۵۰/۲ ^a	۵/۵ ^c	۷/۵ ^b	۸/۸ ^a
شاهد	۲۸/۳ ^f	۲۸/۴ ^f	۲۸/۳ ^f	۰/۷ ⁿ	۰/۶ ⁿ	۰/۶ ⁿ

* - در هر ستون و هر ردیف، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌داری بین میانگین‌هاست (براساس آزمون دانکن $p < 0.05$).

نیکل کل و قابل جذب

نیکل کل (۵۵/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم) اتفاق افتاد که دارای حدود ۳۱ درصد افزایش نسبت به تیمار شاهد بود (جدول ۴). اثر باقیمانده تیمارهای کودی بر میزان نیکل کل و قابل جذب خاک با افزایش مقدار وزنی کودهای مصرفی روند افزایشی

تیمارهای مصرفی به صورت جمعی مقدار نیکل کل و قابل جذب را افزایش دادند، به‌طوری‌که با اعمال تیمار سه سال مصرف ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار بیشترین تجمع

اندازه‌گیری شده افزایش چشمگیری نسبت به تیمار شاهد نشان می‌داد (حدود ۱۰/۶ برابر تیمار شاهد)، اما باز هم در محدوده طبیعی گزارش شده به وسیله لیب (۷۰۰-۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) قرار داشت (۱۳). به‌طور کلی، یافته‌های این تحقیق نشان داد که با افزایش سطح کاربرد کود و تعداد سال‌های کوددهی، محتوای نیکل خاک (کل و قابل جذب) نیز افزایش یافت (۵ و ۲۵).

داشت و این تغییرات نسبت به شاهد در تمامی سطوح معنی‌دار بود (جدول ۴). مقادیر نیکل کل و قابل جذب خاک مربوط به تیمارهای یک سال کوددهی که از سه سال پیش تاکنون کود دریافت ننموده‌اند، دارای اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد بودند (جدول ۴). در خاک شالیزار، بیشترین نیکل قابل جذب اندازه‌گیری شده (۵/۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) نیز به تیمار سه سال مصرف متوالی ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار اختصاص داشت (جدول ۴). اگرچه نیکل قابل جذب

جدول ۴ - مقایسه میانگین اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان نیکل کل و قابل جذب خاک (mg/kg)

تیمار	نیکل کل		نیکل قابل جذب			
	سال ۱	سال ۲	سال ۳	سال ۱	سال ۲	سال ۳
	مصرف	مصرف	مصرف	مصرف	مصرف	مصرف
۲۰ تن کمپوست در هکتار	۴۳/۴ ^{o-r}	۴۸/۳ ^{h-j}	۵۲/۲ ^{b-d}	۱/۲ ^{mn}	۱/۵ ^{i-k}	۱/۷ ^{g-i}
۴۰ تن کمپوست در هکتار	۴۵/۳ ^{k-n}	۵۰/۲ ^{f-h}	۵۳/۲ ^b	۱/۳ ^{k-n}	۱/۶ ^{h-j}	۱/۸ ^{f-h}
۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۴۷/۱ ^{j-m}	۵۱/۱ ^{de}	۵۰/۷ ^{e-g}	۱/۶ ^{h-j}	۲/۴ ^d	۴/۲ ^c
۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۴۷/۴ ^{i-l}	۴۹/۵ ^{g-i}	۵۵/۴ ^a	۲/۲ ^{de}	۴/۵ ^b	۵/۳ ^a
شاهد	۴۲/۳ ^s	۴۲/۳ ^s	۴۲/۳ ^s	۰/۵ ^o	۰/۵ ^o	۰/۵ ^o

* - در هر ستون و هر ردیف حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست (بر اساس آزمون دانکن $p < 0.05$).

کادمیم کل و قابل جذب

میزان از محدوده طبیعی گزارش شده به وسیله لیب (۰/۱ تا ۰/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) بیشتر بود (جدول ۵) (۱۳). لجن فاضلاب، محتوای کادمیم قابل جذب خاک را بیشتر از کمپوست تحت تأثیر قرار داد، به‌طوری‌که بیشترین کادمیم قابل جذب در خاک شالیزار (۰/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم) به سطح ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار که طی سه سال به‌طور متوالی به خاک اضافه گردید، اختصاص داشت (جدول ۵). محققین دیگری نیز در مطالعات خود نشان دادند که محتوای کادمیم خاک در نتیجه استفاده از لجن فاضلاب افزایش می‌یابد (۱۸، ۲۲ و ۳۲).

در سیستم کشت غرقاب، محتوای کادمیم خاک نیز به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر تیمارهای مورد مطالعه قرار گرفت. اثر باقیمانده تیمارهای کودی بر میزان کادمیم کل و قابل جذب خاک نیز نشان داد که مقادیر کادمیم کل و قابل جذب خاک مربوط به تیمارهای یک‌سال کوددهی که از سه سال پیش تاکنون کود دریافت ننموده‌اند، همچنان بیش از مقدار موجود در تیمار شاهد بودند (جدول ۵). در نتیجه کاربرد سه سال مصرف متوالی ۴۰ تن کمپوست زباله شهری در هکتار بالاترین کادمیم کل (۲/۹ میلی‌گرم در کیلوگرم) اندازه‌گیری شد که این

جدول ۵ - مقایسه میانگین اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان کادمیم کل و قابل جذب خاک (mg/kg)

تیمار	کادمیم کل		کادمیم قابل جذب	
	سال ۱	سال ۲	سال ۱	سال ۲
۲۰ تن کمپوست در هکتار	۱/۵ ⁱ⁻ⁿ	۲/۴ ^{e-f}	۰/۱۳ ^{h-o}	۰/۲ ^{cde}
۴۰ تن کمپوست در هکتار	۲/۵ ^{b-e}	۲/۶ ^{abc}	۰/۱۲ ^{i-q}	۰/۲ ^{bcd}
۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۲/۱ ^{fgh}	۲/۶ ^{abc}	۰/۲۱ ^{d-g}	۰/۳ ^{bc}
۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۲/۶ ^{a-d}	۲/۷ ^{abc}	۰/۲۱ ^{def}	۰/۴ ^a
شاهد	۰/۱ ⁰	۰/۱ ⁰	۰/۰۴ ^s	۰/۰۴ ^s

* - در هر ستون و هر ردیف حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست (بر اساس آزمون دانکن $p < 0.05$).

کروم کل و قابل جذب

تیمارهای مصرفی به صورت تجمعی مقدار کروم کل و قابل جذب را افزایش دادند. نتایج حاصل از مقایسه میانگین، اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان کروم کل و قابل جذب خاک نشان داد که بیشترین کروم کل (۴۹ میلی‌گرم در کیلوگرم) و کروم قابل جذب (۰/۵۸ میلی‌گرم در کیلوگرم) به تیمار سه سال مصرف متوالی ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار تعلق دارد (جدول ۶). کروم قابل جذب اندازه‌گیری شده در این تحقیق، حدود ۴۸/۳ برابر میزان اندازه‌گیری شده در تیمار شاهد بود. تشکیل کلات عناصر سنگین از جمله کروم با ترکیبات آلی اضافه شده به خاک باعث افزایش حلالیت و قابلیت دسترسی آنها در خاک‌های آهکی و در نتیجه جذب بیشتر آنها توسط گیاه می‌گردد، هرچند غلظت این عناصر در کود کم می‌باشد (۲۰). در تحقیقی به منظور بررسی اثر باقیمانده عناصر سنگین در خاک مزرعه‌ای که فاضلاب دریافت نموده بود، نشان داده شد که افزایش میزان فاضلاب موجب افزایش معنی‌داری غلظت کل و قابل جذب کروم در خاک می‌گردد (۳). اثر باقیمانده تیمارهای مختلف کود مصرفی بر میزان کروم کل و قابل جذب خاک نیز نشان داد که با افزایش مقدار وزنی کودهای

مصرفی، روند افزایشی داشت و این تغییرات نسبت به تیمار شاهد در تمامی سطوح معنی‌داری بود (جدول ۶). وضعیت فلزات سنگین در سیستم کشت خشکی (خاک تحت کشت سبزیجات)

در سیستم کشت خشکی نیز نتایج حاصل از تجزیه واریانس نشان داد که نوع کود آلی و همچنین سال مصرف آن، اثرات معنی‌داری بر غلظت کل و قابل جذب عناصر سنگین مورد بررسی داشته است. اثر متقابل کود در سال‌های مصرف نیز تنها در مورد نیکل کل و کروم کل معنی‌دار نشد (جدول ۷).

سرب کل و قابل جذب

اثر باقیمانده تیمارهای مختلف کود مصرفی بر غلظت سرب کل در خاک، با افزایش مقدار وزنی کودهای مصرفی روند افزایشی داشت، اما این تغییرات نسبت به تیمار شاهد در اکثر سطوح معنی‌دار نبود که این امر دلیلی بر تجمع سرب در افق سطحی و آبشویی کم آن به اعماق خاک می‌باشد (جدول ۸) (۱۹). بیشترین سرب کل اندازه‌گیری شده در سیستم کشت خشکی (۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) به تیمار سه سال مصرف ۴۰ تن کمپوست در هکتار اختصاص داشت که ضمن داشتن اختلاف معنی‌دار با سایر تیمارها دارای حدود ۵۴/۸

درصد افزایش نسبت به تیمار شاهد بود (جدول ۸). تیمارهای مصرفی به صورت تجمعی مقدار سرب قابل جذب را نیز افزایش دادند (جدول ۸). بیشترین غلظت سرب قابل جذب (۴/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم) مربوط به مصرف سه ساله تیمار ۴۰ تن کمپوست در هکتار بود که حدود ۱/۸ برابر مقدار اندازه‌گیری شده در تیمار شاهد بود (جدول ۸). محدوده بحرانی سرب در خاک‌ها ۴۰۰-۱۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بیان شده است. بر این اساس، مقدار سرب در تیمارهای مورد آزمایش از محدوده بحرانی پایین‌تر بوده و در محدوده طبیعی قرار داشت (۱۱).

جدول ۶ - مقایسه میانگین اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان کروم کل و قابل جذب خاک (mg/kg)

تیمار	کروم کل			کروم قابل جذب		
	سال ۱	سال ۲	سال ۳	سال ۱	سال ۲	سال ۳
۲۰ تن کمپوست در هکتار	۳۱/۷ ^f	۳۵/۰ ^{m-r}	۳۷/۱۶ ^{g-l}	۰/۰۵ ^{m-q}	۰/۰۵ ^{m-q}	۰/۱۰ ^{f-m}
۴۰ تن کمپوست در هکتار	۳۳/۰ ^{rst}	۳۶/۹۸ ^{h-m}	۳۹/۰۴ ^{e-h}	۰/۰۵ ^{m-q}	۰/۰۶ ^{n-q}	۰/۱۷ ^{e-h}
۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۴۳/۰ ^d	۴۵/۰ ^c	۴۷/۷۰ ^{ab}	۰/۱۷ ^{ef}	۰/۳۱ ^c	۰/۵۲ ^b
۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۴۶/۲ ^{bc}	۴۷/۸ ^{ab}	۴۹/۰۰ ^a	۰/۲۰ ^{de}	۰/۳۵ ^c	۰/۵۸ ^a
شاهد	۲۷/۶ ^u	۲۷/۳ ^u	۲۷/۸۰ ^u	۰/۰۲ ^r	۰/۰۲ ^r	۰/۰۲ ^r

* - در هر ستون و هر ردیف، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست (براساس آزمون دانکن ۰/۰۵ p).

جدول ۷ - نتایج تجزیه واریانس تجمع فلزات سنگین در خاک سیستم کشت خشکی تحت تیمارهای مختلف

منابع تغییرات	df	میانگین مربعات					
		سرب کل	سرب قابل جذب	نیکل کل	نیکل قابل جذب	کادمیم کل	کادمیم قابل جذب
تکرار	۲	۶۷/۳۰	۰/۰۳۶	۳۵/۶۷	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۰
نوع کود (A)	۴	۱۱۹/۸۲ ^{**}	۲/۷۰ ^{**}	۱۱۳/۸۹ ^{**}	۰/۱۹ ^{**}	۱/۰۳ ^{**}	۰/۰۱ ^{**}
خطای A	۸	۱۹/۹۷	۰/۲۰	۱۱/۵۲	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۰
سال مصرف (B)	۲	۳۹۳/۸۲ ^{**}	۵/۸۲ ^{**}	۱۶۰/۸۱ ^{**}	۱/۰۶ ^{**}	۴/۱۴ ^{**}	۰/۰۲ ^{**}
(A) × (B)	۸	۱۷/۳۷ ^{**}	۰/۱۹ ^{**}	۸/۲۵ ^{ns}	۰/۰۴ ^{**}	۰/۰۹ ^{**}	۰/۰۱ ^{**}
خطای B	۲۰	۶/۳۵	۰/۰۷	۷/۳۶	۰/۰۲	۰/۰۳	۰/۰۰
ضریب تغییرات		۱۵	۲۰	۸	۱۴	۲۳	۴

* و ** - به ترتیب در سطح ۵ و ۱ درصد معنی‌دار، ns - غیر معنی‌دار، df - درجه آزادی

جدول ۸ - مقایسه میانگین اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان سرب کل و قابل جذب خاک (mg/kg)

تیمار	سرب کل			سرب قابل جذب		
	سال ۱	سال ۲	سال ۳	سال ۱	سال ۲	سال ۳
	مصرف	مصرف	مصرف	مصرف	مصرف	مصرف
۲۰ تن کمپوست در هکتار	۳۳/۶ ^{h-m}	۴۱/۰ ^{bcd}	۴۴/۷ ^b	۳/۳ ^{i-o}	۳/۹ ^{efg}	۴/۶ ^{abc}
۴۰ تن کمپوست در هکتار	۴۰/۴ ^{b-e}	۴۱/۳ ^{bcd}	۵۰/۰ ^a	۳/۶ ^{g-k}	۴/۱ ^{def}	۴/۸ ^a
۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۳۳/۵ ^{klm}	۳۶/۰ ^{e-l}	۳۷/۱ ^{c-i}	۲/۹ ^{n-q}	۳/۲ ^{k-p}	۳/۷ ^{f-i}
۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار	۳۴/۲ ^{g-m}	۳۴/۶ ^{g-m}	۳۵/۴ ^{f-l}	۳/۲ ^{k-p}	۳/۷ ^{f-i}	۴/۲ ^{cde}
شاهد	۳۲/۳ ^{i-m}	۳۲/۳ ^{i-m}	۳۲/۳ ^{i-m}	۲/۶ ^q	۲/۶ ^q	۲/۶ ^q

* - در هر ستون و هر ردیف، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست (براساس آزمون دانکن $P < 0.05$).

نیکل کل و قابل جذب

طبق نتایج به‌دست آمده، با افزایش سال‌های کوددهی و نیز افزایش سطح کودهای مصرفی، میزان نیکل کل خاک افزایش می‌یابد. نیکل کل خاک بین پنج تا ۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک متغیر است (۲ و ۲۳). غلظت نیکل قابل جذب انباشته شده در خاک، با افزایش مقدار کود روند افزایشی نشان داد (جدول ۱۰). بیشترین غلظت نیکل قابل جذب خاک (۱/۹۷ میلی‌گرم در کیلوگرم) مربوط به مصرف سه‌ساله تیمار ۴۰ تن کمپوست در هکتار بود که نسبت به شاهد حدود ۴۴ درصد افزایش نشان داد و کمترین نیز مربوط به تیمار شاهد بود که با نتایج محققین دیگر نیز تطابق دارد (جدول ۱۰) (۱۰ و ۱۷). قابلیت جذب فلزات سنگین مانند نیکل به فاکتورهای مختلفی از قبیل اسیدیته و نوع رس بستگی دارد و هرچه مقدار اسیدیته و رس خاک زیادتر باشد، قابلیت جذب گونه‌های فلزات کمتر است (۲۹).

کادمیم کل و قابل جذب

بررسی اثرات باقیمانده کودهای مصرفی بر کادمیم کل و قابل جذب خاک نشان داد که تیمارهای یک‌سال کوددهی در هر یک از سطوح، دارای مقادیر کادمیم بیشتری نسبت به شاهد بودند (جدول ۱۰). این امر حاکی از انتقال کم کادمیم به عمق خاک و تجمع آن در سطح می‌باشد. بالاترین میزان

کادمیم کل (۲/۶۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) نیز در هنگام استفاده از ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار به مدت سه سال متوالی مشاهده شد که بیشتر از محدوده طبیعی گزارش شده بود (۱۳). طبق نتایج دیگر تحقیقات، با افزایش میزان و غلظت لجن فاضلاب در خاک نسبت به زمان، غلظت عناصر سنگین از جمله کادمیم در خاک افزایش می‌یابد و این محققین علت آن را غلظت زیاد این عناصر در لجن فاضلاب دانستند (۷). بالاترین غلظت کادمیم قابل جذب خاک (۰/۱۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) هنگامی به‌دست آمد که از ۴۰ تن کمپوست در هکتار به مدت سه سال متوالی استفاده شد. محققین دیگر نیز افزایش میزان کادمیم خاک را در اثر افزودن کمپوست به خاک گزارش نمودند (۲۷ و ۳۳). نتایج به‌دست آمده نشان داد که با افزایش سطح کاربرد کود و تعداد سال‌های کوددهی، کادمیم قابل جذب خاک افزایش می‌یابد (جدول ۱۰). این مسأله می‌تواند به علت افزایش جمعیت میکروارگانیسم‌ها در نتیجه افزایش مقادیر بیشتر کود در سال‌های دوم و سوم کوددهی باشد که منجر به تسریع فرایند معدنی شدن گردیده و کادمیم قابل جذب خاک را افزایش داده است. همچنین اثر ویژگی‌های خاک از جمله pH بالای خاک، مقدار زیاد رس و خاصیت بافری کربنات کلسیم شرایط مناسبی جهت رسوب و جذب اختصاصی فلزات آزاد شده را فراهم کرده و سبب

کاهش قابلیت جذب آنها گردیده است (جدول ۱) (۱۸).

کروم کل و قابل جذب

نتایج نشان داد که غلظت کروم در کلیه سطوح کودی نسبت به شاهد معنی‌دار بود. این امر باتوجه به محتوای بالای فلزات سنگین لجن فاضلاب که در نتیجه فرایندهای صنعتی با آن مخلوط می‌شوند، قابل توجیه است (جدول ۱) (۱۵، ۱۶ و ۲۴). غلظت قابل جذب کروم با افزایش مقدار وزنی کودهای مصرفی، روند افزایشی داشت (جدول ۱۱). بیشترین میزان کروم قابل جذب (۰/۷۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم) هنگامی

به‌دست آمد و از ۴۰ تن کمپوست در هکتار به مدت سه سال متوالی استفاده گردید و حدود ۱۱ درصد بیشتر از تیمار شاهد بود (جدول ۱۱). تأثیر لجن فاضلاب بر قابلیت دسترسی عناصر سنگین از جمله کروم بستگی به اسیدیته و کربن آلی خاک و زمان کاربرد لجن فاضلاب دارد (۱۲). در این مطالعه، افزایش کروم قابل جذب خاک نسبت به شاهد در نتیجه کاربرد لجن فاضلاب باتوجه به نتایج آنالیز نمونه‌های کودی مورد استفاده که دارای محتوای کربن آلی و کروم بالایی بود، قابل توجیه می‌باشد (جدول ۱).

جدول ۹ - مقایسه میانگین اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان نیکل قابل جذب خاک (mg/kg)

نیکل قابل جذب			تیمار
سال ۳	سال ۲	سال ۱	
مصرف	مصرف	مصرف	
۱/۶۳ ^{g-l}	۱/۵۰ ^{i-o}	۱/۳۳ ^{no}	۲۰ تن کمپوست در هکتار
۱/۹۷ ^a	۱/۷۱ ^{e-i}	۱/۶۱ ^{g-m}	۴۰ تن کمپوست در هکتار
۱/۷۳ ^{c-e}	۱/۶۷ ^{f-k}	۱/۶۳ ^{g-l}	۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار
۱/۹۳ ^b	۱/۸۱ ^{c-h}	۱/۶۵ ^{g-l}	۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار
۱/۳۳ ^o	۱/۳۳ ^o	۱/۳۲ ^o	شاهد

* - در هر ستون و هر ردیف، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست (براساس آزمون دانکن $P < 0.05$).

جدول ۱۰ - مقایسه میانگین اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان کادمیم کل و قابل جذب (mg/kg)

کادمیم قابل جذب			کادمیم کل			تیمار
سال ۳	سال ۲	سال ۱	سال ۳	سال ۲	سال ۱	
مصرف	مصرف	مصرف	مصرف	مصرف	مصرف	
۰/۱۰ ^{f-g}	۰/۰۹ ^{gh}	۰/۰۷ ^{mn}	۲/۱۶ ^{e-h}	۱/۶۱ ^{n-q}	۱/۴۰ ^{qrs}	۲۰ تن کمپوست در هکتار
۰/۱۳ ^a	۰/۱۱ ^{ef}	۰/۰۸ ^{kl}	۲/۵۴ ^{bed}	۲/۰۰ ^{f-m}	۱/۶۰ ^{n-q}	۴۰ تن کمپوست در هکتار
۰/۱۲ ^c	۰/۰۹ ^{i-k}	۰/۰۸ ^{lm}	۲/۰۷ ^{f-k}	۲/۰۴ ^{f-l}	۱/۸۰ ^{j-q}	۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار
۰/۱۲ ^b	۰/۱۱ ^{de}	۰/۰۹ ^{gh}	۲/۶۴ ^a	۲/۲۶ ^{d-g}	۲/۲۰ ^{e-h}	۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار
۰/۰۷ ^o	۰/۰۷ ^o	۰/۰۶ ^o	۱/۰۸ ^t	۱/۰۸ ^t	۲/۰۰ ^t	شاهد

* - در هر ستون و هر ردیف، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست (براساس آزمون دانکن $P < 0.05$).

جدول ۱۱ - مقایسه میانگین اثر متقابل کود در سال‌های مختلف مصرف بر میزان کروم کل و قابل جذب (mg/kg)

کروم قابل جذب			تیمار
۳ سال مصرف	۲ سال مصرف	۱ سال مصرف	
۰/۷۶ ^{de}	۰/۷۴ ^{fg}	۰/۷۴ ^{fg}	۲۰ تن کمپوست در هکتار
۰/۷۹ ^a	۰/۷۶ ^{de}	۰/۷۵ ^{ef}	۴۰ تن کمپوست در هکتار
۰/۷۷ ^{bc}	۰/۷۳ ^{gh}	۰/۷۳ ^{gh}	۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار
۰/۷۸ ^{ab}	۰/۷۵ ^{ef}	۰/۷۴ ^{fg}	۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار
۰/۷۱ ⁱ	۰/۷۱ ⁱ	۰/۷۱ ⁱ	شاهد

* - در هر ستون و هر ردیف، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست (بر اساس آزمون دانکن $P < 0.05$).

با ترکیبات آلی اضافه شده به خاک (کروم - ماده آلی) و افزایش حالیت آن در خاک‌های آهکی می‌باشد. اگرچه با افزایش وزن، تیمارهای کودی مورد استفاده و همچنین سال‌های کوددهی انباشت فلزات سنگین در خاک هر دو سیستم کشت به‌طور منظم افزایش یافت، اما عناصر اندازه‌گیری شده در محدوده طبیعی بودند (به استثنای کادمیم کل که از محدوده طبیعی بیشتر بود). بنابراین در صورت تکرار این آزمایش و همچنین افزایش سطوح کود آلی مصرفی، احتمال رسیدن غلظت فلزات تجمع یافته در خاک به حدود سمیت وجود دارد که احتمال وقوع چنین رخدادی در شرایط غرقابی خاک‌های آهکی ایران بیشتر از شرایط کشت خشکی می‌باشد.

تیمارهای کودی مورد استفاده در این تحقیق به‌طور معنی‌داری انباشت فلزات سنگین را در هر دو سیستم کشت تحت تأثیر قرار داد. در سیستم کشت غرقاب، تیمارهای کودی لجن فاضلاب از نظر تأثیر بر میزان افزایش محتوای فلزات سنگین خاک مؤثرتر از تیمارهای کودی کمپوست بودند. این در حالی است که در سیستم کشت خشکی تیمارهای کودی کمپوست مؤثر واقع شدند. در سیستم کشت غرقاب، میزان سرب قابل جذب، نیکل قابل جذب و کادمیم قابل جذب بیشتر از سیستم کشت خشکی بود که این امر احتمالاً به خاطر تأثیر شرایط غرقاب بر کاهش اسیدیته خاک آهکی و در نتیجه افزایش غلظت گاز کربنیک می‌باشد. در سیستم کشت خشکی، نیز کروم قابل جذب اندازه‌گیری شده بیشتر از سیستم کشت غرقاب بود که این امر احتمالاً به دلیل تشکیل کمپلکس کروم

منابع مورد استفاده

۱. رضایی‌نژاد ی. و افیونی م (۱۳۷۹) اثر مواد آلی بر خواص شیمیایی خاک، جذب عناصر به وسیله ذرت و عملکرد آن. علوم کشاورزی و منابع طبیعی. ۴: ۱۹-۲۹.
۲. ملکوتی م. ج. و همایی م (۱۳۷۳) حاصلخیزی خاک‌های مناطق خشک مشکلات و راه‌حل‌ها. انتشارات دانشگاه تربیت مدرس. ۴۹۴ ص.
3. Adamu CA, Beu PF, Mulchi C and Channey R (1989) Residual metal concentrations in tobacco a decade following farmland application of municipal sludge. Environmental Pollution. 56: 113-126.
4. Afyouni M (1987) Extractability of Fe, Zn and Cd in sludge amended calcareous soils. M.Sc. Thesis. New Mexico Statniv., Las craces, N.M.

- 5 . Al-Najar H, Schulz R, Breuer J and Roemheld V (2005) Effect of cropping systems on the mobility and uptake of Cd and Zn. *Environmental Chemistry Letters*. 3: 13-17.
- 6 . Baker DE and Amacher MC (1982) Nickel, copper, zinc and cadmium in Methods of soil analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. Pp. 323-336.
- 7 . Gasco G, Logo MC and Guerrero F (2005) Landapplication of sewage sludge: A soil column study. Madrid. Spain.
- 8 . Heilnze S (1970) Investigations in to the lead content of plants on sites with heavy traffic. *Landwirtschaftliche Forschung*, 25/I. Sondreh. Pp. 73-78.
- 9 . Jamali MK, Tasneem GK, Arain MB and Afridi HI (2009) Heavy metal accumulation in different varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in soil amended with domestic sewage sludge. *Hazardous Materials*. 164: 1386-1391.
- 10 . Jordao CP, Nascentes CC, Cecon PR, Fontes RL and Pereira JL (2006) Heavy metals availability in soil amended with composted urban solid wastes. *Environmental Monitoring*. 112: 309-326.
- 11 . Kabata-Pendias A and Pendies H (1984) Trace elements in soils and plants 3ed, Boca Raton CRC. 315 p.
- 12 . Karaca A (2004) Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel and zinc in soil. *Geoderma*. 122: 297-303.
- 13 . Lepp NW, ed. (1989) Effect of Heavy Metals on Plants, Applied Science Publishers, New Jersey. Quality of heavy metals function. 31: 175-187.
- 14 . Lindsay WL and Norvell WA (1978) Development of a DTPA test for Zinc, Iron, manganese and copper. *American Journal of Soil Science Society*. 42: 421-428.
- 15 . Liu YY, Imai T, Ukita M, Sekine M and Higuchi T (2003) Distribution of iron, manganese, copper and zinc in various composts and amended soils. *Environmental Technology*. 24: 1517-725.
- 16 . Lovisa S and Stig L (2006) Effects of sewage sludge on pH and plant availability of metals in oxidising sulphide mine tailings. *Science of the Total Environment*. 358: 21-35.
- 17 . Madrid F, Lopez R and Cabrera F (2007) Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199: 249-256.
- 18 . Mohammad MJ and Athamneh BM (2004) Changes in soil fertility and plant uptake of nutrients and heavy metals in response to sewage sludge application to calcareous soils. *Agronomy*. 3(3): 229-236.
- 19 . Mousavi SM, Bahmanyar MA and Pirdashti HA (2010) Lead and cadmium availability and uptake by rice plant in response to different biosolids and inorganic fertilizers. *American Journal of Agricultural and Biological Sciences*. 5(1): 25-31.
- 20 . Mousavi SM, Bahmanyar MA and Pirdashti HA (2011) Phytoextraction of nickel and chrome in paddy soil amended with municipal solid waste and sewage sludge. *Environmental Science and Engineering*. 5: 660-666.
- 21 . Nelson RE (1986) Carbonate and gypsum. In *Methods of Soil Analysis*, eds. Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R., 181-198. American Society of Agronomy: Madison, Wisconsin.
- 22 . Rahaman AKMM, Alam MS, Mian MJA and Haque ME (2007) Effect of different fertilizers on concentration and uptake of cadmium by rice plant. *Agricultural Research*. 45(2): 129-134.

- 23 . Sharma K, Agrawal M and Marshall FM (2007) Heavy metals contamination of soil and in vegetables suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Pp. 258-266.
- 24 . Shuman LM, Dudka S and Das K (2001) Zinc formes and plant availability in a compost amended soil. *Water, Air and Soil Pollution*. 128: 1-11.
- 25 . Singh RP and Agrawal M (2010) Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 73: 632-641.
- 26 . Smith SR (2009) A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International*. 35(1): 142-156.
- 27 . Tejada N and Gurdener AL (2011) Influence of land application of municipal solid waste compost on heavy metals distribution and soil biological properties and rice yield. *European Journal of Agronomy*. 45: 53-69.
- 28 . Vaca-Paulin R, Esteller-Alberich MV, Lugo-dela Fuente J and Zavaleta-Mancera HA (2006) Effect of sewage sludge or compost on the sorption and distribution of copper and cadmium in soil. *Waste Management*. 26: 71-81.
- 29 . Walid BA, Gabteni N, Lakhdar A, Du Laing G, Verloo M, Jedidi N and Gallali T (2009) Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 130: 156-163.
- 30 . Walke DJ, Clemente R and Bernal P (2004) Contrasting effects of manure and municipal solid waste on soil pH, heavy metals availability and growth of *chemopodium album* in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere*. 57: 215-224.
- 31 . Walkley A and Black LA (1934) An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. 37: 29-38.
- 32 . Wang X, Chen T, Ge Y and Jia Y (2008) Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. *Hazardous Materials*. 160: 554-558.
- 33 . Warman PR, Rodd AV and Hicklenton P (2010) The effect of MSW compost and fertilizer on extractable soil elements and the growth of winter squash in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 133: 98-102.
- 34 . Weber J, Karczewska A, Drozd J, Licznar M, Licznar S, Jamroz E and Kocowicz A (2007) Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solidwaste composts. *Soil Biology and Biochemistry*. 39: 1294-1302.

Effect of water logging (paddy-soil) and dry farming (planted with vegetables) systems on distribution status of soil heavy metals regarding the accumulative and residual effects of organic fertilizers

S. M. Mousavi¹, M. A. Bahmanyar² and Z. Ahmadabadi^{3*}

(E-mail: z.ahmadabadi@yahoo.com)

Abstract

In order to investigate distribution status of heavy metals in cropping systems of water logging and dry farming, an experiment was conducted as split-plot arrangement based on randomized complete block design with three replications in research field of Sari Agricultural Science and Natural Resources University. A paddy-soil considered for water logging system and the planted field with vegetables considered for dry farming system. Main plot (fertilizer treatments added to soil) included five treatments: 20 and 40 ton.ha⁻¹ compost, 20 and 40 ton.ha⁻¹ sewage sludge and control. Also, sub factor (application years) consisted three treatments comprised: one, two and three years fertilization. The results showed that in water logging system sewage sludge treatments had more influence on heavy metals accumulation in soil while, compost treatments had more influence than sewage sludge treatments in dry farming system. Also, in paddy soil the enhancement percent of available form compared to control treatment was much more than dry farming system.

Keywords: Dry farming and water logging system, Heavy metals, Municipal solid waste compost, Sewage sludge, Soil

1 - M.Sc. Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Sari University of Agricultural Science and Natural Resources, Sari – Iran

2 - Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Sari University of Agricultural Science and Natural Resources, Sari – Iran

3 - M.Sc. Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Sari University of Agricultural Science and Natural Resources, Sari – Iran (**Corresponding Author ***)