

بررسی اثر کاربرد کمپوست زباله شهری بر جزء بندی برخی فلزات سنگین در سه کلاس بافتی خاک

محسن یاری، قاسم رحیمی، صلاح الدین مرادی، عیسی ابراهیمی¹ و سعیده صادقی

دانش آموخته کارشناسی ارشد شیمی و حاصلخیزی خاک دانشگاه بوعلی سینا همدان؛ Mohsenman68@yahoo.com

استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا همدان، دانشکده کشاورزی؛ ghasemr@gmail.com

گروه کشاورزی دانشگاه پیام نور؛ 6341ms@gmail.com

دانشجوی دکتری فیزیک و حفاظت خاک دانشگاه گیلان؛ Ebrahimi.soilphysic@yahoo.com

دانشجوی دکتری فیزیک و حفاظت خاک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان؛ Sadeghi.saeedeh2013@gmail.com

دریافت: 94/3/6 و پذیرش: 95/6/8

چکیده

استفاده از کمپوست زباله شهری برای افزایش کیفیت خاک، روش مناسبی به شمار می‌رود البته این کودها حاوی فلزهای سنگین هستند. برای انجام این پژوهش، از سه کلاس بافتی خاک شامل رسی، لومی و لوم شنی استفاده شد این خاک‌ها را با پنج سطح تیمار کمپوست: 0، 20، 40، 80 و 120 تن در هکتار مخلوط شدند و آزمایش در قالب طرح آزمایشی کاملاً تصادفی در سه تکرار اجرا گردید. بعد از انجام آزمایش‌های پایه محتوای فلزهای سنگین (روی، مس، نیکل، کادمیوم، سرب و منگنز) در بخش‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفت، نتایج نشان داد که افزایش مقدار مصرف کمپوست سبب افزایش غلظت غالب فلزهای سنگین در تمام بخش‌های محلول، آلی، کربناتی و باقیمانده شد. همچنین مصرف کمپوست در خاک باعث افزایش pH و EC خاک شد. افزایش غلظت عناصر در بافت رسی نسبت به دو بافت دیگر بیشتر بود و بخش‌های باقیمانده، کربناتی، آلی و محلول به ترتیب دارای بیشترین اندازه عناصر بودند. بیشترین میزان فلز سنگین در بخش محلول مربوط به عنصر منگنز بود و کمترین میزان مربوط به عنصر روی در بافت لوم شنی گزارش شد. با توجه به نتایج بدست آمده توصیه می‌شود در مصرف کودهای کمپوست، ضمن اندازه گیری محتوای فلزات سنگین، طی برنامه‌های منظم، پایش لازم در این زمینه به عمل آید.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، روی، سرب، مس، کادمیوم، کیفیت خاک

¹ نویسنده مسئول، آدرس: کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرمانشاه. باشگاه پژوهشگران و نخبگان جوان

به مخاطره بیاندازد (جردا و همکاران، 2006؛ پرز و همکاران، 2007). بررسی محتوای زباله‌های شهری در ایران نشان می‌دهد که بیش از 70 درصد ترکیبات زباله-های شهری حاوی پسماندهای غذایی با درجه فسادپذیری بالا می‌باشد (عبدلی و همکاران، 2005). مارکوت و همکاران (2001) نشان دادند که اثرات مثبت کاربرد کمپوست زباله شهری بر عملکرد گیاه جو تابع مقدار مواد آلی و عناصر پر مصرف موجود در آن است. از طرفی کاربرد مقادیر زیاد کمپوست در سال‌های متوالی عملکرد گیاه را در مقایسه با کاربرد یک ساله آن کاهش خواهد یافت که علت این مسئله می‌تواند ناشی از اثرات منفی کمپوست بر رشد گیاه در نتیجه تجمع فلزهای سمی و افزایش شوری خاک باشد.

اطلاع از مقدار و شکل فلزات سنگین موجود در خاک می‌تواند به اتخاذ یک تصمیم مدیریتی مناسب برای کاهش فلزهای سنگین در خاک کمک کند (آیدینالپ و مارینوا⁹، 2003). نوع شکل شیمیایی فلزهای سنگین در محلول خاک تا حد زیادی به نوع فلز، pH خاک، حضور یون‌های دیگر، میزان و نوع مکان‌های پیوندی خاک، غلظت آنیون‌های کمپلکس‌کننده آلی و معدنی و کاتیون-های رقیب در محلول خاک بستگی دارد (ریچارد¹⁰ و همکاران، 2000؛ لی، 2001). علاوه بر این، فلزهای سنگین می‌توانند به شکل کلوئیدی در محلول خاک جابجا شوند. در آب‌های زیرزمینی آلوده شده توسط آبشویی فلزهای سنگین، 24 تا 46٪ عناصر Ni، Cd و Zn و 86 تا 99٪ Cu و Pb به فرم کلوئیدی منتقل می‌شوند.

بیشترین بخش فلزهای سنگین در فاز جامد حضور دارد. اشکال جامد فلزهای سنگین در خاک شامل ذخایر جذب شده، ترکیب شده یا ساختاری می‌باشد. فلزهای جذب سطحی شده یا ترکیب شده با فاز جامد در ترکیباتی مثل کانی‌های رس، هیدروکسیدهای آهن و منگنز یا مواد آلی وجود دارند و به مقدار کمتری با فاز محلول خاک تبادل می‌شوند. فلزهای موجود در ساختار کانی‌های عمدتاً قابل تبادل نیستند، اما ممکن است در مدت طولانی در اثر هوازدگی از ساختار کانی رها شوند (تاک¹¹، 2007). کمپوست زباله شهری بر اساس ماده‌ای که از آن ساخته می‌شود و دقت در مرحله جداسازی اولیه زباله می‌تواند دارای مقادیر مختلف عناصر سنگین

گسترش شهر نشینی و صنعتی شدن به ویژه در کشورهای در حال توسعه، انباشته شدن حجم عظیمی از زباله‌های شهری را در پی داشته است. بنابراین در دهه‌های اخیر به منظور کاهش آلودگی‌های زیست محیطی توجه زیادی به بازیافت زباله و بکارگیری کمپوست حاصل در اراضی کشاورزی شده است (خوشگفتار منش و کلباسی، 2000). از طرفی با استفاده از کمپوست زباله شهری در زمین‌های کشاورزی می‌توان نقش مهمی در تولید محصولات بر اساس اصول کشاورزی پایدار ایفا نمود (پرز¹ و همکاران، 2007). کاربرد کمپوست زباله شهری بر عوامل اقتصادی، محیطی همچون کاهش هزینه انتقال و دفن آن، رعایت قوانین محیط زیست، کاهش استفاده از کودهای معدنی و شیمیایی، بهبود خصوصیات خاک‌های زراعی، افزایش توانایی خاک در نگهداری آب و مواد غذایی، کاهش فرسایش خاک و بهبود شرایط زیست شناختی خاک مؤثر است (بیا²، 1994؛ هارگریوز³ و همکاران 2008؛ هی⁴ و همکاران، 2000؛ چوداک⁵ و همکاران، 2001). در مقابل این سودمندی‌های کمپوست، غلظت بالای فلزهای سنگین آن می‌تواند محدودیت‌هایی را در بهره‌گیری از آن پدید آورد (جردا⁶ و همکاران، 2006؛ پرز و همکاران، 2007). در روند ساخت کمپوست زباله‌های شهری، اگر مرحله جداسازی ضایعات به خوبی انجام نشود امکان بالا رفتن غلظت فلزهای سنگین در آن وجود دارد (تیتارلی⁷ و همکاران، 2007).

کاربرد کمپوست زباله‌های شهری ممکن است باعث افزایش تحرک فلزهای سنگین در خاک و افزایش جذب این فلزهای توسط گیاه شود (مادرید⁸ و همکاران، 2006). از آنجایی که فلزهای سنگین می‌توانند مدت طولانی در خاک باقی بمانند، ممکن است خطرات زیست محیطی طولانی مدتی را بوجود آورند. بنابراین امکان جذب این فلزات توسط گیاهان وجود دارد که از این راه وارد زنجیره غذایی انسان شده و سلامت انسان را

¹ Perez

² Beyea

³ Hargreaves

⁴ He

⁵ Chodak

⁶ Jordao

⁷ Tittarelli

⁸ Madrid

⁹ Aydinalp and Marinova

¹⁰ Richards

¹¹ Tack

دستگاه فلیم‌فتمتر مدل فاطر الکترونیک G 405 عقر به‌ای اندازه‌گیری شدند. جهت بررسی توزیع فلزات سنگین روی، مس، نیکل، کادمیوم، منگنز و سرب در خاک از روش اسپوزیتو⁵ و همکاران (1982) استفاده شد. در این روش چهار جزء محلول و تبادل، آلی، کربناتی و باقیمانده تفکیک شدند. جهت اجرای این روش به 2 گرم خاک، در هر مرحله 25 میلی‌لیتر از محلول عصاره‌گیر افزوده شد و به طور متوالی این کار انجام شد:

- جزء محلول و تبدالی: محلول نترات پتاسیم 25 میلی‌لیتر (KNO₃) 0/5 مولار 16 ساعت تکان دادن، سپس سه مرتبه شستشو با آب مقطر هر بار 2 ساعت تکان دادن،
- جزء آلی: 25 میلی‌لیتر محلول هیدروکسید سدیم (NaOH) 0/5 مولار به خاک باقی‌مانده از روش قبلی با 16 ساعت تکان دادن،
- جزء کربناتی: 25 میلی‌لیتر محلول اتیلن دی آمین تترا استیک اسید (EDTA) 0/05 مولار به خاک باقی‌مانده از روش قبلی و 2 ساعت تکان دادن،
- جزء باقی‌مانده: محلول اسید نیتریک (HNO₃) 4 نرمال و 16 ساعت حمام بخار در دمای 80 درجه سانتی-گراد. در هر مرحله شیک به وسیله شیکر دورانی در 150 دور در دقیقه انجام شد و پس از هر مرحله عصاره‌ها با سرعت 3500 دور در دقیقه سانتریفیوژ شده و نمونه‌ها با کاغذ صافی واتمن 42 صاف و در عصاره حاصله غلظت فلزهای سنگین توسط دستگاه جذب اتمی مدل واریان 220 اندازه‌گیری شد. غلظت کل فلزهای سنگین با استفاده از اسید نیتریک (HNO₃) 4 نرمال عصاره‌گیری شد. 15 میلی‌لیتر اسید به 2 گرم خاک افزوده شد و به مدت 12 ساعت در دمای 80 درجه سانتی‌گراد در حمام آب‌گرم قرار داده شدند (اسپوزیتو، 1982). تعیین غلظت قابل جذب عناصر سنگین در خاک با استفاده از عصاره‌گیر DTPA انجام شد (لیندزی و نورول⁶، 1978). برای سنجش مقدار فسفر از روش اولسن استفاده شد (اولسن و واناتب⁷، 1957). جهت محاسبات آماری از نرم افزار SAS 9 استفاده شد. مقایسه میانگین تیمارها با استفاده از آزمون دانکن در سطح پنج درصد صورت گرفت و نمودارها توسط نرم افزار Excel 2010 ترسیم شدند.

باشد (تیتاترلی و همکاران، 2007). آچیا¹ و همکاران (2009) هم گزارش کردند غلظت عناصر سنگین در کمپوست زباله شهری بیشتر از کودهای دامی است که به دلیل مواد اولیه تشکیل‌دهنده کمپوست می‌باشد. نژاد حسینی و همکاران (1390) گزارش کردند که غلظت منگنز در کود گاوی بیشتر از کمپوست زباله شهری می‌باشد که به دلیل ترکیبات موجود در رژیم غذایی دام‌ها می‌باشد. همچنین در مورد عنصر روی نیز پراپای و همکاران (2009) مشاهده نمودند که با کاربرد کمپوست مقدار روی، در دانه ذرت افزایش میابد.

هدف از این پژوهش، بررسی ویژگی‌های شیمیایی کمپوست حاصل از زباله‌های شهری و پیامدهای کاربرد آن بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک و بخش‌های مختلف فلزهای سنگین در سه نوع کلاس بافت خاک است.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در استان همدان در سال 1393-1392 به انجام رسیده است. برای انجام این آزمایش از سه نوع بافت خاک لومی، لوم شنی و رسی استفاده شد. خاک لومی و لوم شنی از موقعیت جغرافیایی "34° 96' 62" شمالی و "46° 87' 38" شرقی در استان همدان و خاک رسی از موقعیت جغرافیایی "26° 94' 21" شمالی و "42° 53' 38" شرقی در استان کرمانشاه برداشته شد. برای انجام این آزمایش از ذرات کمپوست با قطر 5 میلی‌متری کارخانه کمپوست سازی کرمانشاه استفاده شد. آزمایش به صورت کاملاً تصادفی در سه تکرار اجرا شد. در همه تیمارها خاک و کمپوست (0، 20، 40، 80 و 120 تن در هکتار) به خوبی با هم مخلوط و سپس در هر گلدان‌ها ترکیب خاک و کمپوست به میزان 10 کیلوگرم ریخته شدند. مجموعاً برای این پژوهش از 45 عدد گلدان استفاده گردیده است.

اسیدیته خاک با نسبت 1 به 5 خاک به آب به روش توماس² (1996)، قابلیت هدایت الکتریکی خاک (EC) با نسبت 1 به 5 خاک به آب به روش رودس³ (1996)، ماده آلی خاک به روش والکلی - بلک (1934)، بافت خاک به روش هیدرومتر (گی و ار⁴، 2002) و همچنین کاتیون‌های محلول شامل سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در عصاره 1 به 5 خاک به آب تعیین و توسط

¹ Achiba

² Thomas

³ Roades

⁴ Gee and Or

⁵ Sposito

⁶ Lindsay and Norvell

⁷ Olsen and Wanatabe

نتایج و بحث

بررسی ویژگی‌های کمپوست و خاک‌های مورد مطالعه
نتایج تجزیه شیمیایی و غلظت کل فلزهای سنگین در کمپوست زباله شهری در جدول (1) نشان داده

شده است. همانگونه که مشخص است روی با بیشترین غلظت عنصر سنگین به مقدار 319/8 میلی‌گرم در کیلوگرم است و کادمیوم کمترین غلظت را به مقدار ناچیز (کمتر از حد تشخیص دستگاه) در کمپوست مورد استفاده داشت و در ادامه بررسی‌ها این عنصر حذف شد.

جدول 1- ویژگی‌های شیمیایی کمپوست زباله شهری

میانگین	پارامتر	میانگین	پارامتر
862/4	Mg	6/9	pH
47/8	Pb _{Total}	6/1	ECe (dS m ⁻¹)
180/5	Mn _{Total}	47/5	OC (%)
319/8	Zn _{Total}	19/7	C/N
145	Cu _{Total}	703/4	K
0/00	Cd _{Total}	53/6	Na
35/8	Ni _{Total}	1002/6	Ca
30/89	Pb _{Total}		

غلظت عناصر بر حسب (mg/kg) می‌باشد.

خاک‌ها گردید. تأثیر بافت بر روی EC نیز معنی‌دار بوده است. در مورد اثر متقابل بین بافت خاک و سطوح کود مصرفی نیز مشاهده شد که این اثر در دو پارامتر PH و EC معنی‌دار بوده است.

شکل (1) تأثیر سطوح مختلف کمپوست بر شوری در بافت‌های مختلف را نشان می‌دهد. همانگونه که مشخص است در سطوح پایین کمپوست (کمتر از 40 تن در هکتار) بیشترین شوری مربوط به خاک لومی و در سطوح بالاتر کمپوست (بیش از 40 تن در هکتار) شوری خاک رسی بیشتر از دو بافت خاک دیگر بود است. بیشترین افزایش شوری در تیمار 120 تن کمپوست در هکتار در خاک رسی (510 μ S/cm) مشاهده شد. در دو بافت خاک دیگر نیز با افزایش کمپوست، شاهد افزایش شوری خاک می‌باشیم و در آن دو نیز بیشترین شوری در تیمار 120 تن در هکتار ایجاد شد تغییرات شوری با افزایش مقدار کمپوست در بافت لومی نسبت به دو بافت دیگر کمتر بود (جدول 4).

با توجه به داده‌های به دست آمده خاک با بافت رسی دارای pH حدود خشتی و از دو بافت خاک دیگر کمتر بوده است (جدول 2). از لحاظ قابلیت هدایت الکتریکی، خاک لوم دارای میانگین قابلیت هدایت الکتریکی 0/295 دسی زیمنس بر متر بود. اختلاف زیادی بین میزان کربن آلی و فسفر در هر سه بافت خاک وجود نداشته است ولی مقدار پتاسیم خاک با بافت رسی بیشتر از دو خاک دیگر بوده است. مقدار فلزهای سنگین روی، مس، سرب و منگنز در خاک با بافت رسی و مقدار نیکل در خاک لوم بیشتر از دیگر خاک‌ها بود. اندازه فراهمی فلزهای سنگین به جز عنصر منگنز در تمامی خاک‌ها در حد بسیار پایینی قرار دارد.

اثر کمپوست بر تغییرات pH و EC

نتایج تجزیه واریانس ویژگی‌های شیمیایی خاک در سه بافت مختلف در جدول (3) نشان داده شده است. نتایج تجزیه آماری نشان داد که کاربرد مقادیر مختلف کمپوست زباله شهری در خاک‌های با بافت مختلف در مقایسه با خاک شاهد، سبب دگرگونی‌های مختلف pH

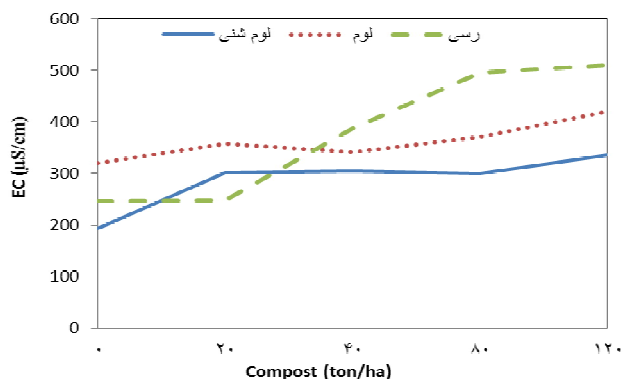
جدول 2- برخی ویژگی‌های مهم فیزیکی و شیمیایی در کلاس‌های بافتی خاک‌های مورد مطالعه

پارامتر	لومی	رسی	لوم شنی	پارامتر	لومی	رسی	لوم شنی
رس (%)	12	43	6	Ni _{Total} (mg/kg)	48	29	28
سیلت (%)	37	19	30	Cd _{Total} (mg/kg)	1/68	1/51	1/4
شن (%)	51	38	64	Pb _{Total} (mg/kg)	15	22	15
pH	7/8	6/98	7/33	Mn _{Total} (mg/kg)	308	421	250
EC (dS.m ⁻¹)	0/29	0/25	0/19	Zn (mg/kg)	1/33	1/02	2/36
OC (%)	1/15	1/11	0/94	Cu (mg/kg)	1/89	2/8	1/98
P _{available} (mg/kg)	6/02	6/52	5/31	Ni (mg/kg)	0/62	0/77	0/598
K _{Exchangeable} (mg/kg)	156	178	150	Cd (mg/kg)	0	0	0
Zn _{Total} (mg/kg)	51	91	30	Pb (mg/kg)	2/21	2/17	1/16
Cu _{Total} (mg/kg)	45	46	35	Mn _{available} (mg/kg)	18/5	19/1	8/73

جدول 3 - تجزیه واریانس دو pH و EC در بافت‌های گوناگون خاک و سطوح کودی کمپوست زباله شهری

منبع تغییرات	df	EC (dS.m ⁻¹)	pH
بافت	2	0/350**	1/3**
سطوح کود	4	0/30**	0/1**
بافت*سطوح کود	4	0/01**	0/03**
خطا	30	0/001	0/007

** نشان‌دهنده معنی‌دار بودن ناهمبندی‌ها در پایه آماری 1%



شکل 1- تغییرات EC سه بافت خاک مختلف تحت تیمار کمپوست زباله شهری

است اما در اغلب موارد این کاهش معنی‌دار نبوده است. با تجزیه مواد آلی در خاک اسید کربنیک و اسیدهای آلی نظیر سیتریک و مالیک تولید می‌شود و در نتیجه pH خاک تا حدودی کاهش می‌یابد (افیونی، 1986). گزارش‌های

در جدول (5) مقایسه میانگین اثر سطوح مختلف کمپوست روی pH و EC خاک در سه بافت مختلف نشان داده شده است. همانگونه که مشخص است با افزایش مقدار کمپوست pH به طور اندکی کاهش یافته

اثر کمپوست بر تغییرات عنصر روی

با توجه به نتایج جدول (6) مشاهده می‌شود که برای عنصر روی در هر سه بافت خاک تفاوت زیادی در حالت محلول و آلی وجود نداشته است. در بخش باقیمانده نیز اختلاف غلظت عنصر روی در بافت‌های مختلف دیده می‌شود و میانگین مقادیر بدست آمده برای این عنصر در بخش باقیمانده نسبت به سایر بخش‌ها (محلول، آلی و کربناتی) بزرگتر بوده است. ما و راول⁷ (1997) و ناروال⁸ و همکاران (1999) بیان کردند که عنصر روی غالباً در بخش باقیمانده قرار دارد. آچیا و همکاران (2009) گزارش کردند که به دلیل وجود اسید فولیک در کمپوست، زیست فراهمی روی افزایش پیدا می‌کند. آلماس و همکاران (2000) گزارش کردند که افزودن ماده آلی به خاک سبب انحلال روی به وسیله تشکیل کمپلکس‌های فلز-ماده آلی می‌گردد که این امر می‌تواند دلیلی برای افزایش حلالیت روی در تحقیق حاضر باشد. در بخش آلی بیشترین غلظت روی در تیمار 120 تن در هکتار خاک رسی (9/15) و کمترین اندازه در تیمار شاهد خاک لوم شنی (5/75) مشاهده شد. خدیوی بروجنی و همکاران (1384) بیان نمودند که کاربرد کمپوست زباله شهری سبب افزایش شکل آلی روی در خاک می‌شود که دلیل آن بالا بودن درصد مواد آلی در کودهای آلی می‌باشد. در شکل کربناته نیز بیشترین دگرگونی در تیمار 120 تن در هکتار خاک رسی بود ولی از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری با تیمار 80 تن در هکتار نداشت. دلیل افزایش بخش کربناتی را می‌توان به تشدید فعالیت‌های میکروبی و تولید CO₂ و واکنش روی با آن در حضور H₂O و همچنین واکنش روی با کلسیم خاک نسبت داد (باستا و اسلون⁹، 1999؛ وانگ و همکاران، 2008). همچنین مشاهده می‌شود که در بافت رسی نسبت به دو بافت دیگر دارای میانگین بیشتری است. در همین راستا اسکندر و همکاران (2001) بیان کرد که بخش رس خاک حدود 60% توزیع روی در خاک را کنترل می‌کند.

متضادی از کارهای تحقیقاتی سایر محققین در این زمینه وجود دارد. جونگ و شمس دین (1994) مشاهده کردند که با مصرف کمپوست، pH خاک به میزان 0/8 تا 1/4 افزایش یافته است. شبیه چنین نتیجه‌ای در آزمایش ماینارد¹ (1995) بدست آمد بطوری که افزودن کمپوست به میزان پنج تن در هکتار به مدت سه سال pH خاک را از 5/8 تا 6/4 افزایش داد. اما یافته‌های فوق با نتایج بواکوا و ملانو² (1994) همخوانی ندارد. در مورد پارامتر EC مشاهده شد که با افزایش مقدار کمپوست، EC نیز افزایش یافته و در هر سه بافت خاک در تیمار 120 تن در هکتار کمپوست بیشترین مقدار EC بدست آمده است. این نتایج دلالت می‌کند که کمپوست باعث افزایش املاح محلول در خاک شده است.

اثر کمپوست بر تغییرات فلزهای سنگین

در جدول (5) تجزیه واریانس اشکال فلزهای سنگین در سه بافت خاک و پنج سطح کمپوست نشان داده شده است. هماگونه که در جدول قابل مشاهده است عنصر روی در چهار بخش محلول، آلی، کربناته و باقیمانده وجود دارد و تأثیر بافت خاک و سطح کودی و اثر متقابل این دو بر هر چهار بخش این عنصر معنی‌دار بوده است. همچنین مس نیز در چهار بخش قرار داشته و اثر بافت و سطح کودی بر تمام بخش‌های آن (به استثنای بخش باقیمانده) معنی‌دار بوده است. مشاهده می‌شود که در بخش محلول تمام عناصر بافت، سطح کود و اثر متقابل بافت و کود معنی‌دار بود. در بخش باقیمانده در غالب موارد معنی‌دار بوده در حالی که، اثر بافت خاک بر فلزهای نیکل، منگنز و سرب در بخش باقیمانده معنی‌دار نبوده است. کندپال³ و همکاران (2004) بیان کردند که میزان مس، سرب، روی و مس با اضافه شدن کودهای لجن فاضلاب در سطح یک درصد ارتباط دارند، که به طور کلی با نتایج این تحقیق در یک راستا هستند.

در جدول 6 مقایسه میانگین بخش‌های مختلف فلزهای در سه بافت تحت تأثیر تیمارهای متفاوت نشان داده شده است. به طور کلی نشان داده شد که با افزایش کمپوست غلظت عناصر در خاک افزایش یافته است، این یافته با نتایج حاصل از تحقیقات ویلیامز⁴ و همکاران (1984)، چانگ⁵ و همکاران (1984) و سومار⁶ و همکاران همکاران (2003) هماهنگ است.

1. Maynard

2. Bevacqua and Mellano

3. Kandpal

4. Williams

5. Chang

6. Soumare

7. Ma and Rao

8. Narwal

9. Basta and Sloan

جدول 4 مقایسه میانگین pH و EC خاک در بافت‌های گوناگون خاک و سطوح مختلف کمپوست

کمپوست (ton/ha)	EC ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)		pH	
	لوم شنی	رسی	لوم شنی	رسی
0	0/194 ^f	0/247 ^{fe}	7/55 ^{ab}	7/07 ^d
20	0/301 ^{de}	0/248 ^{fe}	7/63 ^a	7/13 ^d
40	0/304 ^{de}	0/387 ^{dc}	7/36 ^{bc}	7/01 ^d
80	0/304 ^{de}	0/495 ^{ab}	7/34 ^c	7/04 ^d
120	0/336 ^{cd}	0/510 ^a	7/07 ^d	6/96 ^d

جدول 5- تجزیه واریانس غلظت اشکال فلزهای سنگین خاک در بافت‌های مختلف خاک و سطوح مختلف کمپوست

عنصر	منبع تغییرات	درجه آزادی	محلول	آلی	کربناتی	باقیمانده
روی	بافت	2	60/1 ^{**}	29/9 ^{**}	628/9 ^{**}	158/3 [*]
	سطح کود	4	0/52 ^{**}	0/52 ^{**}	0/53 ^{**}	4630 ^{**}
	بافت * سطح کود	8	0/02 ^{**}	0/10 ^{**}	0/06 ^{**}	771/2 ^{**}
	خطا	30	0/003	0/004	0/02	339/7
	بافت	2	15/2 ^{**}	7/3 ^{**}	10/7 ^{**}	71/5 ^{ns}
مس	سطح کود	4	14/1 ^{**}	16/4 ^{**}	13/5 ^{**}	102/2 ^{ns}
	بافت * سطح کود	8	0/73 ^{**}	0/84 ^{**}	1/4 ^{**}	119/2 ^{ns}
	خطا	30	0/02	6/22	0/06	55/5
	بافت	2	24/55 ^{**}	238/45 ^{**}	17/58 ^{**}	1993 ^{ns}
	سطح کود	4	22/56 ^{**}	55/91 ^{**}	11/74 ^{**}	21946 ^{**}
نیکل	بافت * سطح کود	8	0/43 ^{**}	1/99 ^{**}	0/84 ^{**}	2344 ^{ns}
	خطا	30	0/035	0/075	0/09	3612
	بافت	2	2/55 ^{**}	0/45 ^{**}	62/46 ^{**}	108/95 ^{ns}
	سطح کود	4	1/83 ^{**}	1/93 ^{**}	8/30 ^{**}	1196/4 ^{**}
	بافت * سطح کود	8	0/065 ^{**}	0/06 ^{**}	0/24 ^{**}	286/96 ^{ns}
منگنز	خطا	30	0/006	0/12	0/052	257/77
	بافت	2	0/64 ^{**}	2/26 ^{**}	12/88 ^{**}	26/43 ^{ns}
	سطح کود	4	1/06 ^{**}	2/76 ^{**}	5/89 ^{**}	19/67 ^{**}
	بافت * سطح کود	8	0/12 ^{**}	0/019 ^{ns}	0/59 ^{**}	7/49 ^{ns}
	خطا	30	0/015	0/018	0/004	1/37

** نشان‌دهنده معنی‌دار بودن ناهمبندی‌ها در پایه آماری 0/01 و ns معنی دار نبودن را نشان می‌دهد.

اثر کمپوست بر تغییرات عنصر مس

در مورد عنصر مس نیز مشاهده می‌شود که با افزایش مقدار کمپوست میانگین به دست آمده در تمام بخش‌ها افزایش یافته است و بیشترین اندازه‌ها به ترتیب در بخش باقیمانده، کربناتی، آلی و محلول به دست آمده است (جدول 6). آچپیا و همکاران (2009) نیز نشان دادند که مقدار مس در بخش آلی بیشتر از بخش محلول است. در بین سه کلاس بافت نیز مشاهده می‌شود که بافت رسی دارای بیشترین مقدار عنصر در بین دو بافت دیگر بود (میزان مس در بافت رسی تیمار 120 تن در هکتار 26/41 میلی گرم بر کیلو گرم بوده است). رس به

دلیل داشتن سطح ویژه بالا، وجود بارهای دائمی و وابسته به pH بیشتر، نفوذپذیری و آبشویی کمتر نسبت به دو بافت دیگر توانایی بیشتری در نگهداشت عناصر دارد. سیپوس و همکاران (2008) گزارش کردند که بیشترین میزان جذب فلزهای سنگین در نمونه‌هایی با درصد رس انبساط پذیر (اسمکتایت) بالا صورت می‌گیرد. همچنین مادرید و همکاران (2006) مشاهده نمودند که با افزایش سطوح کمپوست زباله شهری، حتی در خاک با بافت لوم شنی نیز تجمع مس صورت می‌پذیرد که به دلیل وجود مس در ماده اولیه کمپوست می‌باشد. مس پیوند یافته به مواد آلی موجود در خاک به تغییرات محیطی مانند تجزیه

می‌یابد. همچنین در خاک رسی نسبت به دو خاک دیگر غلظت این عنصر بیشتر بوده است و حداکثر غلظت آن در تیمار 120 تن کمپوست در هکتار خاک رس و در بخش کربناتی است (49/23 میلی گرم بر کیلوگرم). ساتون و همکاران (1978) بیان کردند که غالب فلزهای سنگین به وسیله کلئیدهای خاک جذب و تثبیت شده و جذب آنها توسط گیاه بسیار محدود می‌باشد. مطالعات زیادی نشان داده است که میزان فلزهای سنگین در بافت رسی بیشتر از بافت‌های درشت است (چارلزورس و همکاران 2003: مادرید و همکاران 2008: ژاو و همکاران 2010).

اثر کمپوست بر تغییرات عنصر سرب

برای عنصر سرب نیز در بخش محلول در هر سه بافت خاک در تیمارهای مختلف تفاوت معنی‌داری در غلظت دیده نشد. به طور کلی همانند سایر عناصر بخش باقیمانده و کربناتی به ترتیب دارای سهم بیشتری از غلظت کل عنصر سرب هستند. در همین راستا کندپال و همکاران (2004) بیان کردند که میزان سرب کربناتی بیشتر از سرب محلول است که با یافته‌های این تحقیق مطابقت دارد. کاباتا و همکاران (2007) گزارش کردند که در خاک‌های با بافت سنگین‌تر، سرب به میزان بیشتر در خاک تجمع می‌یابد که دلیل آن ایجاد کمپلکس با رس در خاک می‌باشد. ویژگی‌های ژئوشیمیایی سرب تا حدودی شبیه فلزهای قلیایی دو ظرفیتی است، از این رو می‌تواند جایگزین عناصری مثل پتاسیم، باریم و یا حتی کلسیم شود. والتر و کوواز³ (1999) بیان کردند که سرب در خاک اغلب در دو بخش باقیمانده و معدنی یافت می‌شود.

مواد آلی، پتانسیل رد اکس و pH حساس است و می‌تواند با گذشت زمان تحت شرایط محیطی مناسب، متحرک شود (کارزوسکا¹، 1996). سیمز و کلین (1991) گزارش گزارش کردند که آبشویی و جذب فلزها توسط گیاهان ممکن است سبب شود که توزیع فلزها در خاک تغییر یابد. به نظر می‌رسد که دگرگونی‌های اشکال گوناگون مس

می‌تواند ناشی از تجزیه مواد آلی موجود در کودهای آلی باشد. آلووی² (1990) بیان کرد که مس در pH قلیایی به صورت هیدروکسیدهای تقریباً نامحلول ته نشست می‌شود. در pH برابر 5، مس می‌تواند به صورت سولفید ته نشست شود.

اثر کمپوست بر تغییرات عنصر منگنز

با افزایش مقدار کمپوست غلظت منگنز نیز همانند سایر فلزها در بخش‌های مختلف افزایش یافته است (جدول 6). مشاهده می‌شود که در بخش باقیمانده بافت لوم شنی تفاوت معنی‌داری بین تیمارهای کمپوست اضافه شده ایجاد نشده است و همچنین در بافت لومی نیز این تفاوت زیاد بوده است و در آزمون مقایسه میانگین در دو کلاس طبقه‌بندی شده‌اند. برای منگنز نیز بخش کربناتی بیشتر از بخش آلی و محلول بوده است. همچنین گندمکار و همکاران (1382) بیان کردند که با افزایش منبع حاوی منگنز باعث می‌شود میزان این عنصر به صورت باقیمانده افزایش خواهد یافت که این نتایج با یافته‌های تحقیق حاضر در یک راستا هستند. قابلیت منگنز در تشکیل کمپلکس‌های آنیونی و لیگاندهای آلی می‌تواند حلالیت منگنز را حتی در pHهای قلیایی افزایش دهد (کاباتا-پندیاس، 2007). از این رو می‌توان بیان کرد که افزایش غلظت منگنز بر اثر افزایش کودهای آلی طبیعی است. جزء متصل به مواد آلی یک فاز نسبتاً پایدار در طبیعت است و در شرایط شدیداً اکسیدی می‌تواند برای گیاه فراهم باشد (بانات و همکاران، 2005).

کاباتا-پندیاس (2007) بیان کرد که مقدار منگنز در خاک بسیار متغییر بوده و از 10 تا 9000 میلی‌گرم بر کیلوگرم تغییر می‌کند و نشان داد که مقدار منگنز در سطح خاک با مقدار رس دارای همبستگی بالایی است. این پژوهشگر بیان کرد که منگنز در خاک عمدتاً به شکل اکسیدها و هیدروکسیدهای بی‌شکل وجود دارد. همچنین قابلیت دسترسی منگنز در خاک تحت تأثیر pH است و با افزایش مقدار pH قابلیت دسترسی آن برای گیاه کاهش

¹. Karczewska

². Allaway

³. Walter and Cuevas

جدول 6 - مقایسه میانگین شکل‌های مختلف عناصر سنگین خاک (میلی گرم بر کیلوگرم) در سه کلاس بافتی و سطوح مختلف کمپوست

باقیمانده	بافت لوم شنی			بافت رسی			بافت لوم			کمپوست (ton/ha)	عنصر		
	کربناتی	آلی	محلول	باقیمانده	کربناتی	آلی	محلول	باقیمانده	کربناتی			آلی	محلول
31/07 ^{def}	10/08 ^h	5/75 ^f	1/77 ^{ij}	26/52 ^{ef}	21/61 ^c	8/09 ^e	5/51 ^d	29/43 ^{def}	11/20 ^c	7/88 ^f	2/14 ^{hi}	0	
37/59 ^{cdef}	10/17 ^h	5/76 ⁱ	1/79 ^{ij}	46/4 ^{bcd}	22/01 ^b	8/13 ^d	5/62 ^c	27/49 ^{def}	11/26 ^e	7/89 ^f	3/23 ^g	20	
51/1 ^{bcd}	10/27 ^h	5/86 ^h	1/87 ⁱ	62/56 ^{cd}	22/09 ^{ab}	8/47 ^{ca}	5/59 ^b	25/17 ^f	11/31 ^{de}	8/02 ^e	3/29 ^g	40	Zn
78/50 ^b	10/57 ^g	5/94 ^{sh}	2/01 ⁱ	76/31 ^b	22/29 ^{aa}	8/84 ^b	6/19 ^a	73/32 ^{bc}	11/54 ^d	8/10 ^e	3/49 ^f	80	
116/92 ^a	10/93 ^f	6/03 ^g	2/29 ^h	61/30 ^{bcd}	22/32 ^a	9/15 ^a	6/21 ^a	58/38 ^{bcd}	11/54 ^d	8/22 ^d	3/64 ^e	120	
8/73 ⁱ	8/21 ^{fg}	1/78 ^{hg}	1/08 ⁱ	18/32 ^d	8/66 ^f	2/26 ^h	1/92 ^g	8/32 ⁱ	8/14 ^g	2/12 ^{hi}	1/88 ^g	0	
9/24 ⁱ	8/63 ^f	2/05 ^{fg}	1/08 ⁱ	18/69 ^d	9/30 ^c	2/69 ^g	2/27 ^f	11/69 ^f	8/46 ^{fg}	3/11 ^f	2/12 ^{fg}	20	
11/12 ^f	9/16 ^e	2/63 ^g	1/37 ^h	21/21 ^c	10/39 ^c	3/84 ^{cd}	3/82 ^d	12/21 ^f	9/37 ^e	3/52 ^{de}	2/32 ^f	40	Cu
11/36 ^f	9/91 ^d	3/40 ^{ef}	2/08 ^{fg}	22/22 ^b	11/50 ^b	5/07 ^b	4/85 ^b	12/42 ^f	10/09 ^{cd}	4/12 ^c	3/72 ^d	80	
13/49 ^e	10/19 ^{cd}	4/04 ^c	3/26 ^c	26/41 ^a	13/67 ^a	6/99 ^a	6/05 ^a	13/41 ^e	10/20 ^{cd}	5/38 ^b	4/54 ^c	120	
7/66 ^d	1/27 ⁱ	2/13 ^d	2/04 ^e	10/12 ^b	4/05 ^{bc}	2/92 ^b	2/22 ^{cd}	7/56 ^d	2/11 ^g	1/89 ^d	2/07 ^e	0	
7/67 ^d	1/91 ^h	2/13 ^d	2/11 ^e	10/21 ^b	3/92 ^d	3/01 ^b	2/50 ^c	7/63 ^d	2/14 ^g	2/08 ^d	2/11 ^e	20	
7/84 ^d	2/08 ^g	2/28 ^d	2/24 ^{ed}	11/31 ^{ab}	3/98 ^{bcd}	3/68 ^{ab}	2/57 ^c	7/89 ^d	2/18 ^g	2/36 ^d	2/40 ^{cd}	40	Pb
8/61 ^{cd}	3/62 ^e	2/84 ^c	2/60 ^c	11/86 ^a	4/09 ^b	3/89 ^a	3/03 ^{ab}	8/02 ^d	3/23 ^d	2/69 ^c	2/93 ^{ab}	80	
8/88 ^{cd}	3/95 ^{cd}	3/13 ^b	2/84 ^b	11/92 ^a	5/20 ^a	4/12 ^a	3/09 ^a	8/61 ^{cd}	4/00 ^{bcd}	2/78 ^c	2/98 ^{ab}	120	
46/50 ^d	43/25 ^j	13/16 ^l	10/21 ^j	61/26 ^b	45/60 ^g	20/62 ^e	12/35 ^g	46/20 ^d	46/48 ^{fg}	17/43 ⁱ	10/23 ^j	0	
46/61 ^d	44/96 ⁱ	14/43 ^k	10/93 ⁱ	62/23 ^b	46/32 ^g	22/51 ^d	13/44 ^e	46/31 ^d	46/51 ^{fg}	18/04 ^h	11/23 ^{hi}	20	
47/23 ^d	45/43 ^{hi}	16/52 ^j	11/54 ^h	62/89 ^b	46/93 ^{def}	23/27 ^c	14/19 ^d	46/83 ^d	46/80 ^{efg}	18/23 ^h	12/84 ^f	40	Mn
47/23 ^d	45/46 ^h	18/26 ^h	12/18 ^g	64/13 ^a	47/76 ^{bc}	25/29 ^b	15/22 ^b	48/43 ^c	47/37 ^{cd}	19/68 ^f	14/00 ^d	80	
47/36 ^d	47/17 ^{de}	19/01 ^g	14/95 ^d	65/58 ^a	49/23 ^a	28/65 ^a	16/21 ^a	48/96 ^c	48/08 ^b	22/79 ^d	14/81 ^c	120	
9/18 ^f	6/18 ⁱ	2/22 ⁱ	3/17 ^f	14/46 ^c	6/32 ^{hi}	2/27 ^{hi}	3/20 ^f	13/61 ^{cd}	9/68 ^c	2/45 ^{sh}	3/75 ^e	0	
10/05 ^{ef}	6/43 ^{hi}	2/42 ^h	3/26 ^f	17/35 ^b	6/68 ^{sh}	2/61 ^g	3/21 ^f	13/91 ^{cd}	9/99 ^c	2/86 ^f	4/06 ^{cd}	20	
11/11 ^e	7/05 ^g	2/98 ^{ef}	3/78 ^e	17/77 ^{ab}	7/44 ^f	3/05 ^{def}	3/88 ^e	14/23 ^c	10/57 ^b	3/04 ^{def}	4/19 ^c	40	Ni
11/63 ^e	7/46 ^f	3/07 ^{cde}	3/86 ^e	18/21 ^a	8/08 ^e	3/05 ^{def}	4/04 ^d	14/76 ^c	11/76 ^a	3/26 ^{bc}	4/85 ^b	80	
12/23 ^d	8/12 ^e	3/22 ^{bcd}	4/03 ^d	18/69 ^a	9/11 ^d	3/43 ^b	4/19 ^c	14/78 ^c	11/80 ^a	3/98 ^a	5/03	120	

یافت. در مورد عنصر روی مشاهده شد که بیشترین مقدار آن در بافت رسی و بخش باقیمانده در تیمار 120 تن از کمپوست بوده است. به طور کلی نتایج این تحقیق نشان دادند که عناصر سنگین عمدتاً در بخش‌های باقیمانده، آلی و کربناتی قرار می‌گیرند و میزان عناصر سنگین در بخش محلول دارای کمترین غلظت بود. زمانی که عناصر سنگین از سایر بخش‌ها به بخش باقیمانده وارد شوند در برابر آبشویی و جذب توسط گیاه تا حدود بالای محفوظ مانده و به میزان کمتری وارد سیستم غذایی بشر خواهند شد.

اثر کمپوست بر تغییرات عنصر نیکل

کاربرد تمامی سطوح کمپوست نسبت به شاهد سبب افزایش معنی‌داری در غلظت نیکل در خاک گردید. نتایج این پژوهش همسو با نتایج مادرید و همکاران (2006) و آچبیا و همکاران (2009) بود. این محققین مشاهده نمودند که کاربرد کمپوست حاصل از زباله‌های شهری سبب افزایش غلظت نیکل در بافت‌های گوناگون خاک گردید. به طور کلی برای تمام عناصر مورد مطالعه مشاهده شد که کمترین مقدار برای بخش محلول و بیشترین مقدار در بخش باقیمانده حاصل شد. بخش‌های آلی از بخش کربناتی دارای میانگین کمتری بوده است. همانگونه که مشاهده می‌شود در جدول 6 در بافت رسی بخش باقیمانده بین تیمارهای 80 و 120 تن در هکتار تفاوت معنی‌داری ایجاد نشده است. کندپال و همکاران (2004) بیان کردند که میزان نیکل کربناتی بیشتر از محلول است که با نتایج این تحقیق هماهنگی دارد.

بیشترین میزان غلظت نیکل در بخش کربناتی خاک لومی در سطح 120 تن کمپوست در هکتار بود (11/8 میلی گرم در کیلو گرم). باتجارگل¹ و همکاران (2010) گزارش کردند که مقدار نیکل از 27 تا 88 میلی-گرم بر کیلوگرم، به ترتیب در خاک‌های لوم شنی و شنی و آهکی لومی دیده می‌شود. افزایش قابلیت انحلال فلز-های سنگین و سرعت آبشویی آنها به سمت آب‌های زیرزمینی با تشکیل کمپلکس‌های فلز- ماده آلی، بیانگر این است که مواد آلی محلول قادرند ظرفیت انتقال فلز-های سنگین محلول خاک را بالا ببرند (بای² و همکاران، 2011). ژائو و همکاران (2006) بیان کردند که کاربرد کمپوست تفاوت معنی‌داری در غلظت نیکل خاک ایجاد نکرده است که همسو با نتایج این تحقیق نبود.

نتیجه‌گیری

کمپوست یک کود آلی مفید برای بهبود وضعیت فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک است. اما یکی از معایب این کود پتانسیل داشتن عناصر سنگین و مواد سمی است. در این تحقیق از پنج سطح کود کمپوست استفاده شده است تا وضعیت بخش‌های مختلف عناصر سنگین و دو پارامتر pH و EC به دست آید. نتایج این تحقیق نشان داد که افزایش کمپوست باعث کاهش pH خاک گردید. همچنین کاربرد کمپوست سبب افزایش EC شد. همانگونه که در نتایج این تحقیق نشان داد با افزایش مقادیر کمپوست غلظت فلزهای سنگین در خاک افزایش

¹. Batjargal

². Bai

فهرست منابع:

1. گندمکار، ا.، م.، کلباسی، ا.، قرآنی. 1382. اثر شیرابه کمپوست بر عملکرد و ترکیب شیمیائی ذرت و اثر باقیمانده آن بر بعضی خصوصیات خاک. پژوهش و سازندگی در زراعت و باغبانی. شماره 60: ص 1-8.
2. خوشگفتار منش، ا.، و م. کلباسی. 1381. اثر باقیمانده شیرابه بر ویژگی‌های خاک و رشد و عملکرد گندم. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. شماره 3. ص 141-148.
3. نژادحسینی، ط.، آستارایی، ع.، خراسانی، .، و امامی، ح. (1390). بررسی دو نوع کود آلی همراه با عناصر بر و روی بر عملکرد، اجزای عملکرد و غلظت عناصر غذایی در دانه ارزن معمولی. علوم زراعی جلد 9، شماره 1، صفحه، 70-77
4. Abdoli M.A. 2005. Municipal Solid Wastes Recovery. Tehran University, Tehran. Edition 1. PP 12-14.
5. Achiba, W.A., N. Gabteni, A. Lakhdar, G.L. Laing, M. Verloo, N. Jedidi, and T. Gallali. 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.
6. Afyuni, M. 1986. Extractability of iron, zinc and cadmium in sludge amended calcareous soil. MSc. Thesis, New Mexico State University, Las Cruces, USA.
7. Alloway, B.J., and A.P. Jackson. 1991. The behavior of heavy metals in sewage sludge amended soils. Science of the Total Environment. 100:151-176.
8. Aydinlp. C., and S. Marinova. 2003. Distribution and Forms of Heavy Metals in Some Agricultural Soils. Journal of Environmental Studies. 12: 629-633.
9. Basta, N.T., and J.J. Sloan. 1999. Bioavailability of heavy metals in strongly acidic soils treated with exceptional quality biosolids. J. Environ Qual. 28: 633–638.
10. Batjargal, T., E. Otgonjaral, K. Baek, and J.S. Yang. 2010. Assessment of metals contamination of soils in Ulaanbaatar, Mongolia. Journal of Hazardous Materials. 184: 872-876.
11. Banat, K.M., F.M. Howari, and A.A. Al-Hamada. 2005. Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should We Worry about Their Environmental Risks? Environmental Reserch. 97: 258-273.
12. Bai, J., B. Cui, B. Chen, K. Zhang, W. Deng, H. Gao, and R. Xiao. 2011. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. Ecological Modelling. 222:301-306.
13. Beyea, J. 1994. Composting Yard Trimmings and municipal solid waste, United States Environmenta. Protection Agency. EPA530-R-94-003. 12-14.
14. Bevacqua, K.F., and V.J. Mellano. 1994. Cumulative effects of sludge compost on crop yield and some soil properties. Communications in Soil Sci and Plant Analysis. 25 (3-4): 385-406.
15. Chang, A.C., J.C. Warneke, A.L. Page, L.J. Lund. 1984. Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. J. Environ. Qual. 13, 87.
16. Chodak, M., W. Broken, L. Ludwig, and F. Bees. 2001. Effects of temperature on the mineralization of C and N of fresh and mature compost in sandy material. Journal of Plant Nutrient Soil Science. 164: 284-294.
17. Charlesworth, S., M. Everett, R. McCarthy, A. Ordóñez, E. de Miguel. 2003. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. Environment International. 29: 563–573.

18. Figueroa, J., K. Wrobel, S. Afton, A. Joseph, J. Caruso, J. Corona, K. Wrobel. 2008. Effect of some heavy metals and soil humic substances on the phytochelatin production in wild plants from silver mine areas of Guanajuato, Mexico. *Chemosphere*. 70: 2084–2091.
19. Gee, G.W., and D. Or. 2002. Particle-size and analysis. In: Warren, A.D.(ed.). *Methods of soil analysis. Part 4. Physical Methods*. Madison. WI. USA. Pp. 255-295.
20. Hargreaves, J.C., M.S. Adl, P.R. Warman. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123: 1–14.
21. He, Z.L., A.K. Alva, P. Yan, Y.C. Li, D. Calvert, and D.J. Bankes. 2000. Nitrogen mineralization and transformation from compost and biosolids during field incubation in a sandy soil. *Soil Science*. 165: 161-169.
22. Jordao, C. P., C. C. Nascentes, P. R. Cecon, R.L. Fontes, J.L. Pereira. 2006. Heavy metals availability in soil amended with composted urban solid wastes. *Environ. Monit. Assess.* 112: 309–326.
23. Junag, T.C. And Z.H. Shamsuddin. 1994. Eeffect of combined compost-chemical fertilizer application on soil fertily and crop yield under rice corn rotation. Combined use of chemical and organic fertilizer procceding. *Malaysia* pp110-134.
24. Kandpal, G., B. Ram, P.C. Srivastavab, S.K. Singh. 2004. Effect of metal spiking on different chemical pools and chemically extractable fractions of heavy metals in sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*. 106B: 133–137.
25. Khoshgoftarmanesh, A.H., and M. Kalbasi. 2000. Effect of municipal waste leachate on soil properties and growth and yield of rice. *Communications in Soil Sci and Plant Analysis*. 33: 2011-2020.
26. Karczewska, A. 1996. Chemical speciation and fate of selected heavy metals in soils strongly polluted by copper smelters. In: Reuther, R. (Ed.), *Geochemical Approaches to Environmental Engineering of Metals*. Springer, New York, pp. 55–79.
27. Li, L., and F. Li, 2001. Heavy Metal Sorption and Hydraulic conductivity Studies Using Three Types of Bentnitr Admixes. *Journal of Environ.* 127: 420-429.
28. Lindsay, W.L., and W.A. Norvell.1978. Development of a DTPA Soil test for Zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.*42: 421-428.
29. Ma, L.Q, G.N. Rao. 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *J Environ Qual.* 26: 259–264.
30. Madrid, F., R. Lo´pez, F. Cabrera. 2006. Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 119: 249–256
31. Madrid, F., E.D. Barrientos, L. Madrid. 2008. Availability and bio-accessibility of metals in the clay fraction of urban soils of Sevilla. *Environmental Pollution*. 156: 605–610.
32. Marcote, I., T. Hernandez, C. Garcia, and A. Polo. 2001. Influence one or two successive annual application of organic fertilizers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. *Bioresour Technol.* 79: 147-154.
33. Maynard, A.A., 1995. Cumulative effect of annual additions of municipal solid waste compost on the yield of field growth tomatoes. *Compost science and utilization*. 3(2): 47-52.
34. Narwal R.P, B.R. Singh, B. Salbu. 1999: Association of cadmium, zinc, copper, and nickel with components in naturally heavy metal-rich soils studied by parallel and sequential extractions. *Communications in Soil Sci and Plant Analysis*. 30: 1209–1230
35. Olsen, S.R. and Wanatabe, F.S. 1957. A method to determine phosphorus adsorption maximum of soils as measured by the Langmuier isotherm" *Soil Sic. Soc. Am. Proc.* 21:144-149.

36. Perez, D.V., S. Alcantara, C.C. Ribeiro, R.E. Pereira, G.C. Fontes, M.A. Wasserman, T.C. Venezuela, N.A. Meneguelli, J.R. de Macedo, and C.A.A. Barradas. 2007. Composted municipal waste effects on chemical properties of a Brazilian soil. *Bioresour Technol.* 98: 525-533.
37. Prabhari, S. Chareerntanyarak, L. Siri, B. Moore. M. Barry, R. And Noller, N. 2009. Effects of residues from municipal solid waste landfill on corn yield and heavy metal content. *Waste Management* 29. 2316–2320.
38. Richards, B.K., T.S. Steenhuis, J.H. Peverly, M.B. McBride. 2000. Effect of sludgeprocessing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil column under accelerated loading. *Environ. Pollut.* 109, 327–346.
39. Roades, J.D. 1996. Salinity, electrical conductivity and total dissolved solids. Method of soil analysis, parss: .chemical methods. Madison. Wisconsin, USA. Pp: 417-436.
40. Singh, R.P., and M. Agrawal. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manag.* 28: 347-358.
41. Sipos, P., and T. Poka. 2005. Threshold Limit Values for Heavy Metals in the Function of Spatial and Temporal Variation of Geochemical Factors. Hungarian Academy of Sciences. 7p.
42. Soumare, M., F.M.G. Track, M.G. Verlas. 2003. Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali. *Bioresource Technology.*86
43. Sutton, A.L., D.W. Nelson, V.B. Mayrose, and J.C. Nye. 1978. Effects of liquid swine waste applications on corn yield and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.* 7(3): 325-333.
44. Sposito, G., L.J. Lund, A.C. Chang. 1982. Trace metal chemistry in arid zone field soils amended with sewage sludge. I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 260–264.
45. Tack, F.M.G., G. Du Laing, R. de Vos, B. vandecasteele, E. Lesage, M.G. Verloo. 2007. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estu. Cosat Shelf Sci*
46. Thomas, G.W. 1996. Soil pH and soil acidity in methods of soil analysis. Klute, A. (Ed.). Part3. Chemical methods. Madison, wisconsin, USA. 475-490.
47. Tittarelli, F., G. Petruzelli, B. Pezzarossa, M. Civilini, A. Benedetti, P.L.F. Sequi, M. Díaz, W.de Bertoldi, E. Bidlingmaier. 2007. Quality and agronomic use of compost. In: Stentiford (Eds.), *Compost Science and Technology*, Elsevier, Amsterdam, pp. 119–157.
48. Walkey, A., and I.A. Black. 1934. An Examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 37: 29–38.
49. Williams, D.E., J. Vlamis, A.H. Pukite, J.E. Corey.1984. Metal movement in sludge-treated soils following six years of sludge addition, I. Cd, Cu, Pb and Zn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 137-351.
50. Zhao, H.T., X.Y. Li, X.M. Wang, D. Tian. 2010. Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials.* 183: 203–210.
51. Zhao, B., M. Maeda, J. Zhang, A. Zhu, and Y. Ozak. 2006. Accumulation and Chemical Fractionation of Heavy Metals in Andisols After a Different, 6-year Fertilization Management. *ESPR – Environ Sci & Pollut Res.* 13 (2) 90 – 97