

تأثیر سطوح ورمی کمپوست بر قابلیت تحرک سرب و کادمیم در ستون‌های خاک

حمیدرضا اولیایی¹ و علی شریفی

استادیار گروه علوم خاک دانشگاه یاسوج: owliaie@gmail.com

دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه یاسوج: ali.sharifi1988@yahoo.com

دریافت: 92/4/22 و پذیرش: 93/5/21

چکیده

ماده آلی خاک می‌تواند بر میزان تحرک عناصر سنگین و آلودگی آب‌های زیرزمینی مؤثر باشد. به منظور بررسی تأثیر سطوح مختلف ورمی کمپوست بر میزان تحرک سرب و کادمیم در ستون‌های خاک 3 تیمار؛ شاهد (V_1)، 2% (V_2) و 4% (V_3) وزنی ورمی کمپوست با نمونه‌های خاک مخلوط شدند. لوله‌های پلی‌اتیلنی از خاک لوم رسی پر شده و آبیاری تیمارها در هشت دوره‌ی 10 روزه با پساب غنی شده از کادمیم و سرب (به ترتیب با غلظت‌های 20 و 40 میلی‌گرم بر کیلوگرم) صورت گرفت. در پایان هر دوره، نمونه‌های زه‌آب، جمع‌آوری شدند و pH، هدایت الکتریکی، کربن آلی قابل اکسایش و غلظت‌های سرب و کادمیم در آن اندازه‌گیری گردید. در انتهای دوره هشتم، نمونه‌های خاک مربوط به دو عمق 0-20 و 40-60 سانتی‌متری برداشت و تجزیه شدند. نتایج نشان داد که غلظت بیشینه سرب و کادمیم، کربن آلی قابل اکسایش و هدایت الکتریکی در زه‌آب در دوره‌های اول، در تیمار V_3 بود که با گذشت دوره‌های آبیاری از مقدار آن کاسته شد. عکس این روند در مورد pH مشاهده شد. بیشترین غلظت سرب و کادمیم تجمع یافته در عمق 0-20 سانتی‌متری ستون خاک مشاهده شد که این امر ناشی از تحرک پایین این عناصر در ستون‌های خاک بوده است. در تیمار شاهد، کادمیم و سرب بیشتری در لایه‌های سطحی و زیرین، جذب ذرات خاک شده بود که نشان‌دهنده تأثیر مثبت ورمی کمپوست در افزایش تحرک فلزات سرب و کادمیم و خروج بیشتر آن‌ها از ستون خاک بوده است. نسبت بالاتر غلظت سرب در لایه سطحی به عمقی در مقایسه با کادمیم بیانگر تحرک کمتر این عنصر در خاک است. بنابراین وجود مقدار مواد آلی بالا در خاک موجب تحرک بیشتر فلزات سنگین، به ویژه کادمیم، به لایه‌های تحتانی خواهد شد.

واژه‌های کلیدی: آبشویی، فلزات سنگین و ماده آلی

¹ نویسنده مسئول، آدرس: یاسوج، دانشگاه یاسوج، گروه علوم خاک

مقدمه

کاربرد لجن و پساب حاصل از تصفیه‌ی فاضلاب برای آبیاری در زمین‌های کشاورزی بخصوص در حاشیه شهرها در حال افزایش است (بهبهانی‌نیا و همکاران، 2008). در کشور ایران با توجه به شرایط آب و هوا و منابع محدود آب، استفاده از منابع آب و فاضلاب شهری به ویژه در بخش کشاورزی اجتناب‌ناپذیر و قابل توجه می‌باشد (هراتی و همکاران، 2011). پساب فاضلاب صنایع یا منابع دیگر حاوی مقدار قابل ملاحظه‌ای از فلزات سنگین آلاینده مثل کادمیم، مس، روی، کروم، نیکل، سرب و منگنز بوده که استفاده از آنها مشکلاتی را در خاک و آبهای زیرزمینی ایجاد می‌کند (لو و همکاران، 2012). وجود این فلزات در پساب‌ها و تجمع این عناصر (به ویژه کادمیم و سرب) در خاک از جمله موارد مهم زیست محیطی محسوب می‌شوند (سید و همکاران، 2002). انتقال فلزات سنگین در نیمرخ خاک می‌تواند منابع آب زیرزمینی را آلوده کند.

خاک مانند یک مخزن برای آلاینده‌ها است که قابلیت اتصال آن‌ها به مواد شیمیایی مختلف را دارد و با نیروهای مختلفی آن‌ها را به ذرات خاک متصل و نگهداری می‌نماید. تجمع بیش از حد فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی از طریق آبیاری با پساب فاضلاب منجر به آلودگی خاک می‌شود و به نوبه خود بدلیل انباشت بالقوه و تجمع زیستی که در محیط دارد، مشکلات جدی را در زنجیره‌ی غذایی ایجاد می‌کند (شرما و اگراول، 2004). جذب فلزات سنگین به شدت به اجزای خاک وابسته است که شامل رس‌های سیلیکاتی، ماده‌ی آلی (مردی و همکاران، 2009)، pH (ژیانوونگ و همکاران، 2008) و مقدار فلزات سنگین موجود در فاضلاب (ژیانو و همکاران، 1999) می‌باشد. گو و همکاران (2001) با بررسی زمین‌هایی که فاضلاب شهری به آن افزوده شده بود حرکت رو به پایین فلزات سنگین را در خاک‌های شنی با ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) پایین گزارش کردند. کو و همکاران (1985) نشان دادند که کادمیم در خاک‌های ریزبافت با CEC بالا نسبت به خاک‌های درشت بافت با CEC پایین‌تر، بیشتر حفظ می‌شود.

مواد آلی از طریق فرایند کلاته کردن عناصر می‌توانند بر تحرک فلزات سنگین در خاک تأثیر بگذارند، اگرچه شکل مواد آلی تأثیر مهمی بر تحرک فلزات سنگین دارد (ژیانو و همکاران، 1999). ماده‌ی آلی جامد افزوده شده به خاک با افزایش بارهای سطحی در خاک سبب افزایش نگهداری فلزات و کاهش تحرک آنها می‌شود

(کلارک و همکاران، 2007). همچنین ماده‌ی آلی به شکل محلول و کلوئیدی می‌توانند تحرک فلزات سنگین در خاک را افزایش دهند (تیپینگ و همکاران، 2003). با کاهش pH فلزات سنگین نامحلول دوباره متحرک می‌شوند (پرومر و همکاران، 2007). مک‌براید (1994) گزارش داد که فلز کادمیم در شرایط اسیدی از تحرک بالایی برخوردار است که دلیل آن جذب نسبتاً ضعیف کادمیم به ماده‌ی آلی، رس‌های سیلیکاتی و اکسیدها می‌باشد. سرکویرا و همکاران (2011) با بررسی جذب سرب در افق‌های مختلف خاک نتیجه گرفتند که بالاترین ظرفیت جذب سرب مربوط به افقی است که بیشترین مقدار pH و CEC داشته باشد. محققان زیادی افزایش فلزات سنگین خاک پس از کاربرد فاضلاب را گزارش کردند. مستشاری (1387) افزایش فلزات سرب، کادمیم، روی و نیکل در اراضی آبیاری شده قزوین و ام بیلا و همکاران (2001) افزایش فلزات روی و مس در خاک کشاورزی نیجره را گزارش نمودند.

با احداث تصفیه‌خانه آب شهر یاسوج برخی اراضی مجاور کارخانه با پساب تصفیه‌شده آبیاری می‌شوند. گسترش شهرک‌های صنعتی در شهر یاسوج امکان افزایش غلظت فلزات سنگین در پساب را افزایش می‌دهد. بنابراین، هدف از این تحقیق، مطالعه تغییر برخی خصوصیات خاک و آب زهکشی در نتیجه عبور متوالی پساب غنی‌شده با سرب و کادمیم از داخل ستون‌های خاک، بررسی نقش ماده آلی (ورمی-کمپوست) بر تحرک آنها و مقایسه میزان تحرک این دو عنصر در ستون خاک می‌باشد.

مواد و روش‌ها

تحقیق حاضر در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی در مدت 80 روز با سه سطح وزنی ورمی-کمپوست و در سه تکرار در آزمایشگاه گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه یاسوج انجام گردید. برای آماده کردن ستون‌های خاک از لوله‌های پلی‌اتیلنی استفاده شد که نه ستون خاک مربوط به آبشویی با پساب غنی‌شده با سرب و نه ستون دیگر مربوط به کادمیم بود. آزمایش در هشت دوره‌ی ده روزه انجام شد. نمونه خاک از عمق 0-20 سانتی‌متری مزرعه‌ی دانشگاه یاسوج با مختصات جغرافیائی "39° 11' 30" عرض شمالی و "51° 13' 35" طول شرقی برداشت شد. خاک مذکور جزء سری Fine mixed, thermic, Calcic Haploxeralfs بود. نمونه‌های خاک پس از هواخشک شدن، از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. به منظور زهکشی بهتر ستون‌های خاک، سنگریزه‌هایی به ارتفاع پنج سانتی‌متر در انتهای آن ریخته

سرب، از منابع نیترات کادمیم (20 میلی‌گرم بر کیلوگرم) و نیترات سرب (40 میلی‌گرم بر کیلوگرم) با توجه به اختلاف درجه تحرک این دو عنصر و منابع مطالعه شده استفاده شد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری MSTATC انجام گردید. میانگین‌ها توسط آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال 5% مقایسه گردید. نمودارها نیز با کمک نرم‌افزار Excel رسم شدند.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد نظر در جدول 1 نشان داده شده است. همچنین خصوصیات شیمیایی پساب تصفیه شده‌ی شهری یاسوج (خروجی) در جدول 2 نشان داده شده‌اند (سازمان آب و فاضلاب یاسوج، 1390).

نتایج تغییرات pH، هدایت الکتریکی، کربن آلی قابل اکسایش، سرب و کادمیم در نمونه‌های زه‌آب در طول 8 دوره آبیاری تیمارهای ورمی‌کمپوست توسط پساب غنی شده به سرب و کادمیم به شرح زیر مورد بررسی قرار گرفتند.

pH

در طی مراحل آبشویی ستون‌های خاک توسط پساب، تغییراتی در pH زه‌آب مشاهده شد (شکل 2). pH زه‌آب تیمارهای ورمی‌کمپوست (V_2 و V_3) ابتدا در دوره‌های دوم و سوم کاهش جزئی نشان داد که در دوره‌های بعدی به تدریج بر مقدار آن افزوده شد. نتیجه مشابهی نیز توسط توریبویو و رومانیا (2006) با مطالعه آبشویی خاک‌های لومی و رسی و همچنین آشورث و آلووی (2004) با مطالعه آبشویی خاک لوم شنی پس از کاربرد سطحی لجن فاضلاب گزارش شد. در مرحله اول آبیاری با پساب، pH زه‌آب تیمارهای V_3 (6/75) و V_2 (6/92) در مقایسه با تیمار شاهد V_1 (7/15) کاهش بیشتری را نشان داد که احتمالاً بدلیل تولید بیشتر اسیدهای آلی و یون هیدرونیوم در اثر فرایند نیتراتی شدن یون آمونیم موجود در ورمی‌کمپوست در محلول خاک دانست. جلالی و ارفع‌نیا (2010) کاهش pH زه‌آب خاک لوم شنی آهکی در شروع آزمایش را که لجن فاضلاب به آن اضافه شده بود در اثر فرایند نیتراتی شدن و تولید یون هیدرونیوم در محیط خاک اعلام نمودند. افزایش pH زه‌آب تیمارهای حاوی ورمی‌کمپوست احتمالاً بدلیل خاصیت بافری محیط خاک (وابسته به نوع و میزان رس، میزان آهک و ماده آلی) و همچنین افزایش درجه رقت خاک در اثر کاربرد مداوم پساب بوده‌است. جلالی و ارفع‌نیا (2010) نیز افزایش pH زه‌آب‌های خروجی با گذشت زمان را ناشی از ویژگی بافری خاک گزارش نمودند که کربنات‌کلسیم

شد. سپس نمونه‌ی خاک الک شده با مقادیر مشخص از ورمی‌کمپوست در سه سطح شاهد (V_1)، دو درصد (V_2) و چهار درصد وزنی (V_3) مخلوط شده و ستون‌ها تا ارتفاع مشخص از این خاک‌ها پر شدند. در پایان ارتفاعی حدود پنج سانتی‌متر شن ریز، بر روی نمونه‌ی خاک ریخته شد. ارتفاع نهایی ستون خاک 70 سانتی‌متر گردید. بخش انتهایی ستون خاک توسط درپوش پلی‌اتیلنی مسدود و یک عدد شیر در انتهای لوله تعبیه شد (شکل 1). برای تعیین حجم پساب مورد نیاز، درصد تخلخل خاک با توجه به جرم مخصوص ظاهری و حقیقی خاک تعیین و در نهایت بر اساس محاسبات 1/9 لیتر پساب غنی‌شده به همی‌ستون‌های خاک اضافه شد. پساب‌ها پس از عبور از ستون خاک با باز نمودن شیرهای خروجی درون ظروف نمونه‌برداری جمع‌آوری شدند. در مراحل بعدی به دلیل مرطوب بودن خاک درون ستون‌ها، پساب کمتری (بر اساس میزان رطوبت وزنی در ستون شاهد اضافی) به ستون‌های خاک اضافه شد. پس از اتمام مراحل هشت‌گانه، ستون‌های خاک برش داده شده و نمونه‌های خاک بخش بالایی و انتهایی ستون‌ها (عمق 0-20 و 60-40 سانتی‌متر) برداشته شدند. در نهایت 36 نمونه‌ی خاک مورد تجزیه قرار گرفتند.

pH توسط دستگاه هدایت‌سنج الکتریکی مدل specmeters، هدایت الکتریکی کربن آلی قابل اکسایش در نمونه‌های زه‌آب به روش تیتراسیون با فروسولفات آمونیوم مطابق با روش نلسون (1982)، اندازه‌گیری شدند. سدیم و پتاسیم به روش شعله‌سنجی (فلیم فوتومتر)، کلسیم و منیزیم به روش تیتراژ با EDTA 0/01 نرمال، کربنات و بی‌کربنات به روش تیتراژ با اسید سولفوریک 0/01 نرمال، کلر به روش تیتراسیون با نیترات نقره 0/01 نرمال (ریچاردز، 1954)، فسفر محلول به روش اولسن (1954)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) به روش استات سدیم در pH=8/2، بافت به روش هیدرومتر (دی، 1965)، نیترات به روش تیتراژ با فنل دی سولفونیک اسید (برمن، 1965) تعیین شد. فلزات سرب و کادمیم در نمونه‌های خاک ابتدا توسط DTPA عصاره‌گیری و سپس غلظت با دستگاه جذب اتمی واریان (AA240FS) قرائت شد (لیندسی و نورول، 1978).

نمونه‌برداری از پساب تصفیه شده‌ی شهری یاسوج از محل استخر کلرزی و جایی که پساب تصفیه شده از این ناحیه خارج می‌شد صورت گرفت. ویژگی‌های شیمیایی پساب تصفیه‌شده در جدول 2 ارائه شده است. به منظور غنی‌کردن پساب به فلزات کادمیم و

افزوده می‌شود (از 7/96 به 8/20) (جدول 3). برتون‌سینی و همکاران (2008)، شایان‌جزی و همکاران (1387) و گوئیل (2000) نیز افزایش pH خاک را پس از کاربرد فاضلاب در خاک گزارش کردند.

موجود در خاک از کاهش بیشتر pH در زه‌آب ستون خاک جلوگیری می‌کند. تخلیه‌ی پساب در خاک سبب افزایش مقدار pH در دو عمق 0-20 و 40-60 سانتی‌متری خاک در تیمارهای ورمی‌کمپوست در مقایسه با مقدار اولیه (7/7) شد که با افزایش عمق به صورت معنی‌داری بر pH



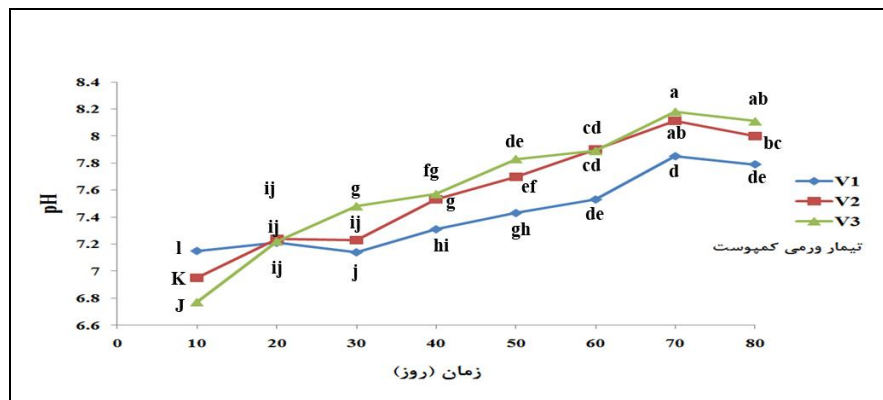
شکل 1- ستون‌های پلی‌اتیلنی مورد استفاده در این تحقیق

جدول 1- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده

| رس | سیلت | کلاس بافتی | کربنات کلسیم معادل | کربن آلی | نیتروژن - نیتراتی | فسفر (اولسن) | ظرفیت تبادل کاتیونی |
|--------|--------|------------|--------------------|----------|--------------------|--------------------|-------------------------|
| -----% | -----% | | -----% | -----% | mg L ⁻¹ | mg L ⁻¹ | cmol(+)kg ⁻¹ |
| 48/8 | 36/7 | CL | 37/6 | 0/6 | 5/2 | 5/3 | 37 |

| pH _s | هدایت الکتریکی dSm ⁻¹ | سدیم محلول* | پتاسیم محلول | کلسیم محلول | منیزیم محلول | کلر محلول | بی‌کربنات محلول | سرب محلول | کادمیم محلول |
|-----------------|----------------------------------|--------------------|--------------|-------------|--------------|-----------|-----------------|-----------|--------------|
| | | mg L ⁻¹ | | | | | | | |
| 7/7 | 0/4 | 8 | 10 | 13 | 8 | 0/9 | 1/5 | 0 | 0 |

* محلول در گل اشباع



شکل 2- تغییرات pH در زه‌آب تیمارهای مورد مطالعه

(میانگین‌های دارای یک حرف مشترک در سطح 5% آماری اختلاف معنی‌داری ندارند)

جدول 2- خصوصیات شیمیایی پساب تصفیه شده‌ی شهری یاسوج (خروجی)

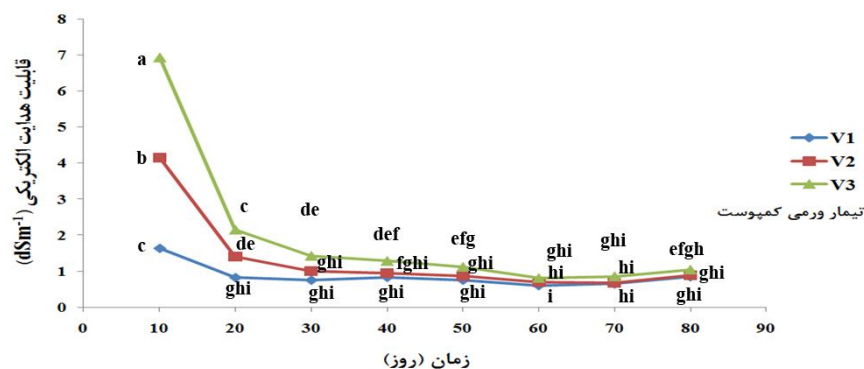
| پارامتر* | میانگین پساب | مرز استاندارد آلاینده‌ها برای پساب** | | |
|---------------------------|--------------|--------------------------------------|-----------------------|--|
| | | تخلیه به چاه‌های جاذب | تخلیه به آب- های سطحی | ارائه استاندارد شده جهت آبیاری با فاضلاب** |
| pH | 7/5 | 5 - 9 | 6/5-8/5 | 6/3-8/4 |
| شوری (dSm ⁻¹) | 0/9 | - | - | <3 |
| سدیم | 35 | - | - | 3-9 |
| پتاسیم | 5 | - | - | - |
| کلسیم | 3/4 | - | 75 | - |
| منیزیم | 2/5 | 4/1 | 100 | - |
| کلر | 1/5 | 16/9 | - | - |
| بیگربنات | 4/5 | - | - | 4-10 |
| نیتروژن-نیتراتی | 35 | 10 | 50 | 0/14 |
| فسفر محلول | 3 | 6 | 6 | 5-30 |
| کربن آلی قابل اکسایش | 30 | - | - | - |
| سرب | 0/02 | 1 | 1 | - |
| کادمیم | 0/01 | 0/1 | 0/1 | 5 |
| BOD | 30 | 30 | 30 | 0/01 |
| COD | 110 | 60 | 60 | - |
| TSS | 20 | - | 40 | - |
| TDS | 480 | - | - | - |

* واحد کلیه پارامترهای ردیف‌های 3 تا آخر، mg L^{-1} می‌باشد. ** این و همکاران (2005)

هدایت الکتریکی

هدایت الکتریکی زه‌آب در تیمارهای V_2 و V_3 در مقایسه با تیمار شاهد V_1 در تمام مراحل آبیاری با پساب بخصوص در مرحله اول افزایش نشان داد (شکل 3). رهاسازی یون‌های موجود در ورمی‌کمپوست و آزادسازی اسیدهای آلی و ورود آن به بخش محلول خاک می‌تواند دلیلی بر افزایش هدایت الکتریکی زه‌آب در مقایسه با تیمار شاهد V_1 باشد. از مقدار هدایت الکتریکی تیمارهای ورمی‌کمپوست با گذشت مراحل آبیاری پساب کاسته شد که احتمالاً به دلیل تخلیه نمک‌های خنثی خاک در مراحل ابتدایی و به تعادل رسیدن آزادسازی یون‌ها و اسیدهای آلی با میزان خروجی از ستون‌های خاک در مراحل بعدی آزمایش بوده‌است. بخشی از این کاهش هدایت الکتریکی نیز به دلیل خروج یون‌های جذب شده و یا نمک‌های محلول در خاک نیز بوده‌است. چن و همکاران (2010) نیز افزایش اولیه‌ی هدایت الکتریکی در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک را گزارش و بیان کردند

که هدایت الکتریکی زه‌آب ستون خاکی که به آن کمپوست اضافه شده در مقایسه با ستون خاک شاهد افزایش بیشتری داشته‌است. آن‌ها مشاهده کردند که با گذشت زمان از مقدار هدایت الکتریکی زه‌آب کاسته شد که احتمالاً نشان دهنده‌ی آبیاری بیشتر عناصر در مراحل اولیه و تخلیه‌ی عناصر از خاک بوده‌است. جلالی و ارفع-نیا (2010) و توریبو و رومانیا (2006) نیز نتایج مشابهی را گزارش کردند. عبور پساب (با هدایت الکتریکی 0/9 دسی‌زیمنس برمتر) از ستون‌های خاک، سبب افزایش هدایت الکتریکی تیمارهای حاوی ورمی‌کمپوست نسبت به مقدار اولیه‌ی آن در خاک (0/4 دسی‌زیمنس برمتر) شد که در عمق 0-20 سانتی‌متری بیشتر از عمق 40-60 سانتی‌متری بود (جدول 3). تیمار V_1 در عمق‌های مذکور هدایت الکتریکی بیشتری نسبت به تیمارهای V_2 و V_3 داشت، اما از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری با یکدیگر نداشتند.

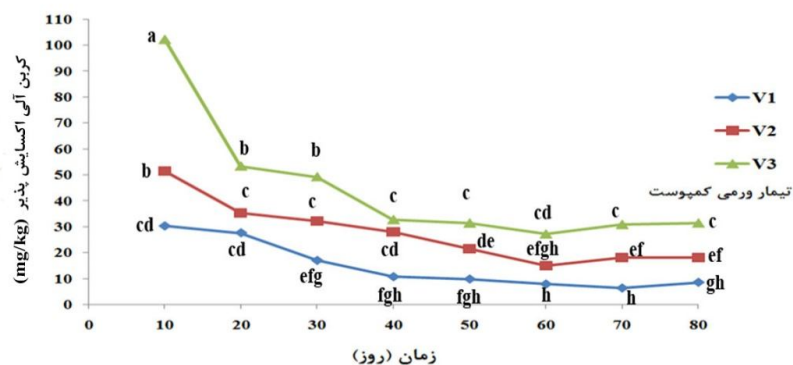


شکل 3- تغییرات هدایت الکتریکی در زه‌آب تیمارهای مورد مطالعه (میانگین‌های دارای یک حرف مشترک در سطح 5% آماری اختلاف معنی‌داری ندارند)

موجود در ورمی‌کمپوست بیشتر بوده است. در تمام مراحل کاربرد پساب، تیمار V3 بیشترین مقدار کربن آلی قابل اکسایش خروجی را در مقایسه با سایر تیمارها داشت. اینگلمو و همکاران (2012) نیز کاهش کربن آلی خروجی از زه‌آب ستون‌های خاک با گذشت زمان را گزارش کردند. آن‌ها تجزیه‌شدن کمپوست موجود در خاک را دلیلی بر افزایش کربن آلی خروجی از ستون‌های خاک دانستند. کوانراد و همکاران (1996) کاهش انتقال مواد آلی به عمق خاک را در طی زمان گزارش کردند. میزان کربن آلی در عمق سطحی 0-20 سانتی‌متری تیمار-های ورمی‌کمپوست بیشتر از عمق 40-60 سانتی‌متری بود (46) در برابر 31 میلی‌گرم بر کیلوگرم) که تیمار V3 در هر دو عمق مذکور در مقایسه با سایر تیمارها افزایش بیشتری نشان داد (جدول 3).

کربن آلی قابل اکسایش

میزان کربن آلی قابل اکسایش در پساب مورد استفاده 30 میلی‌گرم بر لیتر بوده‌است (جدول 2). میزان کربن قابل اکسایش کل در زهاب خروجی از ستون خاک کنترل با میزان آن در پساب اولیه تقریباً برابر بوده‌است. کربن آلی قابل اکسایش در زهاب خروجی در تیمارهای حاوی ورمی‌کمپوست به مراتب بیشتر از تیمار کنترل بوده‌است (51 و 102 میلی‌گرم بر کیلوگرم در مرحله اول آیشویی). مقدار این عامل در طی مراحل متوالی آیشویی به تدریج کاهش یافته به گونه‌ای که میزان کاهش تا مرحله چهارم شدیدتر و پس از آن تغییرات، جزئی می‌شوند به گونه‌ای که میزان کربن آلی قابل اکسایش در مرحله آخر در تیمارهای سه گانه V1 تا V3 به ترتیب 8/4، 21/0 و 39/6 میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌شود (شکل 4). میزان کربن آلی قابل اکسایش در تیمارهای V2 و V3 در مقایسه با خاک شاهد V1 بدلیل انحلال کربن آلی کل



شکل 4- تغییرات کربن آلی قابل اکسایش در زه‌آب تیمارهای مورد مطالعه (میانگین‌های دارای یک حرف مشترک در سطح 5% آماری اختلاف معنی‌داری ندارند)

جدول 3 - تغییرات ویژگی‌های شیمیایی مورد مطالعه در اعماق 0-20 و 20-40 سانتی متری تیمارهای مورد مطالعه

| عمق (cm) | ورمی کمپوست | pH | هدایت الکتریکی | کربن آلی قابل اکسایش | سرب | کادمیم |
|----------|----------------|--------------------|-------------------|----------------------|-------------------|-------------------|
| | | - | dSm ⁻¹ | mgkg ⁻¹ | | |
| 0-20 | V ₁ | 7/96 ^c | 0/99 ^a | 0/14 ^d | 5/83 ^a | 3/9 ^a |
| | V ₂ | 7/97 ^c | 0/93 ^a | 0/51 ^b | 4/08 ^b | 2/54 ^b |
| | V ₃ | 7/97 ^c | 0/92 ^a | 0/72 ^a | 3/7 ^b | 2/06 ^b |
| 40-60 | V ₁ | 8/17 ^b | 0/87 ^a | 0/09 ^d | 1/47 ^b | 1/54 ^c |
| | V ₂ | 8/18 ^{ab} | 0/82 ^a | 0/29 ^c | 1/12 ^b | 1/44 ^c |
| | V ₃ | 8/23 ^a | 0/84 ^a | 0/55 ^b | 1/15 ^b | 1/36 ^c |

در هر ستون، میانگین‌های دارای یک حرف مشترک در سطح 5% آماری اختلاف معنی‌داری ندارند.

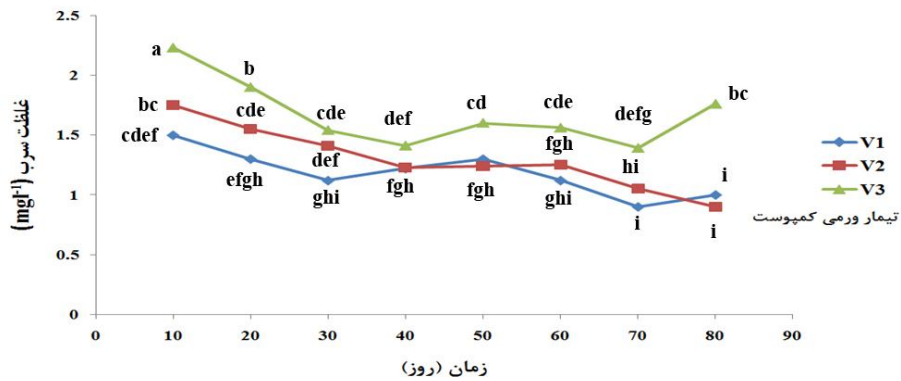
فلزات سنگین کادمیم و سرب

بیانگر جذب نسبی بیشتر سرب در مقایسه با کادمیم بوده- است. چنین روندی با کمی اختلاف برای دوره‌های بعدی برای دو عنصر مورد نظر نیز صادق بوده‌است. کاهش ابتدایی pH زه‌آب تیمارهای ورمی کمپوست منجر به افزایش تحرک سرب و کادمیم در مرحله‌ی اول آبیاری با پساب در مقایسه با سایر مراحل آبیاری شد.

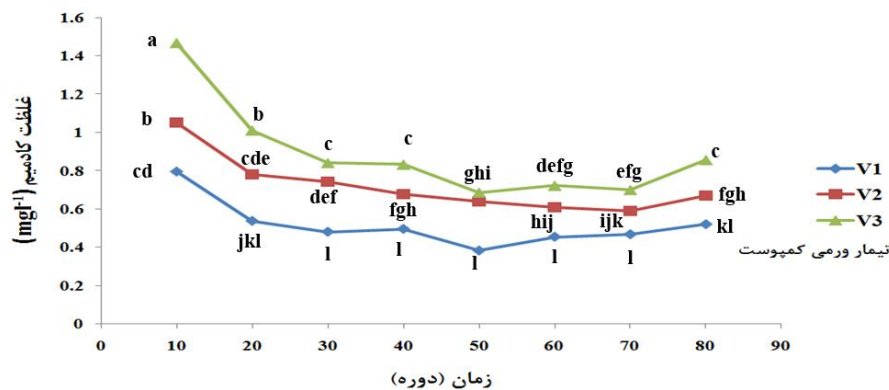
فوین (2002) گزارش کرد کاهش pH در اثر نفوذ فاضلاب به خاک افزایش تحرک فلزات سنگین را به دنبال دارد. ژیانولی و همکاران (2007) گزارش دادند که کاتیون‌های فلزی در شرایط اسیدی تحرک خیلی زیادی دارند. هال و همکاران (2012) افزایش تحرک کادمیم در خاک پس از آن‌که pH به کمتر از 7 رسید را گزارش کردند. در تمام مراحل آبیاری تیمارهای ورمی کمپوست کادمیم و سرب خروجی در تیمارهای V₂ و V₃ در مقایسه با تیمار شاهد V₁ بیشتر بود که احتمالاً به علت افزایش میزان کربن آلی خروجی توسط ورمی کمپوست اضافه شده بود. پیوند فلزات سنگین سرب و کادمیم با کربن آلی در افزایش تحرک آن در ستون خاک نقش بسزایی داشت. سیبه و فیسچر (1996) افزایش انتقال فلزات سنگین به عمق خاک را به دنبال کاربرد پساب گزارش کردند و دریافتند که علت افزایش تحرک فلزات سنگین، افزایش مقدار کربن آلی در سطح خاک بوده است. هری و همکاران (2004) افزایش کادمیم قابل عصاره‌گیری در خاک را با افزایش غلظت کربن آلی محلول در خاک مرتبط دانستند. افزایش مقدار pH و کاهش کربن آلی خروجی از تیمارهای ورمی کمپوست دلیلی بر کاهش غلظت سرب و کادمیم موجود در زه‌آب با گذشت مراحل آبیاری تیمارهای ورمی کمپوست بود.

غلظت پایین فلزات کادمیم و سرب در زه‌آب تیمارهای ورمی کمپوست در تمام مراحل آبیاری با پساب غنی‌شده به فلزات سرب و کادمیم نشان‌دهنده تحرک پایین آنها در طول ستون خاک و جذب آن توسط کلوئیدهای آلی و معدنی خاک می‌باشد (شکل 5 و 6). غلظت کادمیم و سرب در زهاب در ابتدای آزمایش افزایش یافت. نتایج همچنین نشان داد که با گذشت زمان تا مرحله پنجم از مقدار آن کاسته و از مرحله ششم تا مرحله آخر بر مقدار آن افزوده شد. آلبرگ و همکاران (2006) افزایش اولیه‌ی فلزات سنگین خروجی مثل سرب از نیمرخ خاک را پس از کاربرد لجن فاضلاب در خاک گزارش کردند. مرینگتون و همکاران (2003) اظهار نمودند که خواص لجن فاضلاب در آزادشدن ابتدایی فلزات سنگین از خاکی که به آن لجن فاضلاب اضافه شده نقش مهمی دارد. افزایش ابتدایی غلظت کادمیم و سرب خروجی از تیمارهای ورمی کمپوست بخصوص در ابتدای آزمایش احتمالاً بدلیل کاهش pH و افزایش کربن آلی کل خروجی از تیمارهای ورمی کمپوست می‌باشد.

غلظت کادمیم در دوره اول کاربرد پساب در تیمارهای V₁، V₂ و V₃، به ترتیب برابر 0/8، 1 و 1/46 میلی‌گرم در کیلوگرم و غلظت سرب در دوره اول کاربرد پساب در تیمارهای یاد شده به ترتیب 1/5، 1/75 و 2/23 میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است. با در نظر گرفت غلظت ورودی 20 و 40 میلی‌گرم در کیلوگرم کادمیم و سرب، میزان جذب سرب در تیمارهای V₁، V₂ و V₃ به ترتیب 96/3، 95/7 و 94/5 درصد در اولین مرحله آبیاری و برای سرب به ترتیب 96، 95 و 92/7 درصد بوده‌است که



شکل 5- تغییرات سرب در زه‌آب خروجی تیمارهای ورمی کمپوست (میانگین‌های دارای یک حرف مشترک در سطح 5% آماری اختلاف معنی‌داری ندارند)



شکل 6- تغییرات کادمیم در زه‌آب خروجی تیمارهای ورمی کمپوست (میانگین‌های دارای یک حرف مشترک در سطح 5% آماری اختلاف معنی‌داری ندارند)

که تیمار V1 نسبت به تیمارهای V2 و V3 سرب و کادمیم بیشتری در خاک جذب کرده بود. بنابراین دو فلز مورد مطالعه در تیمار V1 دارای تحرک کمتر و تجمع بیشتر در طول ستون خاک بود اما در تیمارهای V2 و V3 عکس این نتیجه مشاهده شد. نتایج جدول 3 همچنین نشان می‌دهد که ورمی کمپوست اثر معنی‌داری بر غلظت سرب و کادمیم در سطح خاک داشته است، در حالی که تفاوت معنی‌داری بین غلظت این دو عنصر در خاک زیرین در تیمارهای سه‌گانه ورمی کمپوست مشاهده نشد. این امر نشان می‌دهد که با افزایش عمق، به دلیل تثبیت سرب و کادمیم در لایه بالایی، اثر مثبت ماده آلی بر تحرک این دو عنصر کاهش می‌یابد. اینگلمو و همکاران (2012) افزایش تحرک فلزات سنگین سرب و کادمیم در ستون خاکی که کمپوست

غلظت دو فلز سرب و کادمیم در همه‌ی تیمار-های ورمی کمپوست در عمق 0-20 سانتی‌متری بیشتر از عمق 40-60 سانتی‌متری خاک بود (جدول 3). سلماسی و توسلی (2006) در یک مطالعه‌ی ستونی از خاک پی بردند که آبیاری ستون‌های خاک با فاضلاب غنی شده سرب و کادمیم سبب تجمع فلزات سنگین سرب و کادمیم در سطح خاک می‌شود. جلالی و ارفع‌نیا (2010) در بررسی تحرک فلزات سنگین در ستون خاک گزارش دادند که فلزات سنگین سرب و کادمیم در سطح خاک تجمع یافتند و غلظت آن‌ها با افزایش عمق خاک کاهش پیدا کرد. بهبهانی‌نیا و همکاران (2008) کاهش غلظت کادمیم با افزایش عمق خاک را مشاهده کردند. در بررسی تجمع سرب و کادمیم در بخش عمودی ستون خاک مشاهده شد

خاک می‌شود، اما برای آن‌ها شانس بیشتری برای انتقال ساده‌تر توسط مواد آلی محلول (در صورت وجود) فراهم می‌کند. الیوت و همکاران (1986) تحرک نسبی برخی از عناصر سنگین در خاک را بطور معمول به این ترتیب نشان دادند: $Cd > Zn > Cu > Pb$.

نتیجه‌گیری

فلزات سرب و کادمیم در تیمارهایی که ورمی-کمپوست به آن اضافه شده بود، تحرک نسبی بیشتری در طول ستون خاک داشتند. این فلزات در اثر پیوند با کربن آلی محلول قادر به تحرک بیشتری در نیمرخ خاک بوده و با غلظت بیشتری از زه‌آب خارج شدند. همچنین تجمع بیشتر این فلزات در عمق 0-20 سانتی‌متری خاک نشان-دهنده تحرک نسبتاً پایین فلزات مذکور در خاک بود. انتقال کمتر سرب از سطح خاک به عمق بیانگر تحرک کمتر و تثبیت بیشتر آن در مقایسه با کادمیم بوده‌است. بنابراین در تخلیه پساب تصفیه شده (به ویژه مناطق صنعتی) در محیط زیست باید دقت ویژه‌ای مبذول گردد. اگر پساب تصفیه‌شده به فلزات سنگین آلوده باشد و میزان کربن آلی خاک بالا باشد امکان آلودگی آب‌های زیرزمینی بیشتر می‌شود. همچنین با تجمع این فلزات در سطح خاک امکان جذب توسط گیاهان و ورود از طریق زنجیره غذایی فراهم می‌شود که پیامد ناگواری برای موجودات زنده در بر خواهد داشت. در نهایت مطالعات بیشتری برای بررسی عوامل محیطی مؤثر بر میزان جذب و انتقال این دو عنصر در خاک‌های مختلف پیشنهاد می‌گردد.

اضافه شده بود را گزارش دادند. خاک مورد مطالعه در این تحقیق دارای بافت نسبتاً سنگین و ظرفیت تبادل کاتیونی نسبتاً بالایی (37 سانتی مول بر کیلوگرم) بوده که این مورد منجر به افزایش جذب سرب و کادمیم در سطوح ذرات رس با بار منفی خاک شده و این امر تحرک آنها را در طول ستون خاک در مقایسه با یک خاک با بافت سبک کاهش داده‌است. سرکویرا و همکاران (2011) افزایش جذب سرب در افقی از خاک که مقدار CEC بالایی داشت را گزارش کردند. بنابراین کربن آلی تولید شده توسط ورمی‌کمپوست در تیمارهای V_2 و V_3 منجر به افزایش پیوند آن با فلزات سرب و کادمیم گردیده و تحرک آن را در بخش عمودی ستون خاک افزایش داد. اما در تیمار V_1 بدلیل CEC بالای خاک آزمایش، سرب و کادمیم تحرک پایینی داشت و بیشتر در سطح خاک تجمع یافت. همچنین بر اساس نتایج به دست آمده (جدول 3) نسبت غلظت سرب در لایه سطحی به لایه عمقی در تیمارهای V_1 ، V_2 و V_3 به ترتیب 3/97، 3/64 و 3/22 برابر کاهش و در مورد کادمیم به ترتیب 2/53، 1/76 و 1/51 برابر کاهش مشاهده شده‌است. این نتایج نشان می‌دهد که میزان تجمع سرب در سطح خاک در مقایسه با کادمیم بیشتر بوده‌است و در نتیجه تحرک سرب در این خاک کمتر از کادمیم بوده است. با افزایش میزان کمپوست نیز به دلیل افزایش حلالیت عناصر سنگین میزان انتقال از سطح به عمق افزایش داشته‌است. کامبرکو و همکاران (1996) دریافتند که مس و سرب با سطوح و مواد آلی محلول پیوند قوی‌تری نسبت به کادمیم و روی تشکیل می‌دهند. این فرایند منجر به تحرک کمتر آن‌ها در

فهرست منابع:

1. سازمان آب و فاضلاب یاسوج. 1390. گزارش آماری خصوصیات شیمیایی منابع آب ورودی و خروجی ایستگاه تصفیه فاضلاب شهرستان یاسوج.
2. شایان‌جزی، م.، ه. قربانی و م. فیضی. 1387. تأثیر استفاده از پساب در کشاورزی بر برخی از خواص شیمیایی خاک. دومین سمینار ملی: جایگاه آب‌های بازیافتی و پساب در مدیریت منابع آب، کاربردها در کشاورزی و فضای سبز. کد مقاله 191.
3. مستشاری، م. 1387. بررسی تأثیر استفاده از آب‌های نامتعارف در خاک‌ها و گیاهان زراعی. اولین سمینار ملی: جایگاه آب‌های بازیافتی و پساب در مدیریت منابع آب - چالش‌ها و راهکارها، 1387. مشهد.
4. Ahlberg, G., O. Gustafsson and P. Wedel. 2006. Leaching of metals from sewage sludge during one year and their relationship to particle size. *Environmental Pollution*, 144: 545-553.
5. Ashworth, D.J., and B. Alloway. 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution*, 127:137-44.

6. Behbahaninia, A., S.A. Mirbagheri and A.H. Javid. 2008. Heavy Metals Transport in the soil profiles under the application of sludge and wastewater. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 43: 407-416.
7. Bertoncini, E.I., V. D'Orazio, N. Senesi and M.E. Mattiazzo. 2008. Effects of sewage sludge on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids. *Bioresource Technology*, 99: 4972-4979.
8. Bremnen, J.M. 1965. Inorganic forms of nitrogen. pp. 1179-1237. In: Black, C.A. et al. (ed). *Methods of soil Analysis. Part 2. Agron. Monogr. 9.* ASA, Madison, WI.
9. Camobreco, V.J., B.K. Richards., T.S. Steenhuis., J.H. Peverly and M.B. McBride. 1996. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. *Soil Science*, 161: 740-750.
10. Cerqueira, B., E.F. Covelo, M. L. Andrade and F.A. Vega. 2011. Retention and mobility of copper and lead in soils as influenced by soil horizon properties. *Pedosphere*, 21(5): 603-614.
11. Chen, G., G. Du, C. Zheng, D. Huang, L. Tang, L. Wang and G. Shen. 2010. Transfer of heavy metals from compost to red soil and groundwater under simulated rainfall conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 181: 211-216.
12. Cid, B.P., J. Gonzalez and E.F. Gomez. 2002. Comparison of single extraction procedures, using either conventional shaking or microwave heating, and the Tessier sequential extraction method for the fractionation of heavy metals from environmental samples. *Analyst*, 127(5): 681-688.
13. Clark, G.J., N. Dodgshun, P.W.G. Sale and C. Tang. 2007. Changes in chemical and biological properties of a sodic clay subsoil with addition of organic amendments. *Soil Biological Biochemistry*, 39: 2806-2817.
14. Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. In: Black C.A. (ed.), *Methods of soil analysis.* American society of agronomy, Madison, WI. 545-566 p.
15. Eaton, A.D., L.S. Clesceri, A.E. Greenberg and M.A.H. Franson. 2005. *Standard methods for the examination of water and waste water.* American Public Health Association, Washington DC.
16. Elliott, H.A., M.R. Liberati and C.P. Huang. 1986. Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Journal Environmental Quality*, 15:214-219.
17. Foppen, J.W.A. 2002. Impact of high-strength wastewater infiltration on groundwater and Nelson, R.E. 1982. Carbonate and gypsum. In: page A. L., (ed.), *Method of soil analysis, part 2.* American society of agronomy, Madison, WI. 181-199.
18. Gohil, M.B. 2000. *Land Treatment of Wastewater.* New Age International (P) Ltd., Publishers, New Dehli.
19. Gove, L., C.M. Cook, F.A. Nicholson and A.J. Beck. 2001. Movement of water and heavy metals (Zn, Cu, Pb and Ni) through sand and sandy loam amended with biosolids under steady-state hydrological conditions. *Bioresource Technology*, 78: 171-179.
20. Hale, B., L. Evans and R. Lambert. 2012. Effects of cement or lime on Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn mobility in field-contaminated and aged soils. *Journal of Hazardous Materials*, 199- 200: 119-127.
21. Harati, M., M. Varavipour, M. Tamadon Rastegar and B. Foghi. 2011. Effect of urban wastewater usage and problems of accumulation of heavy metals in agricultural lands (south of Tehran). *African Journal of Agricultural Research*, 6(14): 3224-3231.
22. Herre, A., C. Siebe and M. Kaupenjohann. 2004. Effect of irrigation water quality on organic matter, Cd and Cu mobility in soils of central Mexico. *Water Science and Technology*, 50 (2): 277-284.

23. Ingelmo, F., M.J. Molina, M.D. Soriano, A. Gallardo and L. Lapena. 2012. Influence of organic matter transformations on the bioavailability of heavy metals in a sludge based Nelson, R.E. 1982. Carbonate and gypsum. In: page A. L., (ed.), Method of soil analysis, part 2. American society of agronomy, Madison, WI. 181-199.
24. Jalali, M., and H. Arfania. 2010. Distribution and fractionation of cadmium, copper, lead, nickel and zinc in a calcareous sandy soil receiving municipal solid waste. *Environmental Monitoring Assessment*, 173: 241-250.
25. Kuo, S., E.J. Jellum and A.S. Baker. 1985. Effects of soil type, liming, and sludge application on zinc and cadmium availability to swiss chard. *Soil Science*, 122: 350-359.
26. Lindsay, W.L. and W.A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society American Journal*, 42: 421-428.
27. Luo, X., S. Yu, Y. Zhu and X. Li. 2012. Trace metal contamination in urban soils of China. *Sci. Total Environ*, 441-442, 17-30.
28. Mbila, M.O., M.L. Thompson, J.S.C. Mbagwu and D.A. Laird. 2001. Distribution and movement of sludge derived trace metals in selected Nigerian soils. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1667-1674.
29. Merdi, P., L.T. Gharbi and Y. Lucas. 2009. Pb, Cu and Cr interactions with soil: sorption experiments and modeling. *Colloids Surf. Physicochemical Engineering Aspects*, 347: 192-199.
30. Merrington, G., I. Oliver, R.J. Smernik and M.J. McLaughlin. 2003. The influence of sewage sludge properties on sludge-borne metal availability. *Advances in Environmental Research*, 8: 21-36.
31. Nelson, R.E. 1982. Carbonate and gypsum. In: page A. L., (ed.), Method of soil analysis, part 2. American society of agronomy, Madison, WI. 181-199. drinking water supply: the case of Sanaa, Yemen. *Journal of Hydrology*, 263: 198-216.
32. Olsen, S.R., V. Cloe., F.S. Watnebe and L.A. Pean. 1954. Estimation of available phosphorous in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA, 1939 USA.
33. Page, A.L. 1982. Methods of Soil Analysis, Part 2. American Society of Agronomy, Madison, WI. 181-199.
34. Page, M.C., D.L. Sparks, M.R. Noll and G.J. Hendricks. 1987. Kinetics and mechanisms of potassium release from sandy Middle Atlantic Coastal Plain soils. *Soil Science Society American Journal*, 51:1460-1465.
35. Prommer, H., M.E. Grassi, A.C. Davis and B.M. Patterson. 2007. Modeling of microbial dynamics and geochemical changes in a metal bioprecipitation experiment. *Environmental Science Technology*, 41 (24): 8433-8438.
36. Sharma, R. K., and M. Agrawal. 2004. Effects of wastewater irrigation on heavy metal accumulation in soil and plants around Varanasi. In: Fiona M. Marshall (Ed.), Proceedings of National Seminar, New Horizons in Environmental Sciences and Engineering in India, 17-19 November 2004, Bangalore, abstract no.7: 8, 2004.
37. Quanrud, D.M., R.G. Arnold, L.G. Wilson and M.H. Conklin. 1996. Effect of soil type on water quality improvement during soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*, 33: 419-431.
38. Richards, L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. U. S. Salinity Laboratory Staff. USDA. Hand book No. 60. Washington, D C, USA. 160 pp.
39. Salmasi, R., and A. Tavassoli. 2006. Pollution of south of Tehran ground waters with heavy metals. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 3(2): 147-152.
40. Sibe, C., and W.P. Fischer. 1996. Effect of long-term irrigation with untreated effluent in soil properties and heavy metal absorption of Leptosols and Vertisols in central Mexico. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 159: 357-364.

41. Tipping, E., J. Rieuwerts, G. Pan, M.R. Ashmore, S. Lofts, M.T.R. Hill and M.E. Farago. 2003. The solid-solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales. *Environmental Pollution*, 125: 213–225.
42. Toribio, M., and J. Romanya. 2006. Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Science of the Total Environment*, 363: 11-21.
43. Xiao, C., Q.L. Ma and T. Sarigumba. 1999. Effects of soil type on trace metal leachability from papermill ashes and sludge. *Journal of Environmental Quality*, 28: 321-333.
44. Xiaohung, X., L.J. Zhu, B.W. Guo and S.Y. He. 2008. Adsorption of mercury on laterite from Guizhou Province, China. *Journal of Environmental Sciences*, 20(11): 1328–1334.
45. Xiaoli, C., T. Shimaoka, C. Xianyan, G. Qiang and Z. Youcai. 2007. Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: implication in risk assessment and reclamation. *Journal of Hazardous Materials*, 144: 485–491.