

با حفظها  
مختلف

۳  
۲.۶ - ۲ - ۱  
نقده



۱۹۵۷

# تأثیر لجن فاضلاب بر غلظت جیوه در خاک و گیاه ذرت

پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست  
مریم کریم پور

استاد راهنما  
دکتر عباس اسماعیلی ساری

۱۳۸۶ / ۴ / ۲۲

استاد مشاور  
دکتر مجید افیونی

کتابخانه اطلاعات مدرک علمی ایران  
موسسه تحقیقات گیاهپزشکی  
تهران

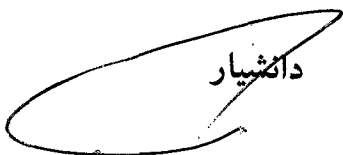

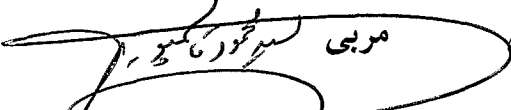
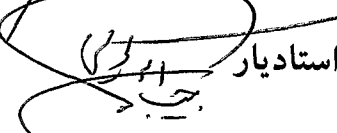

۱۹۵۳۷

## تأییدیه اعضای هیات داوران حاضر در جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد

اعضای هیات داوران نسخه نهائی پایان نامه خانم مریم کریم پور

تحت عنوان: تاثیر لجن فاضلاب بر غلظت جیوه در خاک و گیاه ذرت

را از نظر فرم و محتوی بررسی نموده و پذیرش آنرا برای تکمیل درجه کارشناسی ارشد پیشنهاد می کنند.

اعضای هیات داوران	نام و نام خانوادگی	رتبه علمی	امضاء
۱- استاد راهنما	دکتر عباس اسماعیلی	دانشیار	
۲- استاد مشاور	دکتر مجید افیونی	دانشیار	
۳- نماینده شورای تحصیلات تکمیلی	مهندس سید محمود قاسمپوری	مربی	
۴- استاد ناظر	دکتر حبیب .. یونسی	استادیار	
۵- استاد ناظر	دکتر نادر بهرامی فر	استادیار	

## آیین نامه چاپ پایان نامه (رساله) های دانشجویان دانشگاه تربیت مدرس

نظر به اینکه چاپ و انتشار پایان نامه (رساله) های تحصیلی دانشجویان دانشگاه تربیت مدرس، مسیبن بخشی از فعالیتهای علمی - پژوهشی دانشگاه است بنابراین به منظور آگاهی و رعایت حقوق دانشگاه، دانش آموختگان این دانشگاه نسبت به رعایت موارد ذیل متعهد می شوند:

ماده ۱: در صورت اقدام به چاپ پایان نامه (رساله) ی خود، مراتب را قبلاً به طور کتبی به «دفتر نشر آثار علمی» دانشگاه اطلاع دهد.

ماده ۲: در صفحه سوم کتاب (پس از برگ شناسنامه) عبارت ذیل را چاپ کند:

«کتاب حاضر، حاصل پایان نامه کارشناسی ارشد / رساله دکتری نگارنده در رشته مخبره‌شناسی است که در سال ۱۳۸۵ در دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس به راهنمایی سرکار خانم / جناب آقای دکتر عباس اسماعیلی ساری، مشاوره سرکار خانم / جناب آقای دکتر محمد امینی و مشاوره سرکار خانم / جناب آقای دکتر \_\_\_\_\_ از آن دفاع شده است.»

ماده ۳: به منظور جبران بخشی از هزینه‌های انتشارات دانشگاه، تعداد یک درصد شمارگان کتاب (در هر نوبت چاپ) را به «دفتر نشر آثار علمی» دانشگاه اهدا کند. دانشگاه می تواند مازاد نیاز خود را به نفع مرکز نشر در معرض فروش قرار دهد.

ماده ۴: در صورت عدم رعایت ماده ۳، ۵۰٪ بهای شمارگان چاپ شده رابه عنوان خسارت به دانشگاه تربیت مدرس، تأدیه کند.

ماده ۵: دانشجو تعهد و قبول می کند در صورت خودداری از پرداخت بهای خسارت، دانشگاه می تواند خسارت مذکور را از طریق مراجع قضایی مطالبه و وصول کند؛ به علاوه به دانشگاه حق می دهد به منظور استیفای حقوق خود، از طریق دادگاه، معادل وجه مذکور در ماده ۴ را از محل توقیف کتابهای عرضه شده نگارنده برای فروش، تامین نماید.

ماده ۶: اینجانب مریم کریم پور دانشجوی رشته مخبره‌شناسی مقطع کارشناسی ارشد تعهد فوق و ضمانت اجرایی آن را قبول کرده، به آن ملتزم می شوم.

نام و نام خانوادگی: مریم کریم پور  
تاریخ و امضا: [امضا]

تلفات مرکز علمی  
تاریخ: ۱۳۸۵/۰۵/۰۵

تقدیم به:

پدر و مادر مهربانم که گام هایم به برکت و بوجدشان استوار است

آنان که توانایی دستها یم از کم توانی دست هاشان است

تقدیم به فوهرانم که شخصیتشان را در باغ هستی به انتظار می نشینم

"پشت دریاها شهری است

که در آن پنجره ها رو به تبلی باز است.

بام ها جای کبوترهایی است. که به خواره هوش بشری می نگرند.

پشت دریاها شهری است

که در آن وسعت فورشید به اندازه پشمان سمر فیزان است."

مجموعه اشعار دکتر علی بنی  
مستشرق

تشکر و قدردانی

آنکس را می ستایم که ستایش گویندگان تا آخرین حد مبالغه وصف کمالش را کفایت نکند و هرچه بکوشند یک از هزار آن را سپاس نتوانند. چه اقیانوس ژرفی که غواص خرد بازیچه کوچکترین موجش گردد، همی شنا کند و در جزر و مد آن دریای بیکران بی اختیار بدین سوی و آن سوی رود. ولی سرانجام همچون دسته ای خاشاک تسلیم تلاطم امواج شود، دستی تهی به ساحل آورد و اندامی سخت خسته و فرسوده به کنار کشد. آری جهان هستی با همه بدایع و عجایب، محصول کارگاه آن شاهکار بزرگ است که با قلم سحرآمیز خود چنین نقش و نگاری را در عالم خلقت به وجود آورده است. از این همه گشت و گذار و از این همه سیر و سیاحت در جهان هستی، تو را می جویم. یقین که الطاف بیکران آن دانای بی همتا مرا یاری فرمود قدم در راه تحصیل علم گزارم. تا شاید در مسیر علم آموزی و کشف اسرار الهی، معرفتی هرچند ناچیز از آن خالق یکتا کسب کرده، سپاس نعمت و حق بندگی را آن طور که شایسته اوست به جای آورم. الهی، دامنه لغت کوتاه است و هیجان ضمیر بی پایان، دل می خروشد و جان می نالد، معانی در صندوق سینه برسرهم توده و انباشته است، کو آن واژه ای که بتواند ترجمان احساسات باشد و اسرار دل را بی پروا فاش کند؟!

اینک که به مدد او این تحقیق را به پایان رسانده ام بر خود لازم می دانم که از اساتید فاضل و گرانقدرم آقای دکتر عباس اسماعیلی ساری و آقای دکتر مجید افیونی که زحمت راهنمایی مرا در این مسیر تقبل نمودند، صمیمانه سپاس گزاری نمایم. حقا که این دو استاد گرامی از بزرگترین استادان علم آلودگی محیط زیست بوده و کشور به داشتن چنین سرمایه های ارزشمندی افتخار می کند. بسیار مفتخرم که این پایان نامه بهانه ای شد تا سعادت شاگردی این دو استاد فرزانه نصیبم گردد. راهنمایی های ارزشمند استاد دلسوزم آقای دکتر افیونی در تمام مراحل انجام کار روشنگر راهم بود. بی شک بدون این همکاری ها و راهنمایی ها اتمام این تحقیق کاری بس دشوار و امری محال بود. محبت های بی پایان پدر و مادر و خواهرانم را که نه فقط در این راه بلکه در تمام مراحل زندگی مشوق و راهنمای من بودند ارج می نهم، از صمیم قلب از آنها سپاس گزارم. از استادان بزرگووارم آقای دکتر یحیی رضایی نژاد و آقای مهندس سید محمود قاسمیپوری که در مراحل انجام نمونه برداری و آنالیز نمونه ها همواره راهنمای من بودند، صمیمانه سپاس گزاری می کنم. از کارشناسان آزمایشگاه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان و آزمایشگاه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی نور، آقای مهندس صدر ارحامی و خانم مهندس حق دوست و خانم مهندس شکری، نیز کمال سپاس را دارم. از همکاری صمیمانه دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی نور، دانشکده خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان و مزرعه تحقیقاتی لورک متشکرم. در پایان سزاوار می دانم از کلیه عزیزانی که هر یک به نوعی مرا در پیمودن این راه یاری نمودند صمیمانه تشکر کنم.

## چکیده:

به منظور ارزیابی خطر جذب جیوه (Hg) توسط گیاه از خاک تیمار شده با لجن فاضلاب، در مرکز ایران در طول پنج سال، آزمایشی با سه سطح لجن فاضلاب (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار  $Mg\ ha^{-1}$ ) و تیمار شاهد (بدون لجن) در قالب طرح پلات های خرد شده و در سه تکرار، به صورت کاملاً تصادفی اجرا شد. در سال اول به کل پلات، در سال دوم به  $4/5$ ، در سال سوم به  $3/5$ ، در سال چهارم به  $2/5$  و در سال پنجم به  $1/5$  هر پلات لجن اضافه گردید. غلظت Hg موجود در لجن مصرفی  $10-4\ mg\ kg^{-1}$  و حداکثر نرخ بارگیری Hg لجن در خاک  $5\ kg\ ha^{-1}$  اندازه گیری شد. بنابراین مقدار کلی لجن به کار رفته در پلات ها بر اساس  $Mg\ ha^{-1}$  به صورت: ۱۰۰ و ۵۰، ۲۵، ۰ (در پلات یکبار کاربرد لجن)، ۲۰۰ و ۱۰۰، ۵۰، ۰ (در پلات دوبار کاربرد)، ۳۰۰ و ۱۵۰، ۷۵، ۰ (در پلات سه بار کاربرد)، ۴۰۰ و ۲۰۰، ۱۰۰، ۰ (در پلات چهار بار کاربرد) و ۵۰۰ و ۲۵۰، ۱۲۵، ۰ (در پلات پنج بار کاربرد) می باشد. بعد از پنج سال، از دو عمق ۲۰-۴۰ و ۲۰-۴۰ سانتی متری خاک، ریشه، ساقه و دانه گیاه ذرت واقع در بخش های مختلف پلات ها نمونه برداری شد. به طور کلی استفاده از لجن باعث افزایش معنی دار غلظت جیوه خاک هر دو عمق گردید. ۹۰ تا ۱۰۰ درصد کل جیوه ای که در اثر اضافه کردن لجن طی ۵ سال گذشته به خاک این منطقه اضافه شده بود، همچنان در عمق ۴۰ cm سطح خاک قرار داشت. غلظت Hg نمونه های خاک در دامنه ای بین  $22\ \mu g\ kg^{-1}$  (در نمونه های شاهد) تا  $1200\ \mu g\ kg^{-1}$  (در پلات هایی که ۵ سال متوالی لجن با حجم  $100\ Mg\ ha^{-1}$  دریافت کرده بودند) اندازه گیری شد. به طور میانگین غلظت Hg برای ریشه، ساقه و دانه به ترتیب  $91\ \mu g\ kg^{-1}$ ، ۹ و ۸ اندازه گیری شد. به دلیل وقوع مسأله رقت رشد در اندام های هوایی (افزودن لجن موجب افزایش عملکرد گیاه می شود، در نتیجه غلظت Hg در آنها رقیق شده و کمتر از مقدار واقعی به نظر می رسد) میزان جذب Hg در ساقه و دانه (غلظت Hg ساقه یا دانه  $(\mu g\ kg^{-1}) \times$  عملکرد ساقه یا دانه  $(kg\ ha^{-1})$ ) نیز برآورد گردید. متوسط جذب Hg ساقه و دانه به ترتیب  $182563/10\ \mu g\ ha^{-1}$  و  $103620/5$  به دست آمد. غلظت Hg خاک با نرخ بارگیری Hg لجن در خاک، و غلظت Hg ریشه نیز با نرخ بارگیری Hg در خاک و غلظت جیوه خاک همبستگی مثبت نشان داد. در خصوص Hg بافت های گیاهی فاکتور زمان (تعداد سال کاربرد لجن) از اهمیت بالایی برخوردارست. جذب Hg در ساقه و دانه با نرخ بارگیری Hg لجن در خاک و غلظت Hg خاک سطحی همبستگی معنی داری داشت. اما با غلظت Hg ریشه رابطه ای نشان نداد. احتمالاً جیوه ای که ریشه از خاک تیمار شده با لجن جذب می کند، بیشتر در ریشه باقی مانده و میزان انتقال آن به اندام های هوایی گیاه ناچیز است. به نظر می رسد Hg موجود در دانه و ساقه جیوه ای است که از خاک تیمار شده با لجن تصعید شده و در نتیجه گیاه آن را جذب کرده است.

## فهرست مطالب

عنوان ..... شماره صفحه

### فصل اول: کلیات

- ۱-۱ مقدمه ..... ۱
- ۲-۱ انواع لجن فاضلاب ..... ۳
- ۳-۱ ویژگی های لجن فاضلاب ..... ۴
- ۱-۳-۱ ویژگی های شیمیایی لجن فاضلاب ..... ۴
- ۲-۳-۱ ویژگی های میکروبی لجن فاضلاب ..... ۴
- ۴-۱ پیامدهای کاربرد لجن فاضلاب در زمین های کشاورزی ..... ۴
- ۱-۴-۱ اثر لجن فاضلاب بر خواص خاک ..... ۶
- الف- اثر بر خواص شیمیایی خاک ..... ۶
- ۱- ماده آلی خاک ..... ۶
- ۲- pH خاک ..... ۶
- ۳- هدایت الکتریکی خاک ..... ۷
- ۴- ظرفیت تبادل کاتیونی خاک ..... ۷
- ۵- غلظت عناصر پر مصرف ..... ۷
- ۶- غلظت عناصر سنگین ..... ۷
- ب- اثر بر ویژگیهای فیزیکی خاک ..... ۹
- ج- اثر بر خواص بیولوژیکی خاک ..... ۹
- ۱-۴-۲ اثرات لجن فاضلاب بر گیاه ..... ۹
- الف- جذب عناصر سنگین توسط گیاه ..... ۹
- ب- اثر لجن فاضلاب بر عملکرد گیاه ..... ۱۰
- ۱-۴-۳ اثرات لجن فاضلاب بر موجودات زنده ..... ۱۰
- ۱-۴-۴ اثرات لجن فاضلاب بر انسان ..... ۱۱
- ۵-۱ جیوه و ترکیبات آن ..... ۱۱
- ۱-۵-۱ موارد مصرف جیوه ..... ۱۲
- ۱-۵-۲ اثرات اکولوژیکی جیوه ..... ۱۳



۱۴	..... ۳-۵-۱ مسمومیت جیوه
۱۴	..... ۴-۵-۱ جیوه در خاک
۱۶	..... ۵-۵-۱ جیوه در گیاه
۱۷	..... ۶-۱ استانداردهای EPA برای کاربرد لجن در زمین (40 CFR part 503)
۲۱	..... ۷-۱ بیان مسئله
۲۲	..... ۸-۱ اهداف تحقیق

### فصل دوم: مروری بر مطالعات گذشته

۲۳	..... ۱-۲ پتانسیل لجن فاضلاب به عنوان کود آلی
۲۳	..... ۲-۲ مطالعات انجام شده

### فصل سوم: روش تحقیق

۲۸	..... ۱-۳ ویژگی های منطقه مورد مطالعه
۲۸	..... ۲-۳ لجن فاضلاب مورد استفاده
۲۸	..... ۳-۳ روش کار و اعمال تیمارها
۳۱	..... ۴-۳ روش نمونه برداری
۳۱	..... ۱-۴-۳ نمونه برداری از گیاه
۳۱	..... ۲-۴-۳ نمونه برداری از خاک
۳۲	..... ۵-۳ روش آماده سازی نمونه ها جهت آنالیز جیوه
۳۲	..... ۱-۵-۳ آماده سازی نمونه های گیاهی
۳۲	..... ۲-۵-۳ آماده سازی نمونه های خاک
۳۲	..... ۶-۳ آنالیز
۳۳	..... ۱-۶-۳ دستگاه Mercury Analyzer (LECO AMA 254)
۳۳	..... ۷-۳ تعیین عملکرد گیاه ذرت
۳۴	..... ۸-۳ روش تجزیه و تحلیل آماری و پردازش داده ها

### فصل چهارم: نتایج

۳۵	..... ۱-۴ نتایج آنالیز خاک
۴۱	..... ۲-۴ جیوه در بخش های مختلف گیاه ذرت
۴۱	..... ۱-۲-۴ جیوه ریشه

۴۲	..... ۲-۲-۴ جیوه ساقه
۴۲	..... ۳-۲-۴ جذب جیوه در ساقه
۴۴	..... ۴-۲-۴ جیوه دانه
۴۵	..... ۵-۲-۴ جذب جیوه در دانه
۴۶	..... ۳-۴ عملکرد گیاه
۴۸	..... ۴-۴ جیوه موجود در لجن فاضلاب و نرخ بارگیری تجمعی آن در خاک
۵۵	..... ۵-۴ برآورد همبستگی ها
۵۵	..... ۱-۵-۴ غلظت جیوه خاک
۵۵	..... ۲-۵-۴ غلظت جیوه ریشه
۵۸	..... ۳-۵-۴ غلظت جیوه ساقه و دانه
۵۸	..... ۴-۵-۴ جذب جیوه در ساقه و دانه
۶۲	..... ۵-۵-۴ عملکرد ساقه و دانه

#### فصل پنجم: بحث

۶۳	..... ۱-۵ تجزیه و تحلیل نتایج جیوه خاک
۶۴	..... ۲-۵ تجزیه و تحلیل نتایج جیوه ریشه
۶۶	..... ۳-۵ تجزیه و تحلیل نتایج جیوه ساقه و دانه
۷۱	..... ۴-۵ تجزیه و تحلیل نتایج عملکرد گیاه
۷۳	..... ۵-۵ مقایسه نتایج با استانداردهای جهانی
۷۴	..... ۱-۵-۵ مقایسه با استانداردهای BSI PAS 100
۷۵	..... ۲-۵-۵ مقایسه با استانداردهای U.S. EPA (40 CFR part 503)
۷۹	..... ۶-۵ نتیجه گیری
۸۱	..... ۷-۵ پیشنهادات

۸۲	..... منابع
----	-------------

۹۱	..... پیوست ها
----	----------------

## فهرست جداول

- جدول ۱-۱ اشکال مختلف جیوه مورد استفاده در صنایع ..... ۱۳
- جدول ۱-۲ مسیر های مورد استفاده در بخش ۵۰۳ جهت ارزیابی ریسک ..... ۱۹
- جدول ۱-۳ حداکثر غلظت مجاز فلزات موجود در لجن فاضلاب در EPA ..... ۲۰
- جدول ۱-۴ بار تجمعی و سالیانه مجاز فلزات موجود در لجن فاضلاب در EPA ..... ۲۱
- جدول ۳-۱ مقایسه برخی ویژگی های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده با لجن دیگر نقاط ..... ۲۹
- جدول ۲-۳ نقشه یک تکرار از سه تکرار پلات های آزمایشی ..... ۳۰
- جدول ۳-۳ طرح تیمارها و مقدار لجن فاضلاب مصرفی در سال های مختلف مطالعه ..... ۳۱
- جدول ۱-۴ غلظت جیوه در خاک تیمارهای مختلف لجن فاضلاب و پلات شاهد ..... ۳۶
- جدول ۲-۴ اثر متقابل سال کاربرد × سطح کاربرد برای مقادیر جیوه در خاک ..... ۳۹
- جدول ۳-۴ متوسط غلظت جیوه خاک در سال های مختلف کاربرد لجن ..... ۳۹
- جدول ۴-۴ اثر متقابل سال کاربرد × عمق خاک ..... ۴۰
- جدول ۴-۵ میانگین غلظت Hg ریشه و ساقه تیمارهای مختلف لجن از لحاظ تعداد سال کاربرد ..... ۴۱
- جدول ۴-۶ مقدار جذب جیوه در ساقه و دانه تیمارهای مختلف لجن فاضلاب و پلات شاهد ..... ۴۳
- جدول ۴-۷ مقایسه میانگین جذب جیوه ساقه و دانه در تعداد سال های مختلف کاربرد لجن ..... ۴۳
- جدول ۴-۸ متوسط مقدار جذب جیوه ساقه و دانه تیمارهای مختلف از لحاظ حجم لجن مصرفی ..... ۴۴
- جدول ۴-۹ اثر متقابل سال کاربرد × سطح کاربرد برای مقادیر جیوه در دانه ..... ۴۵
- جدول ۴-۱۰ مقایسه میانگین عملکرد ساقه و دانه تیمارهای مختلف لجن فاضلاب و پلات شاهد ..... ۴۷
- جدول ۴-۱۱ مقایسه میانگین عملکرد دانه و ساقه در سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب ..... ۴۷
- جدول ۴-۱۲ مقایسه میانگین عملکرد دانه و ساقه در سطوح مختلف کاربرد لجن فاضلاب ..... ۴۸
- جدول ۴-۱۳ نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک ..... ۴۹
- جدول ۵-۱ غلظت مجاز عناصر موجود در لجن مطابق با استانداردهای BSI PAS 100 ..... ۷۴
- جدول ۵-۲ غلظت مجاز عناصر در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب در BSI PAS 100 ..... ۷۵
- جدول ۵-۳ ضریب جذب مورد استفاده در U.S. EPA part 503 برای جیوه ..... ۷۷
- جدول الف-۱ مقایسه گروهی و انفرادی جیوه خاک تیمارهای مختلف سطح کاربرد با شاهد ..... ۹۱
- جدول الف-۲ نتایج تجزیه واریانس مقدار جیوه خاک در عمق های مختلف خاک ..... ۹۱
- جدول الف-۳ مقایسه گروهی و انفرادی غلظت جیوه نمونه های گیاهی با شاهد ..... ۹۲
- جدول الف-۴ نتایج تجزیه واریانس مقدار جیوه در بخش های مختلف گیاهی ..... ۹۲
- جدول الف-۵ مقایسه گروهی و انفرادی جذب Hg گیاه تیمارهای مختلف سطح کاربرد با ..... ۹۳
- جدول الف-۶ نتایج تجزیه واریانس جذب جیوه در اندام های هوایی گیاه ذرت ..... ۹۳
- جدول الف-۷ مقایسه گروهی و انفرادی عملکرد دانه و ساقه تیمارهای مختلف با تیمار شاهد ..... ۹۴

- جدول الف - ۸ نتایج تجزیه واریانس عملکرد ساقه و دانه گیاه ذرت ..... ۹۴
- جدول الف - ۹ ضرایب همبستگی جیوه لجن، خاک، ریشه، ساقه و دانه ..... ۹۵
- جدول الف - ۱۰ ضرایب همبستگی جیوه لجن، خاک، ریشه، جذب ساقه و جذب دانه ..... ۹۵
- جدول الف - ۱۱ ضرایب همبستگی نرخ کاربرد لجن فاضلاب و عملکرد گیاه ..... ۹۵

#### فهرست نمودارها

- نمودار ۴-۱: مقایسه غلظت جیوه در عمق های مختلف خاک در سال های مختلف کاربرد لجن ..... ۳۷
- نمودار ۴-۲: مقایسه غلظت جیوه در عمق های مختلف خاک در حجم های مختلف لجن فاضلاب ..... ۳۷
- نمودار ۴-۳: مقایسه غلظت جیوه در عمق ۰-۲۰ سانتی متری خاک ..... ۳۸
- نمودار ۴-۴: مقایسه غلظت جیوه در عمق ۲۰-۴۰ سانتی متری خاک ..... ۳۸
- نمودار ۴-۵: مقدار جیوه خاک در سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب ..... ۴۰
- نمودار ۴-۶: مقایسه جذب جیوه توسط ساقه در سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب ..... ۴۴
- نمودار ۴-۷: رابطه بین غلظت جیوه موجود در خاک عمق اول (۰-۲۰ cm) با نرخ بارگیری ..... ۴۹
- نمودار ۴-۸: رابطه بین غلظت جیوه موجود در خاک عمق دوم (۲۰-۴۰ cm) با نرخ بارگیری ..... ۵۰
- نمودار ۴-۹: رابطه بین متوسط غلظت Hg خاک (۰-۴۰ cm) با نرخ بارگیری ..... ۵۰
- نمودار ۴-۱۰: رابطه مقدار جیوه خاک (عمق ۰-۲۰ cm) بر حسب ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) با نرخ بارگیری ..... ۵۱
- نمودار ۴-۱۱: رابطه مقدار Hg خاک (عمق ۲۰-۴۰ cm) با نرخ بارگیری ..... ۵۲
- نمودار ۴-۱۲: رابطه میانگین مقدار جیوه دو عمق خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) با نرخ بارگیری ..... ۵۲
- نمودار ۴-۱۳: رابطه بین Hg خاک تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن با جیوه ریشه ..... ۵۳
- نمودار ۴-۱۴: رابطه بین Hg خاک تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن با جیوه ریشه ..... ۵۴
- نمودار ۴-۱۵: رابطه بین Hg خاک تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن با جذب جیوه ساقه ..... ۵۴
- نمودار ۴-۱۶: رابطه بین Hg خاک تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن با جذب جیوه ساقه ..... ۵۵
- نمودار ۴-۱۷: رابطه غلظت جیوه ریشه با نرخ بارگیری ..... ۵۶
- نمودار ۴-۱۸: رابطه غلظت جیوه ریشه با غلظت جیوه خاک (۰-۲۰ cm) ..... ۵۷
- نمودار ۴-۱۹: رابطه غلظت جیوه ریشه با غلظت جیوه خاک (۲۰-۴۰ cm) ..... ۵۷
- نمودار ۴-۲۰: رابطه غلظت جیوه ریشه با متوسط غلظت جیوه ۴۰ cm سطح خاک ..... ۵۸
- نمودار ۴-۲۱: رابطه بین جذب جیوه در ساقه با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک ..... ۶۰
- نمودار ۴-۲۲: رابطه بین جذب جیوه در دانه با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک ..... ۶۰
- نمودار ۴-۲۳: رابطه بین جذب جیوه در ساقه با مقدار جیوه خاک در عمق اول (۰-۲۰ cm) ..... ۶۱
- نمودار ۴-۲۴: رابطه بین جذب جیوه در دانه با مقدار جیوه خاک در عمق اول (۰-۲۰ cm) ..... ۶۱
- نمودار ۴-۲۵: رابطه عملکرد ساقه با نرخ کاربرد لجن فاضلاب ..... ۶۲
- نمودار ۴-۲۶: رابطه عملکرد دانه با نرخ کاربرد لجن فاضلاب ..... ۶۲

فصل اول:

# کلیات

افزایش بازدهی محصولات کشاورزی در واحد سطح یکی از اولویت های مهم جهت تهیه غذای مورد نیاز جمعیت در حال رشد کشور می باشد. یکی از راهکارهای این مسأله افزودن کودها در اشکال و ترکیبات مختلف به خاک می باشد که این امر جهت افزایش عملکرد محصولات و تقویت خاک از سال های دور در تمام دنیا رایج بوده است. در کشور ما به دو دلیل توجه بیشتر به کودهای آلی و جایگزینی کودهای معدنی با این کودها ضروری به نظر می رسد:

۱- مصرف فزاینده کودهای شیمیایی در پنجاه سال اخیر اثرات منفی زیادی بر ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک وارد کرده و حتی در نهایت کاهش عملکرد را به دنبال داشته است. اگرچه استفاده از کودهای شیمیایی رشد سریع تر و فراوان تر گیاهان را به دنبال دارد اما از طرف دیگر این مواد باعث ایجاد بافت های آبدکی و کم پروتئین گیاهی و حساس شدن گیاهان نسبت به بیماری ها می شود (During et al., 2003). هم اکنون استفاده از کودهای شیمیایی در سطح کشور در حد مصرف متوسط جهانی است لیکن مقدار تولید در واحد سطح به مراتب کمتر از کشورهای توسعه یافته می باشد. در ده سال گذشته حدود دو میلیارد دلار برای تأمین کودهای شیمیایی از کشور خارج شده است (ملکوتی و همایی، ۱۳۸۳).

۲- از طرف دیگر مقدار ماده آلی در سطح وسیعی از زمین های کشاورزی ایران پایین و اغلب کمتر از یک درصد می باشد. بدیهی است که مواد آلی به علت اثرات سازنده ای که بر ویژگیهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک دارد، به عنوان یکی از ارکان مهم باروری خاک مورد توجه می باشد.

خاک های مناطق خشک به علت عدم وجود پوشش گیاهی کافی و در نتیجه بازگشت مقدار کم بقایای گیاهی به خاک مواد آلی اندکی دارد. این خاک ها عموماً آهکی و دارای واکنش قلیایی می باشد در نتیجه بسیاری از گیاهان در این خاک ها با مشکل تغذیه عناصر کم مصرف مانند آهن، روی، منگنز و مس روبرو هستند. از جمله روش های افزایش مقدار قابل جذب این عناصر نیز استفاده از مواد آلی است.

عمده ترین منابع تأمین کننده مواد آلی خاک ها شامل: فضولات دامی، بقایای گیاهی، کودهای سبز، لجن فاضلاب و کمپوست می باشد. از این میان استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود آلی در خاک های کشاورزی علاوه بر حاصلخیزی خاک مشکل دفع این مواد را نیز تا حدودی رفع می کند. در واقع دفع لجن فاضلاب یکی از مشکلات زیست محیطی مهم می باشد که جوامع امروزی با آن مواجه اند. از طرفی این ماده سرشار از مواد مغذی (nutrients) مورد نیاز گیاهان مثل نیتروژن (N) و فسفر (P) می باشد. بنابراین پیشنهاد کاربرد لجن فاضلاب به عنوان کود در زمین های کشاورزی یک دفع مقرون به صرفه محسوب می شود، چرا که از طرفی لجن فاضلاب دفع شده و از طرف دیگر از آن به عنوان کود استفاده شده است (دفع + کاربرد) (National Research Council, 1996; Stehouwer, 2003).

امروزه بازیافت لجن فاضلاب برای زمین های کشاورزی به طور عمومی مورد توجه بوده و از آن به عنوان بهترین تدبیر زیست محیطی عملی یاد شده است (Bhogal et al., 2003). این امر به واسطه غلظت بالای

N, P و نیز نسبت پایین C/N در لجن فاضلاب می باشد ( Boyd et al., 1980; Iakimenko et al., 1996). در استفاده از لجن فاضلاب اثرات مثبت برای خصوصیات فیزیکی، شیمیایی ( Navas et al., 2006; Kilbride, 1998; Wong et al., 1998; Banerjee et al., 1997) ، بیولوژیکی خاک ( Kilbride, 2006) و مواد مغذی ( Kilbride, 2006; Nyamangara and Mzezewa, 2001; Bramryd, 2001) گزارش شده است. اما از سوی دیگر وجود مقادیر بالای عناصر سنگین (نظیر جیوه، آرسنیک، کادمیوم، سرب و...) در لجن، استفاده از آن را با محدودیت روبرو می کند (Debosz et al., 2002).

از سال ۱۹۹۲ که در آمریکا دفع لجن فاضلاب به اقیانوس ها ممنوع شد، کاربرد این ماده به عنوان کود آلی در مزارع به سرعت رایج گردید. علاوه بر این EPA<sup>1</sup> نیز با مقدم خواندن این روش نسبت به سایر روش های دفع از قبیل سوزاندن و دفن در زمین، باعث رواج بیشتر این راهکار شد. چراکه سوزاندن این ماده باعث آلودگی هوا و دفن آن نیازمند زمین و فضای مناسب می باشد (Myers, 2003).

در کشور ما نیز به دنبال تصویب قوانین الحاق دولت جمهوری اسلامی ایران به کنوانسیون منطقه ای کویت برای همکاری درباره حمایت از محیط زیست دریایی در برابر آلودگی (کویت ۱۹۷۸) مصوب ۱۳۵۸، پروتکل حمایت از محیط زیست دریایی در برابر آلودگی مستقر در خشکی (کویت ۱۹۹۰) مصوب ۱۳۷۱ و کنوانسیون جلوگیری از آلودگی دریایی ناشی از دفع مواد زاید و دیگر مواد (لندن ۱۹۷۲) مصوب سال ۱۳۷۵، موجبات ممنوعت دفع فاضلاب به دریاها فراهم گردید. بنابر تصویب آیین نامه جلوگیری از آلودگی آب در سال ۱۳۷۳ تخلیه و پخش فاضلاب یا هر نوع ماده آلوده کننده از منابع متفرقه به آب های پذیرنده (کلیه آبهای سطحی و زیرزمینی از جمله دریا ها، دریاچه ها و رودخانه ها) به میزان بیش از حد استاندارد ممنوع می باشد (مجموعه قوانین و مقررات محیط زیست).

در تصفیه فاضلاب فلزات سنگین (مثل Hg) حذف نمی شوند (McBride, 1998). بنابراین هنگام استفاده از لجن در زمین های کشاورزی حضور فلزات سنگین در لجن موجب انتقال این مواد به خاک و به دنبال آن به زنجیره غذایی می شود (Elliott and Stevenson, 1977; Evanylo, 1999; Kilbride, 2006). اگرچه ترکیب لجن فاضلاب با توجه به منبع تولید، فصل، فرهنگ مصرف، سطح صنعت کشور و مواردی از این قبیل متغیر است، همواره مقادیر نسبتاً زیادی از عناصر غذایی کم مصرف و فلزات سنگین در آن وجود دارد که استفاده بی رویه از لجن در زمین های کشاورزی را محدود می کند. زیرا کاربرد زیاد لجن منجر به انباشت بیش از حد این عناصر در خاک گردیده و احتمالاً جذب بیش از اندازه این عناصر به وسیله گیاه را به دنبال خواهد داشت (خیام باشی، ۱۳۷۶). عمده آلودگی ها از طریق زنجیره غذایی، انسان را تحت تأثیر قرار می دهند، از طرف دیگر اصلی ترین دریافت کننده آلودگی های موجود در جهان خاک می باشد. بنابراین در استفاده از لجن فاضلاب توجه به سلامت خاک امری مهم تلقی می شود (افیونی و عرفان منش، ۱۳۷۹).

جیوه یکی از فلزات سنگین می باشد که به طور طبیعی به مقدار بسیار کم در محیط زیست، مخصوصاً در مناطقی با فعالیت های زمین گرمایی و آتشفشانی و صخره های فسفاتی، یافت می شود. این عنصر می تواند

1- Environmental Protection Agency

به طور مصنوعی از طریق کودها، لجن فاضلاب و آفت کش ها به خاک های کشاورزی اضافه شود. جیوه به سرعت و با شدت زیاد با خاک واکنش داده و بدین ترتیب توسط خاک حفظ می شود ( Baralkiewicz et al., 2005). تحقیقات نشان می دهد جیوه دچار آبشویی نمی شود، به عبارت دیگر این عنصر تا عمق ۳۰ سانتی متری خاک پخش شده و به لایه های پایینی منتقل نمی شود (Sterckeman et al., 2002). جیوه موجود در کودها می تواند سلامت زنجیره غذایی را تهدید کند، چراکه گیاهان به کمک ریشه های خود این عنصر را جذب کرده و بدین ترتیب جیوه وارد زنجیره غذایی می شود. در گیاهان جیوه بیشتر در ریشه و در جانوران بیشتر در کبد و کلیه تجمع می یابد. ممکن است حیوانات اهلی هنگام چرا در مناطق آلوده خاک را نیز بلعند و به این ترتیب جیوه وارد بدن آنها شود (Eisler, 2000). جیوه یک سم عصبی قوی است که می توانند از جفت و نیز سد خونی مغزی عبور کند. این عنصر مخصوصاً برای جنین در حال رشد و کودکان بسیار خطرناک می باشد (Siegel et al., 2002). غلظت جیوه موجود در لجن فاضلاب می بایست بین ۱۵ تا ۲۵ میلی گرم بر کیلو گرم باشد تا بتوان آن را به عنوان کود در زمین های کشاورزی پذیرفت (Baralkiewicz et al., 2005).

#### ۱-۲ انواع لجن فاضلاب

به طور کلی به مزاحلی که مواد جامد از مواد مایع فاضلاب شهری جدا می شود تصفیه می گویند. مایع حاصل را پساب و مخلوط جامد که رطوبتی حدود ۹۵٪ تا ۹۷٪ دارد را لجن می نامند. لجن فاضلاب مخلوطی از مواد جامد است که جمع آوری و دفع مناسب آن کاری بسیار پرهزینه و پیچیده تر از تصفیه فاضلاب می باشد. در تصفیه خانه های فاضلاب معمولاً حداقل ۴۰٪ هزینه های مربوطه در جمع آوری، تصفیه و دفع لجن به مصرف می رسد. کاربرد لجن فاضلاب که غنی از ازت و فسفر است به عنوان بارورکننده زمین های کشاورزی می تواند تا حد زیادی از هزینه های دفع لجن در تصفیه خانه ها بکاهد (منزوی، ۱۳۷۲؛ حسینیان، ۱۳۷۸). حجم لجن تولید شده بسته به نحوه تصفیه فاضلاب در حدود ۲٪ حجم کل فاضلاب تصفیه شده است، این در حالی است که ۹۷٪ وزن خود لجن را آب تشکیل می دهد (افیونی و عرفان منش، ۱۳۷۹). در استفاده از لجن فاضلاب توجه به خواص آن ضروری است. بر این اساس انواع لجن فاضلاب به این ترتیب طبقه بندی می شود (ابریشم چی و همکاران، ۱۳۷۴؛ منزوی، ۱۳۷۲؛ حسینیان، ۱۳۷۸): لجن تازه و خام، لجن فعال، لجن متعفن، لجن آبگیری شده و لجن هضم شده. از آنجایی که لجن مورد استفاده در این مطالعه لجن هضم شده است، در ادامه خصوصیات این نوع لجن شرح داده می شود. لجن هضم شده به لجنی گفته می شود که مواد آلی فسادپذیر آن به حداقل ممکن رسیده باشد. این ترکیب دارای رنگ قهوه ای تیره ای است. هضم این نوع لجن به دو روش هوا دهی (به کمک باکتری های هوازی) و روش تعفن (به کمک باکتری های بی هوازی) صورت می گیرد. لجنی که به روش هوادهی هضم شده رنگ قهوه ای داشته، بوی خاک مرطوب می دهد (منزوی، ۱۳۷۲).



### ۳-۱ ویژگی های لجن فاضلاب

لجن فراورده خشک تیمار فاضلاب است. این ماده غنی از فسفر و نیتروژن بوده و از این جهت برای گیاه سودمند است. مقادیر بالای برخی از عناصر سمی مانند جیوه، سرب و کادمیوم نیز می تواند در لجن موجود باشد که استفاده نامحدود از آن را در زمین های کشاورزی محدود می سازد. بسته به ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی فاضلاب به کار بردن آن در کشتزارها می تواند برخی از ویژگی های خاک و گیاه را دگرگون سازد.

### ۱-۳-۱ ویژگی های شیمیایی لجن فاضلاب

یکی از عوامل مهم و تعیین کننده کیفیت لجن فاضلاب که باید قبل از کاربرد در زمین های کشاورزی مورد توجه قرار گیرد، ترکیب شیمیایی آن است. ترکیب شیمیایی لجن فاضلاب عمدتاً شامل مواد جامد آلی و غیرآلی، ترکیبات نیتروژن، فسفر، پتاسیم و فلزات سنگین مثل جیوه می باشد. مقدار این ترکیبات تحت تأثیر نوع فاضلاب، درجه تصفیه و میزان عمل آوری لجن متغیر خواهد بود (Chang et al., 1981). تجزیه لجن فاضلاب نشان می دهد که املاح محلول، عناصر غذایی مورد نیاز گیاهان (نیتروژن، فسفر) و همچنین عناصر سنگین و کمیاب در لجن وجود دارند (Krauss and Page, 1997).

### ۲-۳-۱ ویژگی های میکروبی لجن فاضلاب

با وجود امتیازات فوق العاده لجن فاضلاب تصفیه شده، موارد نامطبوع و زیان آوری همچون بوی بد و آلودگی های میکروبی موجود در فاضلاب های خانگی تصفیه شده و انتقال آن به اندام های گیاهی کاربرد آن را محدود ساخته است. از جمله آلودگی های میکروبی موجود در اکثر فاضلاب ها می توان به ویروس ها، باکتری ها، پروتوزوا و جلبک ها اشاره نمود. استفاده از فاضلاب های خانگی تنها زمانی پیشنهاد می گردد که از اثرات متقابل عناصر سمی و فعالیت های میکروبی با عوامل محیطی مانند درجه حرارت، رطوبت، pH و ویژگی های فیزیکی خاک آگاهی کامل در دست باشد (عرفانی، ۱۳۷۵).

### ۴-۱ پیامدهای کاربرد لجن فاضلاب در زمین های کشاورزی

به نظر نمی رسد که پیشنهاد کاربرد لجن فاضلاب در زمین های کشاورزی جهت بهبود کیفیت خاک یک پیشنهاد خالی از ریسک باشد. در واقع این کاربری علاوه بر مزایا، مضراتی نیز دارد. معایب شامل: پتانسیل حضور ارگانسیم های مضر (پاتوژن های مضر برای انسان، گیاه یا حیوان)، پتانسیل آلودگی ترکیبات آلی سمی، احتمال آپشویی مواد مغذی و فلزات سنگین از خاک و تأثیر بر آبهای زیر زمینی و امکان آلودگی عناصر سنگین و اثرات سوء بر میکروارگانسیم های خاک می باشد (Renner, 2000; Raven and

(Loeppert, 1997).

به دلیل حضور فلزات سنگین و نیز اثر لجن در به هم زدن تعادل بین نیتروژن و کربن خاک نرخ کاربرد این ماده در زمین محدود می باشد. اگر نسبت کربن به نیتروژن در خاک (C:N) از ۱:۲۵ بالاتر رود مواد مغذی موجود در خاک برای گیاه غیر قابل دسترس می شوند. همچنین اگر این نسبت به زیر ۱۰ کاهش یابد، احتمال آلودگی آبشویی مواد مغذی از خاک افزایش می یابد (Kilbride, 2006).

لجن فاضلاب غنی از نیتروژن و فسفر است، در صورتی که این عناصر توسط پوشش گیاهی منطقه مصرف نشوند ممکن است وارد آبهای زیرزمینی شوند. اگر چه فسفر غیر متحرک بوده و در اتصال با ذرات خاک است اما نیتروژن بسیار محلول بوده و می تواند به راحتی منابع آب زیرزمینی را از طریق آلودگی به لایه های پایین یا بالا آلوده کند (Lowe and Min, 1996; Bramryd, 2002).

لجن همچنین حاوی مقادیر زیادی عناصر سنگین می باشد، این مواد نیز ممکن است دچار آلودگی شوند و منابع آب موجود در سایت کاربرد لجن را آلوده کنند. البته در اغلب خاک های کشاورزی که معمولاً دارای pH ۶ تا ۸ هستند فلزات سنگین حلالیت بسیار کمی دارند و بنابراین انتقال فلزات سنگین به منابع آب بسیار کم و ناچیز است. ولی در شرایط خاص مانند خاک های اسیدی یا خاک هایی که دارای آلودگی شدید به فلزات سنگین هستند، این فلزات ممکن است به منابع آب انتقال یافته و سبب آلودگی این منابع شوند. کیفیت آب آشامیدنی مسأله مهمی است که سلامتی موجودات زنده مخصوصاً انسان را تحت تأثیر قرار می دهد (Goldstein, 1995; Keller et al., 2001).

در منطقه مورد مطالعه به علت ظرفیت تبادل کاتیونی خاک های اصفهان، آلودگی و انتقال عناصر سنگین در این خاک ها بسیار کم صورت می گیرد و تقریباً ۹۹٪ فلزات اضافه شده به خاک در عمق ۲۰-۵ سانتی متری خاک باقی می ماند. در واقع تجمع فلزات سنگین در افق سطحی خاک صورت گرفته و توزیع عمودی آنها محدود به عمق ۳۰ سانتی متری از سطح خاک می باشد.

علاوه بر آلودگی آبهای زیرزمینی یکی دیگر از نتایج وارد شدن غلظت های زیاد فلزات سنگین همراه لجن فاضلاب در خاک، بر هم خوردن بالانس مواد غذایی در خاک می باشد (Bramryd, 2002). همچنان که تیمار زمین با لجن فاضلاب صورت می گیرد خاک به طور افزایشی به صورت یک منبع بزرگ فلزات سنگین درآمده و از طریق جذب توسط گیاه به زنجیره غذایی حیوان و انسان منتقل می شود (Bolan and Duraisamy, 2003).

خصوصیات خاک و عوامل محیطی دو فاکتور مؤثر در میزان جذب فلزات سنگین موجود در لجن فاضلاب توسط گیاه می باشند، به این صورت که:

- زمانی که pH خاک کمتر از ۶/۵ باشد، فلزات سنگین زیادی در دسترس گیاهان قرار می گیرد.
- در صورت وجود فسفر در خاک، به علت پیوند فلزات سنگین با این عنصر، میزان تماس گیاهان با فلزات سنگین کمتر می شود.
- مواد آلی خاک با تشکیل کمپلکس هایی با فلزات سنگین، مانع تماس بیشتر این فلزات با گیاهان می شوند.

- رطوبت، حرارت و تبخیر از عواملی هستند که جذب فلزات سنگین به وسیله گیاهان را در مواردی تسریع می کنند.

از سوی دیگر لجن فاضلاب به عنوان یک ماده آلی اثرات مفیدی بر خواص شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک گذاشته و در بسیاری موارد عملکرد گیاه را نیز افزایش می دهد (بای بوردی و سیادت، ۱۳۸۴؛ Ewanylo, 1999).

#### ۱-۴-۱ اثر لجن فاضلاب بر خواص خاک

لجن فاضلاب بر ویژگی های خاک اثرات متفاوتی می گذارد که این امر به ویژگی های خاک نیز بستگی دارد. از این رو دانستن ویژگی های خاک محل کاربرد لجن فاضلاب ضروری است، از جمله این ویژگی ها می توان به pH، ظرفیت بافری، ظرفیت تبادل کاتیونی، مواد آلی و محتوای رس اشاره کرد. به عنوان مثال خاک هایی که ظرفیت بافری کم و pH پایینی دارند، برای کاربرد ضایعات آلوده به فلزات سنگین کاندیداهای ضعیفی محسوب می شوند (McBride, 2003).

#### الف- اثر بر خواص شیمیایی خاک

لجن فاضلاب بر ویژگی های شیمیایی خاک اثر می گذارد از جمله ویژگی هایی از خاک که تحت تأثیر قرار می گیرند می توان به میزان ماده آلی، pH، هدایت الکتریکی، ظرفیت تبادل کاتیونی، غلظت عناصر پرمصرف و کم مصرف و غلظت عناصر سنگین خاک اشاره کرد (Navas et al., 1998; Kilbride, 2006). در ادامه اثر لجن بر ویژگی های مختلف شیمیایی خاک به طور مختصر توضیح داده می شود.

#### ۱- ماده آلی خاک

یکی از اثرات لجن فاضلاب، افزایش ماده آلی خاک است. به طوری که افزایش لجن فاضلاب باعث افزایش ماده آلی خاک می گردد (زائری، ۱۳۸۰). مقدار مواد آلی خاک بر اساس ماده آلی یا کربن آلی بیان می شود. اگر مقدار کربن آلی خاک را تعیین کرده، آن را در عدد ۱/۷۲۴ ضرب کنیم مقدار ماده آلی خاک به دست می آید (بای بوردی و سیادت، ۱۳۸۴). بسیاری از تأثیرات دیگر لجن فاضلاب ناشی از مقدار ماده آلی بالای لجن فاضلاب باشد (Debosz, et al., 2002).

#### ۲- pH خاک

به فروانی مشاهده است که خاک های تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب در درازمدت اسیدی می شوند، چنان که فرایندهای معدنی شدن نیتروژن و گوگرد می تواند pH را به نزدیک ۵ یا کمتر نیز برساند (McBride, 2003). برخی تحقیقات در خاک های آهنی نشان داده اند که به دلیل بالا بودن ظرفیت بافری، تغییرات pH خاک در اثر استفاده از لجن فاضلاب، بسیار کم بوده و حتی بعد از سه سال استفاده از

لجن فاضلاب اثر معنی داری بر pH خاک های مورد مطالعه مشاهده نشد (Harding, 1984). در مطالعه دیگری مشاهده شد که افزودن لجن فاضلاب با pH اسیدی به خاک های آهکی، به دلیل وجود آهک و ظرفیت بافیری خاک اثر معنی داری بر pH خاک نداشت (خیام باشی، ۱۳۷۶؛ کرمی، ۱۳۸۳).

### ۳- هدایت الکتریکی خاک

افزایش لجن فاضلاب به خاک افزایش هدایت الکتریکی خاک را در پی دارد (عرفان منش، ۱۳۷۶). در یک تحقیق نشان داده شد که استفاده از لجن فاضلاب در حجم ها و تعداد سال های مختلف باعث افزایش معنی دار هدایت الکتریکی خاک گردید (زائری، ۱۳۸۰).

### ۴- ظرفیت تبادل کاتیونی خاک

ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با کاربرد لجن فاضلاب افزایش می یابد (Krogmann and Chiang 2002). افزودن لجن فاضلاب به خاک در حجم ها و تعداد سال های مختلف افزایش معنی دار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک را نیز به دنبال داشت (زائری، ۱۳۸۰).

### ۵- غلظت عناصر پر مصرف

محققین نشان داده اند که کاربرد فاضلاب شهری مقادیر K, P, N قابل دسترس را افزایش داده است که این امر منجر به بهبود حاصلخیزی خاک گردیده است (Bramryd, 2001; Nyamangara and Mzezewa, 2001). زائری (۱۳۸۰) در مطالعه خود نشان داد که استفاده از لجن فاضلاب باعث افزایش معنی دار نیتروژن نیتراتی، پتاسیم و فسفر گردید.

### ۶- غلظت عناصر سنگین

اصطلاح فلزات سنگین به طور کلی عناصر (فلزات و شبه فلزات) با چگالی اتمی بیش از ۶ گرم در سانتی متر مکعب را در بر می گیرد. این گروه هم شامل عناصر ضروری بیولوژیکی مانند کبالت Co، مس Cu، کروم Cr، منگنز Mn و روی Zn و هم عناصر غیر ضروری مانند کادمیوم Cd، سرب Pb و جیوه Hg می باشد. عناصر ضروری کم مصرف برای تغذیه گیاه، حیوان یا انسان در غلظت های کم مورد نیاز هستند و بنابراین به عنوان عناصر کمیاب یا کم مصرف و فلزات غیر ضروری به طور گسترده ای به عنوان عناصر سمی شناخته شده اند. هر دو گروه برای گیاهان، حیوانات و یا انسان ها در غلظت های بالا سمی هستند (Bolam and Duraisamy, 2003). خاک به عنوان بستر زیست گیاهان، که در زنجیره های غذایی مختلف اولین سطح غذایی محسوب می شوند، نقش مهمی در اکوسیستم ایفا می کند. در پی تیمار خاک با لجن فاضلاب، فلزات سنگین وارد خاک می شوند که این امر می تواند شروعی برای انتقال عناصر سنگین به زنجیره های غذایی مختلف و در نتیجه تحت تأثیر قرار دادن گیاه، انسان و یا حیوان باشد. از فلزات سنگینی که معمولاً در

لجن یافت می شود جیوه، آرسنیک، کادمیوم و سرب برای انسان، روی، مس و نیکل برای گیاه و مولبیدن برای حیوان مضر می باشد (Hope, 1986; Evanylo, 1999).

ورود فلزات سنگین به خاک می تواند از منابع متعددی (طبیعی، انسانی) صورت گیرد. اما زمانی که بحث آلودگی خاک با این عناصر مطرح می گردد بایستی به منابعی که با فعالیت های بشری مرتبط هستند توجه بیشتری نمود (Percival, 2003).

شورای پژوهش ملی<sup>1</sup> NRC نیز طی مطالعات خود تصدیق کرده است که در تیمار زمین با لجن فاضلاب غلظت فلزات سنگین خاک می تواند بالا رود (Montague, 1997).

خیام باشی (۱۳۷۶)، طی تحقیقی نشان داد که کاربرد لجن فاضلاب باعث افزایش مقدار کل عناصر روی، مس، منگنز، سرب و نیکل در خاک های آهکی اصفهان گردید.

عرفان منش (۱۳۷۶) نیز در تحقیق مشابهی نشان داد که افزودن فلزات سنگین همراه با لجن فاضلاب باعث افزایش معنی دار غلظت کل روی، مس، منگنز، کادمیوم، نیکل و سرب در سه سری از خاک های اصفهان گردید. با توجه به تحقیقات فوق بدیهی است که کاربرد لجن فاضلاب در زمین های کشاورزی منجر به تجمع تدریجی فلزات سنگین در این خاک ها می شود. در کشور ما مطالعات صورت گرفته در زمینه استفاده از لجن در کشاورزی و اثر آن بر غلظت جیوه بسیار محدود بوده و می توان گفت که تاکنون مطالعه ای در این زمینه صورت نگرفته است.

در رابطه با اثر گذشت زمان بر وضعیت فلزات سنگین در خاک و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه نظرات متفاوتی مطرح شده است. براساس نظریه "بمب زمان" این نگرانی وجود دارد که فلزات سنگین در خاک های تیمار شده با لجن فاضلاب، با گذشت زمان متحرک شده و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه افزایش یابد. اسیدی شدن خاک به دنبال تجزیه مواد آلی و اکسیداسیون گوگرد دلیل این مسأله می باشد (McBride, 1995).

مفهوم نظریه "کهنه شدن" آن است که قابلیت دسترسی فلزات سنگین وارد شده به خاک از طریق لجن فاضلاب، با گذشت زمان کاهش می یابد این امر می تواند به علت جذب شدید آنها توسط خاک و مواد آلی لجن باشد. به عقیده راندل و همکاران قابلیت دسترسی فلزات سنگین به طور تیپیک در ۳ تا ۴ سال اول پس از کاربرد لجن بالا بوده، این روند در سال های بعد با قابلیت دسترسی کمتر اما پایدار فلزات در خاک دنبال می شود (Rundle et al., 1982).

فرضیه "جذب ثابت" بر این اصل استوار است که جذب فلزات سنگین توسط گیاه به عنوان تابعی خطی از شدت افزایش فلز در خاک صورت می گیرد. تا این که به حد ماکزیمم رسیده و پس از آن، مقدار جذب ثابت می شود (Chaney and Ryan, 1993). این اثر می تواند تابع فیزیولوژی گیاه باشد، گرچه لوگان و همکاران مشاهده این پدیده را به ظرفیت جذب و نگهداری فلزات سنگین توسط لجن ربط دادند (Logan et al., 1997).

---

1- National Research Council

ب- اثر بر ویژگیهای فیزیکی خاک

لجن فاضلاب به عنوان یک کود آلی بر ویژگیهای فیزیکی خاک نظیر نفوذ پذیری، هدایت هیدرولیکی، خاکدانه سازی و پایداری خاکدانه ها و جرم مخصوص ظاهری اثر می گذارد (Navas et al., 1998). در واقع لجن فاضلاب باعث افزایش ضریب تخلخل خاک، افزایش ظرفیت نگهداری آب و کاهش چگالی در خاک های فشرده می شود (Kilbride, 2006).

مطالعه ای نشان داد استفاده از لجن فاضلاب در دو سال متوالی باعث افزایش نفوذپذیری، هدایت هیدرولیکی، پایداری خاکدانه ها و کاهش جرم مخصوص ظاهری گردید (زائری، ۱۳۸۰). مطالعه دیگری حاکی از آن است که کاربرد لجن فاضلاب پایداری خاکدانه ها و آب قابل استفاده گیاه را افزایش داد (بهرم مند، ۱۳۷۸).

ج- اثر بر خواص بیولوژیکی خاک

لجن فاضلاب از سویی به عنوان یک ماده آلی به بهبود شرایط بیولوژیکی خاک کمک می کند و باعث افزایش فعالیت میکروارگانیسم ها در خاک می شود. اما از سوی دیگر وجود ترکیبات سمی در آن از جمله عناصر سنگین محدودکننده فعالیت میکروارگانیسم های خاک است (Banerjee et al., 1997; Wong et al., 1998, Kilbride, 2006).

۱-۴-۲ اثرات لجن فاضلاب بر گیاه

لجن فاضلاب از جهات مختلف بر گیاه اثر می گذارد. یکی از اثرات لجن فاضلاب بر گیاه، جذب عناصر سنگین موجود در لجن نظیر عنصر جیوه توسط گیاه می باشد. برخی از فلزات سنگین برای رشد گیاهان ضروری هستند که مهمترین آنها عبارتند از مس، روی و منگنز. عناصر دیگر مانند کبالت و نیکل ممکن است نقش هایی در گیاه داشته باشند. سایر عناصر سنگین برای گیاه سمی هستند (افیونی و همکاران، ۱۳۸۲).

الف- جذب عناصر سنگین توسط گیاه

به طور کلی جذب و تجمع عناصر سنگین در بافت های گیاهی به ویژگی های خاک نظیر pH، ظرفیت تبادل کاتیونی، مقدار ماده آلی، ویژگی های فیزیکی خاک، ویژگی های گیاه و غیره بستگی دارد. مطالعات زیادی نشان داده اند که با افزایش لجن فاضلاب غلظت فلزات سنگین در گیاهان افزایش می یابد (McBird and Evans, 2002; Morera, 2002; McBird, 2003). گیاهان بر اساس نوع گونه گیاهی و نوع یون های فلزی می توانند فلزات را از طریق ریشه ها یا روزنه های خود جذب کنند. گیاهان در برابر جذب عناصر

سنگین از خاک ممکن است سه پاسخ فیزیولوژیکی مختلف از خود نشان دهند: پاسخ دفع کننده<sup>۱</sup> که در آن گیاه به طور فعال عنصر خاصی را دفع کرده، غلظت عنصر مورد نظر در بافت گیاهی نسبتاً پایین است و با تغییر غلظت عنصر در خاک تغییر نمی کند، در پاسخ شناساگر<sup>۲</sup> گیاه عنصر خاصی را به مقدار متناسب با مقدار موجود در خاک جذب می کند تا وقتی که غلظت عنصر در خاک به یک حد بحرانی برسد و گیاه دچار مسمومیت شود، در پاسخ انباشتگر یا جاذب<sup>۳</sup> گیاه به کمک فیزیولوژی متخصص خود عنصر خاصی را به طور فعالانه از خاک با سطح کم یا زیاد جذب می کند به طوری که غلظت عنصر مورد نظر بدون این که باعث مسمومیت شود در بافت های گیاهی بسیار زیاد است. در کل غلظت فلز بافت های موجود در سطح زمین نسبت به ریشه می تواند معیاری برای سنجش ضریب انتقال فلز باشد (Windham et al., 2003).

ب- اثر لجن فاضلاب بر عملکرد گیاه

به دلیل بالا بودن غلظت عناصر مغذی مورد نیاز گیاهان مخصوصاً N و P در لجن فاضلاب، این ماده می تواند اثر مثبتی بر عملکرد گیاهان داشته باشد (McBride., 1998). از طرف دیگر لجن فاضلاب باعث بهبود ساختمان خاک شده و در نتیجه منجر به افزایش عملکرد محصول می شود (Pescod, 1987). بازدهی محصولات در این خاک ها نسبت به خاک های تیمار شده با کودهای تجاری بالاتر است (Evanylo, 1999). به طور کلی لجن فاضلاب به واسطه اثرات مثبت خود بر خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک، موجب افزایش عملکرد محصولات رشد یافته در این خاک ها می شود (Stauber and Rampton, 1995; Kilbride, 2006). عرفان منش (۱۳۷۶) و خیام باشی (۱۳۷۶) طی مطالعات خود نشان دادند که استفاده از لجن فاضلاب باعث افزایش عملکرد گیاه می شود.

۱-۴-۳ اثرات لجن فاضلاب بر موجودات زنده

در کاربرد لجن فاضلاب در زمین، پاتوژن ها و آلاینده های موجود در لجن مثل عناصر سنگین می توانند جانوران و از جمله دام ها را تحت تأثیر قرار دهند. ممکن است حیوانات چرنده و دام هایی که از گیاهان پرورش یافته در لجن فاضلاب تغذیه می کنند، آلاینده های موجود در لجن را چه از طریق گیاهان و چه از طریق بلع مستقیم لجن حین چرا، وارد معده خود کنند. ۱ تا ۳۰ درصد رژیم غذایی حیوانات چرنده را خاک تشکیل می دهد که این مقدار بستگی به شرایط چرا و شرایط آب و هوایی دارد. به عنوان مثال یک گاو قادر است در هر سال ۵۰۰ kg خاک را همراه علوفه ببلعد. در شرایط آب و هوایی مرطوب که علوفه در خاک لگدمال می شوند، بیشترین فروری خاک- لجن و عناصر سنگین موجود در آن رخ می دهد (Hope, 1986; Montague, 1997).

- 
- 1- Excluder Response
  - 2- Indicator Response
  - 3- Accumulator Response

همچنین ممکن است مواد آلاینده و عناصر سنگین در بدن حشرات و میکروارگانیسم های موجود در خاک و یا پستانداران کوچک انباشته شود و بدین ترتیب این آلاینده ها وارد بدن آنها و سایر موجودات زنجیره غذایی از جمله پرندگان شود. به هر حال عناصر سنگینی که وارد بدن جانور شده در کبد، کلیه ها و یا استخوان ها تجمع می یابد و باعث می شود که این جانوران به عنوان یکی از راههای مهم ورود عناصر سنگین به زنجیره های غذایی محسوب شوند (Hope, 1986; Montague, 1997; Eisler, 2000). اثرات سوء جیوه در حیات وحش بیشتر در کلیه ها، روده ها و سیستم تنفسی دیده می شود (وهاب زاده، ۱۳۷۸).

#### ۱-۴-۴ اثرات لجن فاضلاب بر انسان

پاتوزن ها، مواد آلی سمی و عناصر سنگین موجود در لجن می توانند از طریق گیاهان پرورش یافته در خاک بیمار شده یا از طریق حیوانات چرنده در این خاک ها وارد بدن انسان شوند. منبع دیگر به خطر افتادن سلامتی انسان در استفاده از لجن در زمین، خاک و آلودگی هایی است که می تواند به طور مستقیم وارد زنجیره غذایی انسان شود و حتی سریع تر و بیشتر از مسیر جذب از طریق گیاهان سلامتی انسان را تحت تأثیر قرار دهد. به عنوان مثال ممکن است کودکان حین بازی در نزدیک زمین بیمار شده دست خود یا اسباب بازی خود را که آلوده شده وارد دهان خود کنند و بدین طریق در معرض آلاینده های موجود در لجن قرار گیرند (Hope, 1986; Miller, 2002).

مهمترین اندام جذب کننده عناصر سنگین در بدن انسان کلیه ها می باشند که از واحدهای بسیار ریزی به نام نفرون تشکیل شده که وظیفه جذب مواد سمی از خون را به عهده دارند. موادی که برای نفرون ها و در نهایت کلیه ها سمی هستند نفروتوکسین نامیده می شوند. جیوه، سرب و کادمیوم از جمله فلزاتی هستند که در گروه نفروتوکسین ها<sup>۱</sup> قرار می گیرند (افیونی و عرفان منش، ۱۳۷۹).

#### ۱-۵ جیوه و ترکیبات آن

جیوه یکی از فلزات سنگین است. علت اطلاق لفظ فلز سنگین جرم مخصوص بالاتر از ۶ گرم بر سانتی متر مکعب این فلز می باشد. نام جیوه از سیاره مرکورو (عطارد) و علامت اختصاری آن Hg از واژه نقره مایع گرفته شده است؛ در میان فلزات دارای یک موقعیت ویژه است زیرا تنها فلزی است که در درجه حرارت اتاق مایع است. جیوه دارای عدد اتمی ۸۰ و نقطه ذوب ۳۷۵ درجه سانتی گراد می باشد. جیوه و ترکیباتش ۰/۰۸ ppm وزن پوسته زمین را تشکیل می دهند. جیوه به عنوان یک آلاینده مقاوم و تجمع پذیر بیولوژیک شناخته شده است و یکی از آلاینده های مهم محیط زیست به شمار می رود (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱).



پایین ترین نقطه جوش را در میان فلزات سنگین مانند آرسنیک، کادمیوم، نیکل، مس، سرب، کروم و روی داراست. جیوه در حالت های اکسایش ترکیبات یک و دو ظرفیتی ایجاد می کند که ترکیبات جیوه II نسبت به نمک های جیوه I در محیط زیست معمول تر هستند. در خصوصیات شیمیایی جیوه (II) مشابه مس (II) و سرب (II) است و جیوه (I) مشابه نقره و طلا (I) است.

جیوه یک فلز سمی و یک عنصر طبیعی است که از ترکیبات معدنی سولفید جیوه (HgS) به دست می آید. این عنصر در حرارت معمولی با اکسیژن هوا اکسید نمی شود ولی در حرارت های نزدیک به نقطه جوش به آرامی اکسید می گردد (Jones et al., 1996).

جیوه همچنین با کربن ترکیب شده و تولید ترکیبات آلی جیوه می کند. از بین ترکیبات این عنصر ترکیبات الکیل جیوه بسیار سمی است و به خوبی در چربی حل شده و ترکیبات پایدار ایجاد می کنند. یکی از ترکیبات آلی جیوه، متیل مرکوری  $Hg CH_3$  (فرم بسیار سمی جیوه) است که به طور عمده توسط میکروارگانیسم ها در آب و خاک تولید می شود. اشکال مختلفی از جیوه در محیط دیده می شود. عمده ترین اشکال جیوه در محیط شامل جیوه فلزی، ترکیبات جیوه دو ظرفیتی غیر آلی از قبیل کلرید جیوه، هیدروکسید جیوه و سولفید جیوه و ترکیبات آلی جیوه شامل یون متیل مرکوری و ترکیبات منو متیل مرکوری است.

#### ۱-۵-۱ موارد مصرف جیوه

جیوه در صنایع به سه شکل فلز، ترکیبات آلی و ترکیبات معدنی استفاده می شود. ترکیبات آلی جیوه شامل گروه های هیدروکربنی آروماتیک یا آلیفاتیک و ترکیبات معدنی جیوه معمولاً شامل نمک های جیوه نظیر کلرایدها یا اکسیدهای جیوه می باشد. بیشترین مصرف جیوه در تولید دستگاههای الکتریکی مانند لامپ های الکتریکی، کلیدهای الکتریکی بی صدا، لامپ های فلورسنت و باتری های جیوه ای می باشد.

یکی از مهم ترین مصرف کنندگان جیوه در صنعت، واحدهای کلرآلکالی هستند که سود سوزآور (NaOH)، کلر  $Cl_2$  و ترکیبات کلردار مانند آب ژاول را توسط الکترولیز محلول های نمکی تولید می کنند. در این فرایند جیوه نقش کاتد را در عمل الکترولیز بازی می کند (UNEP, 2002).

جیوه در بیش از ۲۰۰۰ فرآورده و تولیدات صنعتی مورد استفاده قرار می گیرد. برخی از این فرآورده ها شامل: فشارسنج ها، دما سنج ها، چگالی سنج ها، باتری ها، آمالگام های دندانپزشکی، مواد محافظ چوب، مواد صیقل دهنده وسایل، نرم کننده های پارچه، یکسوکننده های جریان برق، گریس برای درزگیری و روکش کردن، مواد مورد استفاده در استخراج طلا و نقره از سنگ های معدنی هستند (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). جدول ۱-۱ فرم های مختلف جیوه مورد استفاده در صنایع را نشان می دهد.

صنایع کلرآلکالی، تجهیزات الکتریکی، رنگ سازی و خمیرسازی بزرگ ترین مصرف کنندگان جیوه می باشند که ۵۵٪ از مصرف کل را باعث می شوند.

جدول ۱-۱ اشکال مختلف جیوه مورد استفاده در صنایع (Jones et al., 1996)

منبع مصرف	نوع	نام
واحدهای کلرآلکالی آمالگام معادن لوازم (دما سنج ها، فشارسنج ها)	فلزی یا بنیادی ( $Hg^0$ )	مرکوری
تجهیزات الکتریکی (باتری ها، لامپ ها) فرآورده های پزشکی فرآورده های محافظ کننده پوست	معدنی ( $Hg^{+2}$ )	مرکوریک
فرآورده های پزشکی تجهیزات الکتریکی (باتری ها)	معدنی ( $Hg^{+1}$ )	مرکوروس
رژیم های غذایی رسوبات آلوده	آلی ( $CH_3 Hg^{+1}$ )	متیل مرکوری
رنگ ها ضد قارچ ها	آلی ( $C_6H_5 Hg^{+1}$ )	فنیل مرکوری

ترکیبات آلی جیوه، در ساخت آفت کش ها، خصوصاً قارچ کش ها، موارد مصرف گوناگونی دارند. این ترکیبات شامل آریل مرکوریال هایی نظیر فنیل مرکوریک دی متیل دی تیوکاربامات (مورد استفاده در آسیاب های کاغذ به عنوان میکروپ کش و برای به تأخیر انداختن کپک زدگی کاغذ) و آلکیل مرکوریال هایی مثل اتیل مرکوریک کلراید  $C_2H_5HgCl$  (مورد مصرف در اصلاح بذر) هستند. ترکیبات آلکیل مرکوری، در مقابل تجزیه و فساد مقاومت نشان می دهند و برای محیط زیست تهدید آمیزتر از ترکیبات معدنی جیوه می باشند (Hylander, 2001; UNEP, 2002).

#### ۱-۵-۲ اثرات اکولوژیکی جیوه

محققان معتقدند که انتقال و انتشار محیطی جیوه، طی دو چرخه انجام می گیرد. یکی در حوزه جهانی است که گردش اتمسفری بخار جیوه از منابع زمینی به اقیانوس ها را شامل می شود. چرخه دوم در حوزه محلی است و به متیلاسیون جیوه معدنی که عمدتاً از منابع آنتروپوژنیک ایجاد می شود بستگی دارد، مراحل این چرخه تا حدودی ناشناخته است، احتمالاً در گردش اتمسفری دی متیل مرکوری ایجاد شده از فعالیت

باکتری ها دخالت دارد. به این ترتیب میزان محیطی متیل مرکوری، به تعادل بین متیلاسیون و دمتیلاسیون بستگی دارد. اندازه گیری های هم زمان جیوه اتمسفری همراه با سوابق تاریخی از رسوبات و گل و لای دریایچه ها نشان می دهد که ذخیره جهانی اتمسفری، از زمان شروع عصر صنعتی به میزان ۲ تا ۵ برابر افزایش یافته است. از آنجا که بخار جیوه مدت زمان زیادی در اتمسفر باقی می ماند و به دلیل آنکه آلودگی جیوه در زنجیره غذایی به لحاظ جغرافیایی فراگیر می باشد، آلودگی جیوه اغلب یک مشکل جهانی قلمداد می شود (Carroll et al., 2000; Hintelmann et al., 2000; Hylander, 2001).

عمده ترین راه تماس با عنصر جیوه از طریق تنفس می باشد. در بررسی های انجام شده کمتر از ۵۰٪ کل تماس با جیوه مربوط به تنفس این عنصر و کمتر از ۱۰٪ کل تماس ناشی از آلودگی های کشاورزی می باشد. عمده ترین روش تماس با جیوه از طریق زنجیره غذایی زمینی عبارت است از: جیوه اتمسفری ← گیاهان سبز ← مصرف انسانی و مسیر جیوه خاک ← گیاهان سبز (Carroll et al., 2000).

#### ۱-۵-۳ مسمومیت جیوه

پتانسیل سمیت جیوه برای اولین بار در سال ۱۵۳۳، توسط داروساز معروف سوئیسی Paracelsus در کتاب بیماری های شغلی مطرح شد که به بررسی سمیت جیوه در کارگران معدن پرداخته بود (Veiga and Meech, 1995). مسمومیت جیوه در نتیجه تماس بیش از حد با جیوه به وجود آمده، باعث آسیب در سلسله عصبی بدن می شود. سمیت جیوه بسته به نوع ترکیب شیمیایی حاوی جیوه، نوع و زمان تماس با آن متفاوت است. جیوه روی سلسله اعصاب مرکزی تأثیر می گذارد. فقط دوز جذب شده جیوه می تواند باعث سمیت در انسان یا حیوان شود و دوز جذب نشده اصولاً از طریق مدفوع دفع می شود (Miller, 2002). مسمومیت با این فلز از طریق استنشاقی، خوراکی، عضلانی، سیاهرگی و پوستی صورت می گیرد. به عبارت دیگر مسمومیت نه فقط به واسطه گوارش بلکه با جذب پوستی نیز اتفاق می افتد. استنشاق بخار جیوه باعث انتقال آن از طریق خون به مغز و آسیب جدی در سیستم اعصاب مرکزی می شود. تصعید جیوه از خاک های آلوده و استنشاق آن توسط انسان، در صورتی که این میزان از حد استاندارد EPA (۳۰۰ نانوگرم جیوه بر مترمکعب) تجاوز کند، می تواند اثرات منفی جبران ناپذیری بر سلامتی انسان برجای گذارد (Kabata-Pendias and Pendias, 2000).

#### ۱-۵-۴ جیوه در خاک

برای آلودگی خاک با جیوه می توان منابع مختلفی همچون استفاده از لجن یا پساب فاضلاب های صنعتی و شهری در زمین کشاورزی ذکر کرد (UNEP, 2002). غلظت پایه<sup>۱</sup> جیوه برای خاک های غیر آلوده ای که از نقاط مختلف جهان جمع آوری شده، بین ۴ ppb (در سوئد) تا ۵۸۰۰ ppb (در روسیه) گزارش شده

1- Typically Background Concentration

است. متوسط غلظت پایه Hg در خاک کشورهای مختلف تقریباً ۲۰۰ ppb (در وزن خشک<sup>۱</sup>) می باشد (Miller, 2002). معمولاً غلظتی از فلز که به صورت طبیعی و به عنوان غلظت پایه فلز در خاک ها وجود دارد، کمتر از آن مقداری است که بتواند از طریق جذب در دسترس گیاهان قرار گیرد، بنابراین این غلظت زمینی در مقایسه با فلزات اضافه شده به خاک از طریق کاربرد لجن در زمین، کم خطر است (Pescod, 1987). غلظت جیوه خاک با برخی از پارامترهای خاک از قبیل سطوح کربن و گوگرد آلی خاک ها، مقدار رس و هوموس خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک رابطه مستقیم دارد (Kabata-Pendias and Pendias, 2000).

اگرچه تمایل خاک برای جذب جیوه آلی نسبت به جیوه معدنی بیشتر است، ولی جذب همه ترکیبات جیوه به طور مستقیم با کربن آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (CEC<sup>۱</sup>) همبستگی نشان می دهد (Kitagishi, 1981). فرم عنصری جیوه در خاک بیشتر تحت تأثیر تبخیر قرار می گیرد و بخار جیوه حاصل به کمک باد و آب موجود در اتمسفر در اکوسیستم جابجا می شود، وقتی جیوه عنصری به فرم های یونی اکسید می شود تمایل آن برای اتصال به ذرات خاک افزایش و تبخیر آن تا حد زیادی کاهش می یابد (Miller, 2002). جیوه ای که از اتمسفر بر روی خاک رسوب می کند بیشتر تمایل دارد در سطح خاک انباشته شود و در خاک کمپلکس های پایدار تشکیل دهد. این پیوند شیمیایی می تواند تا حد زیادی از تحرک Hg در خاک و دسترسی آن برای جذب توسط موجودات زنده بکاهد (Nichols et al., 1997; WHO, 1989). تغییر شکل ترکیبات آلی جیوه، به ویژه متیل دار شدن جیوه عنصری مهمترین نقش را در چرخه جیوه در محیط زیست دارا می باشد. جیوه متیل دار شده به سهولت متحرک شده و به آسانی به وسیله موجودات زنده شامل برخی گیاهان جذب می شود (Jernelov, 1975). مکانیزم متیل دار شدن جیوه می تواند به طور غیر زیستی اتفاق بیفتد، شمار زیادی از موجودات زنده به خصوص میکروارگانیسم ها نیز ممکن است این واکنش را به انجام برسانند. روشن گردیده است که انواعی از باکتری ها و مخمرها پراچیه فرم کاتیونی Hg<sup>+2</sup> به حالت عنصری Hg<sup>0</sup> اثر گذاشته اند و منجر به تصعید جیوه به شکل عنصری شده اند. همچنین عکس این امر یعنی اکسیداسیون جیوه عنصری به فرم کاتیونی آن نیز می تواند با واسطه میکروارگانیسم ها به انجام برسد. متیله شدن جیوه به شدت در توده زنده موجود در ۱۶-۰ سانتی متری پروفیل سطحی خاک در حال انجام است (Kabata-Pendias and Pendias, 2000). به دلیل واکنش سریع Hg در جذب سطحی به خاک هر نوع انتشار جیوه به آب غیر محتمل است (Miller, 2002). از طرف دیگر به دلیل بالا بودن pH در خاک های کشاورزی حلالیت و انتشار فلز سنگینی چون Hg در منابع آب ناچیز است (Goldstein, 1995; Keller et al., 2001).

---

1- Dry Weight

2- Cation-Exchange Capacity

ورود جیوه به گیاه به عنوان مسیری برای ورود آن به چرخه غذایی انسان مسأله ای در خور اهمیت است. برای اکثر ارگانسیم ها رژیم غذایی مهمترین منبع ترکیبات آلی و معدنی جیوه محسوب می شود. ممکن است گیاهان به عنوان مسیری قابل توجه برای ورود جیوه به اکوسیستم های خشکی عمل کنند. جذب Hg از طریق گیاهان در وارد شدن جیوه به زنجیره های غذایی خشکی نقش عمده ای بازی می کند (WHO, Egler et al, 2005; Barghigiani and Ristori, 1994; 1989). به طور کلی غلظت گزارش شده جیوه<sup>۱</sup> در گیاهان خشکی ۳۰ - ۷۰۰ ppb و به طور متوسط ۲۹۰ ppb (ww) می باشد (Adriano, 1986). در شبکه های غذایی خشکی جیوه به فرم معدنی وجود دارد و در گیاهان انباشته می شود، با این وجود این عنصر در موجوداتی که از گیاهان تغذیه می کنند دچار بزرگنمایی زیستی<sup>۲</sup> نمی شود (Nichols et al., 1997).

گیاهان خشکی قادرند جیوه را از خاک به کمک ریشه های خود یا به صورت مستقیم از هوا به کمک روزنه های موجود در سطح برگ های خود جذب کنند، همچنین آنها می توانند بخار جیوه را از برگ ها به اتمسفر انتشار دهند (Ericksen et al., 2003). میزان انتشار جیوه از گیاه به اتمسفر در روشنایی بیشتر از تاریکی است. در واقع گیاهان به عنوان کانالی میان خاک کره و هوا کره برای نقل و انتقال جیوه ایفای نقش می کنند، که البته در مدلسازی رفتار جیوه در اکوسیستم های خشکی و اتمسفر برای این نقش گیاهان ارزش گذاری کمی شده و آن چنان که باید در مقیاس جهانی مورد توجه قرار نگرفته است (Leonard et al, 1998). بسته به نوع گونه گیاهی و یون فلزی جذب می تواند از طریق ریشه ها، روزنه ها یا سایر نقاط ورود صورت گیرد (Windham et al., 2003). جذب جیوه توسط گیاهان فقط به غلظت Hg خاک بستگی ندارد بلکه نسبت جیوه خاک به جیوه اتمسفر نیز مهم است. جذب Hg از خاک توسط ریشه ها بستگی به تیپ خاک، مقدار اسید هومیک<sup>۳</sup>، فعالیت میکروبیولوژیکی، pH و پتانسیل ریداکس خاک دارد. جذب از طریق برگ ها نیز بستگی به نوع گیاه، آلودگی هوا و میزان رسوب آئروسول های اتمسفری<sup>۴</sup> دارد (Vecera et al., 1999). دسترسی جیوه برای گیاهان با مقدار آهن و آلومینیوم موجود در خاک رابطه معکوس دارد. هرچه Fe و Al خاک بیشتر باشد، دسترسی زیستی جیوه برای گیاهان کمتر می شود (بای بوردی و سیادت، ۱۳۸۴).

جذب جیوه در برخی از گیاهان آوندی ناچیز در نظر گرفته می شود، در حالی که برخی دیگر از گیاهان به عنوان یک انباشتگر زیستی<sup>۵</sup> برای Hg عمل می کنند مثل گونه های درخت کاج<sup>۶</sup> (About et al., 2001).

- 1- Typically Reported Mercury Concentrations
- 2- Biomagnification
- 3- Humic Acid
- 4- Atmospheric Aerosol Deposition
- 5- Bioconcentration
- 6- Pinus Sp.,

که در شرایط آزمایشی از این گیاهان برای رفع آلودگی خاک های آلوده به جیوه استفاده می شود ( Henry, 2002). مطالعات دیگر حاکی از آن است که در شرایط مکانی رشد یکسان برخی از گونه های گیاهی مثل هویج، کاهو و مخصوصاً قارچ ها نسبت به سایر گیاهان مقدار جیوه بیشتری جذب می کنند ( Hope, 1986; Montague, 1997; Nichols et al., 1997). آن مقدار جیوه کمی هم که گیاهان جذب می کنند تا حد زیادی در ریشه ها نگه داشته می شود و به ساقه ها و برگ ها، که مورد استفاده علفخواران مثلاً دام های اهلی قرار می گیرد، انتقال داده نمی شود (Granato et al., 1995). فرم های آلی جیوه (مثل متیل جیوه) در مقایسه با اشکال معدنی این عنصر برای گیاهان قابل دسترس تر می باشد (Davis et al., 1997). محققان گزارش کرده اند که متیل جیوه بیشترین قابلیت دسترسی را برای گیاه دارد در حالی که فنیل و سولفید جیوه کمترین قابلیت دسترسی را برای گیاهان داشته و بقیه ترکیبات آلی جیوه نیز حالت های حد واسط دارند (Kabata-Pendias and Pendias, 2000). وقتی گیاهان در معرض خاک، آب یا هوای آلوده به جیوه قرار می گیرند ممکن است تمام فرآیندهای بیولوژیکی و فیزیولوژیکی آنها به صورت منفی تحت تأثیر قرار گیرد. علایم سمیت جیوه در گیاهان به طور معمول شامل توقف رشد جوانه و توسعه ریشه، ممانعت در فتوسنتز و در نتیجه کاهش عملکرد، اختلال در تعریق و نیز تأثیر جیوه تجمع یافته در ریشه به صورت ممانعت از جذب پتاسیم می باشد (Kabata-Pendias and Pendias, 2000). در واقع علائم سمیت جیوه در گیاه فقط در حد کاهش نرخ رشد است و اثری از اختلال در ادامه حیات گیاه دیده نمی شود، به عبارت دیگر جیوه گیاه را نمی کشد (Miller, 2002).

#### ۱-۶ استانداردهای EPA برای کاربرد لجن در زمین (40 CFR part 503)<sup>۱</sup>

در ۲۵ نوامبر ۱۹۹۲، CWA<sup>۲</sup> برای حمایت از سلامت انسان و محیط زیست در برابر خطرات احتمالی برخی از آلاینده های موجود در لجن فاضلاب، آیین نامه<sup>۳</sup> 40 CFR part 503 (استانداردهای کنترل استفاده نهایی یا دفع لجن فاضلاب) را منتشر کرد (USEPA, 1993). این دستورالعمل در ۲۵ اکتبر ۱۹۹۵ در قوانین و مقررات Volume 60, Number 206 در صفحات ۴۵۷۶۳ تا ۵۴۷۷۰ ثبت گردید. بخش ۵۰۳ در واقع یک دستورالعمل مبتنی بر خطر<sup>۴</sup> است که EPA آن را منتشر کرده تا مطمئن شود که لجن به طریقی استفاده یا دفع شده که هم سلامت انسان و هم محیط زیست هر دو تحت حفاظت بوده و خطری متوجه آنها نیست. این آیین نامه در خصوص دفع یا استفاده از لجن وضع شده است.

۱- منابع مورد استفاده در این بخش شامل مراجع زیر می باشد:

Evanylo, 1999; Granato et al., 1995; Low and Min, 1996; USEPA, 1992, 1993, 1995, 1999, 1999c, 2001a, 2002, 2002a, Wortmann and Binder, 2002.

2- U.S. EPA, Clean Water Act part 405(d)

3- Code of Federal Regulations

4- Risk-Based Regulation

به عبارت دیگر: ۱- وقتی لجن در زمین به عنوان کود برای پرورش محصولات و یا جهت بهبود کیفیت خاک بکار برده می شود، ۲- وقتی لجن در زمین به منظور دفع نهایی بکار می رود و ۳- وقتی لجن سوزانده می شود. در این آیین نامه کاربرد در زمین<sup>۱</sup> به این صورت تعریف می شود: انتشار، اسپری (افشاندن)، تزریق یا تلفیق لجن فاضلاب یا یک ماده مشتق شده از آن در زیر یا بر روی سطح زمین به منظور مؤثر واقع شدن اثر مثبت لجن در بالا بردن کیفیت خاک. تعریف دفع<sup>۲</sup> نیز دقیقاً شبیه استفاده در زمین است، با این تفاوت که در این عمل هدف نهایی، دفع است بدون در نظر گرفتن بالا بردن کیفیت خاک به کمک لجن. بخش ۵۰۳ بیشتر بر روی کاربرد لجن در زمین تمرکز دارد و هدف آن به وجود آوردن یک مصرف کننده (لجن در زمین) کاملاً مطابق شرایط و ضوابط مشخص شده در این بخش می باشد. در این آیین نامه شرایط کلی مورد نیاز، حدود آلاینده ها، استانداردهای قابل استفاده به طور کامل توضیح داده می شود. شرایط و ضوابط بخش ۵۰۳ بر چهارگروه تحمیل می شود: ۱- اشخاصی که لجن یا ماده مشتق شده از لجن را آماده می کنند، ۲- اشخاصی که لجن را در زمین مصرف می کنند (چه به منظور دفع و چه به منظور کاربرد)، ۳- مالکان و مجریان سایت های دفع و ۴- مالکان و مجریان کوره های لجن سوز. قوانین بخش ۵۰۳ تا حد زیادی خود اجرا هستند به این مفهوم که هر شخص باید خود به فکر سلامتی خود و محیط زیست خود باشد. در این آیین نامه از اصطلاح Biosolids به جای لجن فاضلاب<sup>۳</sup> استفاده شده است، چراکه این اصطلاح مفهوم گسترده ای داشته و خصوصیات مثبت ذاتی لجن را نیز به روشنی انعکاس می دهد. در بخش ۵۰۳ دانشمندان علم محیط زیست و کشاورزی U.S. EPA و سازمان کشاورزی آمریکا<sup>۴</sup>، کیفیت لجن را قبل از استفاده در زمین از لحاظ سه پارامتر اصلی نگرانی (۱- آلاینده ها، ۲- پاتوژن ها و ۳- میزان جذابیت لجن برای ناقلین بیماری ها) مورد بررسی قرار داده، محدودیت هایی را مشخص کرده اند. در واقع اولین پارامتر مورد بررسی در کیفیت لجن محدوده آلاینده ها (فلزات) می باشد. بخش ۵۰۳ برای غلظت ۹ فلز موجود در لجن فاضلاب از جمله جیوه، بر اساس ارزیابی ریسک<sup>۵</sup> یک سری محدوده هایی مشخص کرده است. این ۹ عنصر عبارتند از: جیوه، آرسنیک، کادمیوم، روی، سرب، نیکل، سلنیوم، مس و کروم. منظور از ارزیابی ریسک فرایند تعیین آثار بالقوه ناگوار تماس با آلاینده ها و سایر مواد آلی بر محیط زیست و سلامت انسان می باشد. برای اتخاذ تصمیمات زیست محیطی در مورد یک فعالیت (مثل کاربرد لجن فاضلاب در زمین) می بایست کلیه فاکتورهای مربوط به آن فعالیت از لحاظ سلامت انسان و محیط زیست ارزیابی شود. در واقع در بخش ۵۰۳ به منظور حفاظت از انسان، جانور یا گیاهی که به مقدار خیلی زیاد و به طور مکرر در معرض آلاینده های موجود در لجن قرار دارد، حداکثر غلظت قابل قبول آلاینده ها در خاک مشخص شده است. در این آیین نامه از ۱۴ مسیر، به عنوان منحصر بفردترین راههایی که گیاه، حیوان، انسان و بیوتای خاک در

- 1- Land Application
- 2- Disposal
- 3- Sewage Sludge
- 4- U.S. Department of Agriculture
- 5- Risk Assessment

معرض آلاینده ها قرار می گیرد، استفاده شده است (جدول ۱- ۲).

جدول ۱-۲ مسیر های مورد استفاده در بخش ۵۰۳ جهت ارزیابی ریسک قرارگیری در معرض آلاینده ها (Evanylo, 1999)

مسیر	توضیحات
۱- لجن ← انسان	بلع لجن توسط انسان (کودکان).
۲- لجن ← خاک ← گیاه ← انسان	خوردن گیاهان رشد یافته در خاک تیمار شده در لجن توسط انسان (به استثنای Home Gardener).
۳- لجن ← خاک ← گیاه ← انسان	خوردن گیاهان رشد یافته در خاک تیمار شده در لجن توسط انسان (Home Gardener).
۴- لجن ← خاک ← گیاه ← حیوان ← انسان	خوردن تولیدات حیواناتی (که از علوفه های رشد یافته در خاک تیمار شده با لجن تغذیه کرده اند) توسط انسان.
۵- لجن ← خاک ← گیاه ← حیوان ← انسان	خوردن تولیدات حیواناتی (که مستقیماً لجن را بلعیده اند) توسط انسان.
۶- لجن ← خاک ← گرد و غبار انتشار یافته در هوا ← انسان	استنشاق ذرات گرد و غبار (dust) ناشی از لجن توسط انسان (مثلاً راننده ماشین حمل لجن به سایت کاربری).
۷- لجن ← خاک ← هوا ← انسان	استنشاق آلاینده هایی که از لجن به هوا تبخیر می شوند.
۸- لجن ← خاک ← آب سطحی ← انسان	نوشیدن آب سطحی آلوده یا خوردن ماهی پرورش یافته در این آب
۹- لجن ← خاک ← آب زیرزمینی ← انسان	نوشیدن آب حاوی آلاینده هایی که از خاک تیمار شده به سمت آب زیرزمینی آبشویی شده است.
۱۰- لجن ← خاک ← گیاه	مسمومیت گیاه به دلیل جذب آلاینده های موجود در خاک-لجن محل رشد.
۱۱- لجن ← خاک ← حیوان	بلع لجن توسط حیوان.
۱۲- لجن ← خاک ← گیاه ← حیوان	خوردن گیاهان رشد یافته در خاک تیمار شده در لجن توسط حیوان.
۱۳- لجن ← خاک ← ارگانسیم	ارگانسیم های خاک مخلوطی از خاک و لجن را می بلعند.
۱۴- لجن ← خاک ← طعمه خوار	شکارچیان ارگانسیم های خاک که در معرض خاک تیمار شده با لجن قرار می گیرند.

در بخش ۵۰۳ برای مشخص کردن حداکثر غلظت مجاز و قابل قبول فلزات موجود در لجن فاضلاب، چهار سری محدوده برای آلاینده ها تهیه شده است:

- ۱- سقف غلظت (Ceiling Concentration (mg/kg dw): اشاره دارد به ماکزیمم غلظتی از هر آلاینده که می توانند در لجن وجود داشته باشد و باز هم از لجن در زمین استفاده کرد. اگر حتی غلظت یکی از ۹ فلز آلاینده لجن از این مقدار فراتر رود دیگر نمی توان از آن لجن در زمین استفاده کرد.
- ۲- غلظت آلاینده (Pollutant Concentration (mg/kg dw): لجن فاضلابی که با این فاکتور مطابقت



یافته در واقع به یکی از سه پارامتر ضروری برای کیفیت لجن (یعنی محدوده آلاینده ها) دست یافته است. به عبارت دیگر لجنی که غلظت آلاینده های آن کمتر از حدود مشخص شده در این بخش باشد دیگر نیاز به مطابقت با سایر فاکتورهای مربوط به آلاینده ها ندارد.

۳- نرخ بارگیری تجمعی (بار تجمعی) (CPLR) (kg/ha) : Cumulative Pollutant Loading Rate : حداکثر مقدار آلاینده ای که می تواند در یک واحد از مساحت زمین در طول کل دوران زندگی در سایت بکار گرفته شود. این پارامتر برای بررسی لجنی بکار می رود که آلاینده های آن با محدوده های مشخص شده در سقف غلظت ها مطابقت می کند ولی با محدوده های غلظت آلاینده ها تطبیق ندارد (یک یا همه ۹ عنصر). وقتی لجن در حجم بالا و مقیاس وسیع (bulk) استفاده می شود برای بررسی کیفیت از این پارامتر استفاده می شود.

۴- نرخ بارگیری سالیانه (بار سالیانه) (APLR) Annual Pollutant Loading Rate (dw)(kg/ha/year) : اشاره دارد به حداکثر مقدار آلاینده ای که می تواند در یک واحد از مساحت زمین در طول یک دوره ۳۶۵ روزه بکار گرفته شود. این پارامتر برای بررسی لجنی بکار می رود که آلاینده های آن با محدوده های مشخص شده در سقف غلظت ها مطابقت می کند ولی با محدوده های غلظت آلاینده ها تطبیق ندارد (یک یا همه ۹ عنصر). زمانی که از حجم کم لجن فاضلاب (bag) استفاده می شود (مثلاً استفاده از لجن در باغچه خانه ها) نمی توان انتظار داشت بار تجمعی برای کل مدت زمان استفاده محاسبه شود، بنابراین برای بررسی کیفیت لجن بار سالیانه محاسبه می شود. در بخش ۵۰۳ مقادیر این ۴ پارامتر برای عناصر مختلف مشخص گردیده است (جداول ۱-۳ و ۱-۴).

جدول ۱-۳ حداکثر غلظت مجاز فلزات موجود در لجن فاضلاب مطابق با استانداردهای EPA (EPA, 1994 as cited by Low and Min, 1996; Wortmann and Binder, 2000)

سقف غلظت ها ceiling concentrations (Table 1 of 40 CFR 503.13) mg/kg (dw)	غلظت های آلاینده pollutant concentrations (Table 3 of 40 CFR 503.13) mg/kg (dw)	فلزات
۷۵	۴۱	آرلنیک
۵۷	۱۷	جیوه
۷۵۰۰	۲۸۰۰	روی
۱۰۰	۳۶	سلنیوم
۸۴۰	۳۰۰	سرب
۸۵	۳۹	کادمیوم
۳۰۰۰	۱۲۰۰	کروم
۴۲۰	۴۲۰	نیکل
۴۳۰۰	۱۵۰۰	مس

جدول ۱-۴ بار تجمعی و سالیانه مجاز فلزات موجود در لجن فاضلاب مطابق با استاندارد EPA (EPA, 1994 as cited by Low and Min, 1996; Wortmann and Binder, 2000)

بارسالیانه Annual Limit (Table 4 of 40 CFR 503.13) kg/ha/year (dw)	بارتجمعی Cumulative Limit (Table 2 of 40 CFR 503.13) kg/ha (dw)	فلزات
۲	۴۱	آرسنیک
۰/۸۵	۱۷	جیوه
۱۴۰	۲۸۰۰	روی
۵	۱۰۰	سلنیوم
۱۵	۳۰۰	سرب
۱/۹	۳۹	کادمیوم
۱۵۰	۳۰۰۰	کروم
۲۱	۴۲۰	نیکل
۷۵	۱۵۰۰	مس

#### ۱-۷ بیان مسئله

در سال های اخیر استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود در زمین های کشاورزی، به دلیل ارزان بودن، رواج زیادی یافته است. روند جدیدی که امروزه برای دفع فاضلاب دنبال می شود کاربری آنها در زمین های کشاورزی است. این مسأله منجر به ایجاد نگرانی های بسیاری شده است. چرا که ضایعاتی مانند لجن فاضلاب برای استفاده کشاورزی طراحی نشده اند و در سطوح مختلف تصفیه دارای ترکیبات گاهاً مضر می باشد (McBride, 2003).

حضور فلزات سنگین از قبیل جیوه، اصلی ترین عامل ایجاد نگرانی در تیمارزمین با لجن فاضلاب می باشد و از ارزش آن برای کشاورزی می کاهد (Gomes et al., 2002; Peacival, 2003).

در شهر اصفهان به دلیل وجود تصفیه خانه های فاضلاب، استفاده از لجن فاضلاب در کشاورزی از دیرباز مرسوم بوده، اما به جنبه های زیست محیطی این مساله توجه کافی نشده است. در این شهر سالانه به طور متوسط ۱۰ تا ۲۰ مگاگرم بر هکتار ( $Mg\ ha^{-1}$ ) لجن فاضلاب به کار می رود (کرمی، ۱۳۸۳).

با توجه به این مهم که حذف فلزات سنگینی از قبیل جیوه از لجن فاضلاب تقریباً ناممکن است، کاربرد لجن فاضلاب به عنوان کود در زمین های کشاورزی می بایست تحت شرایط مدیریتی صحیح صورت گیرد. بنابراین تحقیق بر روی پیامدهای مختلف کاربرد این کود ضروری به نظر می رسد.

## ۸-۱ اهداف تحقیق

در این پایان نامه سعی بر آن است تا سرنوشت جیوه موجود در لجن فاضلاب را در خاک و نیز در ریشه، ساقه و دانه ذرت کشت شده در این خاک مورد بررسی قرار دهیم. اهداف مورد بررسی در این تحقیق شامل: ۱- ارزیابی اثر استفاده از لجن به عنوان کود در کشاورزی بر غلظت جیوه خاک و گیاه کشت شده در این خاک و ۲- مقایسه غلظت جیوه بافت های گیاهی مختلف (ریشه، ساقه و دانه) پرورش یافته در خاک تیمار شده با لجن می باشد. قبل از شروع این تحقیق فرضیاتی مطرح شد:

۱- قابلیت انباشتگی جیوه در دانه بیش از ریشه و ساقه می باشد.

۲- تراکم غلظت جیوه در اندام های گیاهی بیش از خاک است.

۳- انباشتگی جیوه در گیاه ذرت با حجم لجن مصرفی رابطه مستقیم دارد.

در ایران تاکنون کاری مشابه این تحقیق که منحصراً روی جیوه تمرکز کرده باشد انجام نشده است. می توان ادعا کرد در مقیاس جهانی نیز مطالعات علمی که به بررسی رفتار Hg لجن فاضلاب در خاک و گیاه پرداخته باشد بسیار کم است. حتی <sup>1</sup> U.S.EPA در بخش ۵۰۳ خود (استانداردهای استفاده یا دفع لجن فاضلاب) در محاسبه ضریب جذب جیوه <sup>2</sup> UCs فقط از چهار مطالعه استفاده کرده چراکه مطالعه بیشتری در این زمینه صورت نگرفته است (USEPA, 1992 as cited by Granato et al., 1995).

---

1- United States Environmental Protection Agency  
2- Uptake Coefficients

فصل ۲

مروری بر مطالعات

گذشته

## ۲-۱ پتانسیل لجن فاضلاب به عنوان کود آلی

از حدود یکصد سال پیش که رابطه بین اثر باکتریها و میکروبهای بیماریزا در شیوع بیماری ها آشکار گشت، انسان به فکر پاکسازی آبهای آلوده افتاد. پرداختن به این فکر از آنجا شروع شد که به تدریج برای جلوگیری از آلوده شدن منابع طبیعی آب به ویژه رودخانه ها ورود فاضلاب به این منابع ممنوع شد. این جلوگیری ها نیاز به تصفیه فاضلاب و تکامل روش های آن را ایجاب می کرد. از دهها سال پیش تاکنون تصفیه فاضلاب در کشورهای اروپایی مورد استفاده قرار گرفته است (خلدانی، ۱۳۴۸ و محوی، ۱۳۶۵). آبیاری زمین های کشاورزی با فاضلاب که برای اولین بار در یونان باستان صورت گرفت نخستین روش دفع فاضلاب بوده است (ابریشم چی، ۱۳۷۴).

استفاده از لجن به عنوان کود در زمین یک تکنیک باستانی است. در اروپا این کار از قرن شانزدهم انجام می شد (Hope, 1986). در سال ۱۹۲۶ در آمریکا اولین تلاش ها برای بازیافت<sup>۱</sup> لجن فاضلاب، بدین طریق آغاز شد که در میلوآکی<sup>۲</sup> لجن فاضلاب خشک به عنوان کود به صاحبان مزارع فروخته می شد. به دنبال آن از نمونه های دیگر کاربرد می توان به ایالت واشینگتن اشاره کرد. اسپری لجن فاضلاب در جنگل های این منطقه منجر به بازپرورش ۳٪ از کل لجن فاضلاب تولیدی این شهرگردید. البته در بکارگیری لجن به این موضوع که اگر شیب زمین بیش از ۲۰-۱۰٪ باشد ممکن است لجن کاملاً به سمت رودخانه ها شسته شود، توجه می شد. در ویسکانسین<sup>۳</sup> نیز ۶۷٪ لجن فاضلاب تولیدی در کشتزارها اسپری یا به زیر خاک تزریق می شود. تزریق لجن فاضلاب در زیر خاک باعث ممانعت از انتشار بوی این ماده به فضای اطراف و نیز جلوگیری از آلودگی بصری می گردد. در این ناحیه انتخاب زمین جهت کاربرد لجن بر اساس نوع خاک، عمق آبهای زیرزمینی، جنس سنگ بستر و شیب زمین صورت می گیرد. در نفوذپذیری بالا یا پتانسیل بالای ایجاد هرزآب اجازه استفاده داده نمی شود. بدین ترتیب امروزه لجن فاضلاب دیگر پسماند تلقی نمی شود بلکه از آن به عنوان یک منبع یاد می شود (Tenenbaum, 1997).

در ایران از زمان های بسیار دور لجن به دست آمده از چاه های فاضلاب، بدون در نظر گرفتن ماهیت واقعی این ماده به عنوان کود در زمین های کشاورزی بکار گرفته می شد (منزوی، ۱۳۷۲).

## ۲-۲ مطالعات انجام شده

Kosta و همکاران (۱۹۷۲) سطح زمینه جیوه برای گیاهان را ۱-۱۰۰ میکروگرم در کیلوگرم (در وزن خشک) تخمین زدند. محققین زیادی برای تخمین حد مجاز جیوه در گیاهان خوراکی تلاش کرده اند، برخی

- 
- 1- Recycling
  - 2- Milwaukee
  - 3- Wisconsin

از آنها ۵۰ میکروگرم در کیلوگرم (در وزن مرطوب) را پیشنهاد کرده اند، در هر حال حد مجاز جیوه در گیاهان خوراکی بایستی بر پایه جذب روزانه جیوه توسط یک گروه جمعیتی مشخص محاسبه شود. Landa (۱۹۷۸) گزارش کرده است که که محتوی جیوه خاک ها به علت تصعید از خاک که با درجه حرارت بالاتر خاک و قلیائیت بیشتر خاک افزایش می یابد، به مرور کاهش پیدا می کند. Brown & Frang (۱۹۷۸) طی مطالعات آزمایشگاهی خود نشان دادند که برگ ها می توانند از طریق روزنه های خود جیوه را به شکل گاز و بخار جذب کنند. آنها شدت جذب بخار جیوه در گیاهان را متأثر از شدت روشنایی دانسته اند.

Sorterberge (۱۹۸۰) به واسطه تحقیقات خود در سوئد نشان داد که کاه و کلش یولاف رشدیافته در خاک آلوده به جیوه می تواند تا ۹۹ میلی گرم در کیلوگرم جیوه جذب کند. منبع آلودگی خاک در این مطالعه قارچ کش ها و نمک های جیوه بود.

Chang و همکاران (۱۹۸۲) اعلام کردند بر اساس گزارش محیط زیست آمریکا مصرف لجن فاضلاب باعث افزایش غلظت عناصر جیوه، سرب، نیکل، سلنیوم و کادمیوم تا ۱۰۰ برابر غلظت پایه این عناصر در خاک می گردد.

Pescod (۱۹۸۷) طی مطالعات خود در انگلستان به بررسی اثرات کاربرد لجن فاضلاب به عنوان کود در زمین های کشاورزی پرداخت. در این مطالعه حتی تا ۵ سال پس از کاربرد لجن مایع<sup>۱</sup> آثار فلزات سنگین در آنالیز پروفیل خاک مربوط به سه سایت آزمایشی قابل مشاهده بود. در این مطالعه همچنین اثر لجن بر عملکرد این محصولات مشخص شد. کاربرد لجن بر عملکرد محصولات اثراتی گذاشت، در ۶۰٪ از مناطق مورد مطالعه در عملکرد محصولات تأثیر قابل توجهی ملاحظه نشد، اما در ۲۶٪، کاربرد لجن باعث افزایش قابل توجه عملکرد محصول شده بود که این امر به اثر مفید لجن فاضلاب بر ساختمان خاک نسبت داده شد. همچنین در محصول دانه گندم مربوط به خاک های لومی آهکی و خاک های رسی تیمار شده با لجن مایع و نیز خاک های شنی لومی تیمار شده با لجن خشک<sup>۲</sup> یک کاهش ۱۰-۶ درصدی مشاهده شد. در این کاهش بیشترین احتمال به بار بیش از حد نیتروژن در خاک نسبت داده شد. همچنین مشخص شد که قابلیت دسترسی فلزات برای گیاهان در خاک های تیمار شده با لجن خشک در مقایسه با نوع مایع آن کمتر بود. در نرخ بالای مصرف لجن (مایع یا جامد) غلظت فلزات در خاک نزدیک حد ماکزیمم بود. در این مطالعه هیچ اثری از سمیت<sup>۳</sup> فلزات در گیاهان مشاهده نشد.

Panda و همکاران (۱۹۹۲) اثر معنی داری در جوانه زنی گیاه جو رشد یافته در خاکی با غلظت جیوه بیشتر از ۱۰۳۰۰۰ میکروگرم در کیلوگرم پیدا نکردند، در حالی که رشد جوانه ها در خاکی با غلظت جیوه ۶۴۰۰۰

- 
- 1- Liquid Sludge
  - 2- Bed-dried Sludge
  - 3- Phytotoxic

میکروگرم در کیلوگرم کاهش یافت. به طور کلی گزارشات مربوط به رشد گیاه، نسبت به گزارشات مربوط به جوانه زنی، رویش و بقاء گیاه بیشتر می باشد.

Al-Mustafa و همکاران (۱۹۹۵) طی مطالعات چهار ساله خود در یک مزرعه آزمایشگاهی به بررسی تأثیر لجن فاضلاب بر محصول گیاه گندم تحت تأثیر دو رژیم متفاوت آبیاری خشک و مرطوب پرداختند. در این مطالعه نرخ کاربرد لجن ۰، ۲۰ و ۶۰ تن در هکتار و رطوبت قابل دسترس خاک در دو رژیم آبیاری ۳۰ و ۷۰ درصد بود. اختلاف معنی داری در محصول دانه گندم و مواد مغذی دو منطقه مورد مطالعه دیده شد. با وجود این که نرخ کاربرد لجن در هر دو رژیم یکسان بود اما در رژیم آبیاری مرطوب نسبت به رژیم خشک محصول گندم بیشتری به دست آمد.

Granato و همکاران (۱۹۹۵) طی انجام مطالعات خود به اندازه گیری جیوه موجود در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب و محصولات کشت شده در این خاک پرداختند. تحقیق آنها به این صورت انجام شد که از سال ۱۹۷۱ لجن فاضلاب از شهر شیکاگو به منطقه ای ۶۳۲۰ هکتاری واقع در ۱۸۵ مایلی جنوب غربی این شهر حمل و به عنوان کود برای کشت ذرت و گندم استفاده شد. این منطقه در واقع بقایای یک معدن نواری زغال سنگ بود که به شدت آسیب دیده بود. مقدار لجنی که سایت تحقیقاتی مورد نظر از سال ۱۹۷۱، دریافت کرده  $(dw) \text{ Mg ha}^{-1}$  ۱۳۱۷ می باشد. غلظت جیوه موجود در لجن فاضلاب مصرفی بین ۱/۱ تا ۸/۵ میلی گرم بر کیلوگرم و به طور میانگین  $3/31 \text{ mg kg}^{-1}$  اندازه گیری شد.

ماکزیمم نرخ بارگیری تجمعی جیوه<sup>۱</sup> در این سایت تقریباً  $4 \text{ kg ha}^{-1}$  برآورد گردید. کاربرد لجن باعث افزایش معنی دار غلظت جیوه خاک شد. ۸۰ تا ۱۰۰ درصد جیوه ای که از سال ۱۹۷۱ در اثر کاربرد لجن فاضلاب در سایت به خاک اضافه شده بود، هنوز در لایه ۱۵ سانتی متری بالایی خاک باقی مانده بود. از سال ۱۹۸۵ برگ و دانه ذرت و نیز دانه گندم کشت شده در سایت مطالعاتی جمع آوری و غلظت جیوه موجود در این نمونه ها مورد بررسی قرار گرفت. در ۹۸/۸٪ از نمونه های دانه ذرت، ۹۳/۰٪ از نمونه های دانه گندم و ۵۰/۷٪ از نمونه های برگ ذرت که بین سال های ۱۹۸۵ تا ۱۹۹۲ جمع آوری شده بود، غلظت جیوه پایین تر از حد تشخیص ( $25 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) بود. در این مطالعه جذب جیوه<sup>۲</sup> برای دانه گندم و ذرت صفر و برای برگ ذرت  $14/001 \text{ mg kg}^{-1}$  - محاسبه گردید. بدین ترتیب محققین نتیجه گرفتند که در این مطالعه اضافه کردن لجن فاضلاب به خاک بر افزایش غلظت جیوه بافت های گیاهی تأثیری نداشته است. حتی ممکن است عدد منفی به دست آمده حاکی از آن باشد که کاربرد لجن فاضلاب به واسطه حضور کربن آلی و سولفید های موجود در مرحله هضم بی هوازی لجن، باعث کاهش جذب جیوه از خاک های معدنی سایت مورد مطالعه شده است.

Carpi و همکاران (۱۹۹۷) نشان دادند که کاربرد دائمی لجن فاضلاب شهری در چهار سایت آزمایشی واقع در آمریکا باعث افزایش قابل توجه سطوح جیوه معدنی ( $6100 \mu\text{g/kg}$ -۸۰) و متیل جیوه ( $3/3-8/3 \mu\text{g/kg}$ )

1- Maximum Cumulative Hg Loading Rates

2- Crop Uptake Response

در سطح خاک شد. آنها در این مطالعه به این نتیجه رسیدند که هم جیوه معدنی و هم جیوه آلی از خاک تیمار شده با لجن فاضلاب به هوا انتشار می یابد ولی هیچ نشانه ای از انتشار جیوه به آب دیده نشد. به طوری که غلظت متیل جیوه اتمسفر می تواند به واسطه انتشار از خاک تیمار شده با لجن تا ۵٪ افزایش یابد. به عقیده آنها اولین منبع خشکی برای انتشار متیل جیوه به اتمسفر خاک تیمار شده با لجن فاضلاب می باشد. Leonard و همکاران (۱۹۹۸) در بررسی رفتار جیوه در خاک و گونه گیاهی *L. latifolium* متوجه شدند که رفتار Hg در خاک از طریق جذب سطحی، جذب و توزیع در گیاه و متعاقباً انتشار به اتمسفر کنترل می شود. انتشار جیوه از گیاه به اتمسفر در روشنایی  $10-93 \text{ ng/m}^2/\text{h}$  اندازه گیری شد، انتشار در تاریکی خیلی کمتر بود. ۷۰٪ جیوه ای که در طول دوره رشد توسط ریشه گیاه از خاک جذب شده بود، به اتمسفر انتشار یافت. به ازاء یک مولکول جیوه ای که وارد برگ این گیاه شده، ۱۲ مولکول Hg به اتمسفر رها شده است. انتشار جیوه از گیاه به هوا در این اکوسیستم خشکی به عنوان یک مسیر غالب در چرخه جیوه محسوب می شود.

Lindberg و همکاران، همچنین Leonard و همکاران در سال ۱۹۹۸ طی مطالعات خود اهمیت بالقوه تاج پوشش گیاهان و ریشه ها را در وساطت و میانجیگری بین بارگیری جیوه اتمسفری *Atmosphere* Hg Load و از دست رفتن جیوه خاک (Soil Hg Loss) مطرح کردند. به عبارت دیگر گیاهان به عنوان واسطه ای برای انتقال دو طرفه جیوه بین اتمسفر  $\leftrightarrow$  بیوسفر عمل می کنند.

Sharma & Patra (۲۰۰۰) در بررسی سمیت جیوه برای گیاهان به این نتیجه رسیدند که دسترسی جیوه برای گیاهان پایین است و افزایش های زیاد در غلظت Hg خاک منجر به افزایش زیاد جذب جیوه توسط بافت های گیاهی نمی شود.

Egler و همکاران (۲۰۰۵) به منظور ارزیابی رفتار جیوه در گیاهان به بررسی ارتباط غلظت Hg خاک و Hg گیاهان پرورش یافته در بقایای دو معدن طلا (سایت A و سایت B) در برزیل پرداختند. غلظت جیوه در خاک هر دو سایت بالاتر از غلظت پایه جیوه خاک بود (که به طور طبیعی در خاک وجود داشت). غلظت Hg خاک سایت B به طور معنی داری بالاتر از سایت A بود. همچنین غلظت کلی جیوه نمونه های گیاهی موجود در سطح زمین سایت B به طور معنی داری بالاتر از سایت دیگر بود. در سایت A رابطه بین Hg خاک و Hg ریشه با شیب منفی و ارتباط بین Hg ریشه با Hg بخش های گیاهی موجود در سطح زمین با شیب مثبت معنی دار شد این امر حاکی از آن است که سهم قابل توجهی از جذب جیوه خاک به واسطه ریشه ها اتفاق افتاده است و گیاهان این سایت به عنوان یک دفع کننده عمل کرده اند. در سایت B انتقال جیوه خاک از طریق ریشه به بخش های گیاهی سطح زمین معنی دار نشد، این نتیجه حاکی از آن است که احتمالاً گیاهان این سایت Hg را به کمک روزنه های خود از دپوی اتمسفری جیوه جذب کرده اند. دلیل کلی یافته های فوق این گونه بیان شد: در هر دو سایت برای استخراج طلا پروسه amalgamation انجام می شد ولی در سایت B علاوه بر این پروسه، cyanidation نیز صورت می گرفت (به عنوان یک فعالیت ثانویه جهت بهبود استحصال طلا). بنابراین تحرک بیشتر جیوه در سایت B ناشی از تشکیل بیشتر



کمپلکس های محلول سیانید جیوه در این سایت می باشد. از طرف دیگر در این سایت بقایای کشتزارها و چراگاه ها به طور سالیانه آتش زده می شوند بنابراین خاک گرم شده و جیوه بیشتری به اتمسفر رها می شود. این دو فاکتور به عنوان عامل افزایش تحرک جیوه در سراسر اکوسیستم سایت B و نتایج ناشی از آن تلقی گردید.

Shoham-Fridge (۲۰۰۵) در بررسی دفن لجن در رسوبات کف دریا به این نتیجه رسید که هرچه از سطح رسوب به لایه های عمیق تر پیش می رویم غلظت کلی جیوه و متیل جیوه کمتر می شود. از طرف دیگر در عمقی از رسوب که انتظار حضور متیل جیوه نمی رفت، متیل جیوه دیده شد، که البته متیل جیوه موجود در این عمق نمی تواند از پروسه های طبیعی تشکیل شده باشد و در واقع لجن فاضلاب باعث معرفی متیل جیوه به این عمق از رسوب شده است. همچنین از کل Hg موجود در لجن ۴۰-۲۰٪ در پیوند با مواد آلی، ۷۵-۷۰٪ از طریق پیوند سولفید متصل به مواد آلی بی شکل<sup>۱</sup> و ۸-۵٪ در واکنش سولفید- جیوه بودند. تنها ۲/۴-۱/۱٪ جیوه موجود در لجن در ستون آب دیده شد. بنابراین بیش از ۸۰٪ جیوه دور از دسترس بیوتا و پروسه های متیلاسیون بود. نتیجه این که: تاکنون اثری از انباشتگی Hg آزاد شده از مناطق دریایی دفن لجن در بیوتای این اکوسیستم ها مشاهده نشده است.

خیام باشی (۱۳۷۶) طی انجام یک مطالعه مزرعه ای نشان داد که افزایش لجن فاضلاب موجب افزایش چشمگیر عملکرد دو گیاه کاهو و اسفناج گردید. عملکرد کاهو و اسفناج به ترتیب از ۰/۳ و ۴/۵ مگاگرم بر هکتار در تیمار شاهد به ۱/۵ و ۱۰ مگاگرم در هکتار در تیمار ۴۵ مگاگرم لجن خشک بر هکتار رسید. عرفان منش (۱۳۷۶) نیز در مطالعه گلخانه ای خود به این نتیجه رسید که لجن فاضلاب باعث افزایش عملکرد بیولوژیکی گوجه فرنگی شده به طوری که عملکرد این محصول در تیمار ۲۰۰ مگاگرم لجن در هکتار، به حدود سه برابر شاهد افزایش یافت.

کرمی (۱۳۸۳) اثرات تجمعی و باقیمانده لجن فاضلاب بر غلظت عناصر آرسنیک، جیوه، سرب و کادمیم در خاک و گیاه گندم را مورد بررسی قرار داد. اثر باقیمانده لجن (تعداد سال کاربرد لجن) بر جیوه ریشه، ساقه و دانه قابل توجه بوده و به نظر می رسد که بیش از اثر تجمعی (حجم لجن) باشد. به علاوه مقایسه غلظت عناصر سنگین خاک و گیاه در تیمارهای لجن با استانداردهای جهانی نشان داد که تجمع عناصر آرسنیک، جیوه، روی و مس در خاک بیش از استانداردهای مجاز بوده و غلظت عناصر آرسنیک و جیوه دانه احتمالاً از حدود بحرانی تجاوز کرده است. اثرات مثبت لجن در افزایش عملکرد گیاه نیز یکی دیگر از نتایج کار بود.

فصل ٣:

# روش تحقیق

### ۱-۳ ویژگی های منطقه مورد مطالعه

این تحقیق با کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم) در خاک و کشت گیاه ذرت علوفه ای رقم *single grass 704* در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان (لورک، نجف آباد) (32.32 N. 51.23 E) واقع در ۴۰ کیلومتری جنوب غربی شهر اصفهان انجام شد. خاک منطقه در رده اریدی سول ها<sup>۱</sup> (تیبیک ها پل آرجید، فاین لومی، میکسد، ترمیک<sup>۲</sup>) قرار دارد. مزرعه دارای خاکی با بافت لوم رسی و pH قلیایی می باشد. میانگین درجه حرارت سالانه در ایستگاه لورک نجف آباد ۱۴/۵ درجه سانتی گراد و متوسط بارندگی ۱۴۰ میلیمتر است. در منطقه مورد مطالعه ذرت (به عنوان محصول بهاره) جهت تعلیف دام کشت می شود. کشت به صورت ردیفی و آبیاری به صورت غرقابی و مبارزه با علف های هرز به صورت مکانیکی انجام گرفت.

### ۲-۳ لجن فاضلاب مورد استفاده

لجن مورد استفاده در این آزمایش، لجن هضم شده به روش بی هوازی می باشد که پس از تصفیه ثانویه (بیولوژیکی) فاضلاب شهری از تصفیه خانه شهر اصفهان تهیه شد. غلظت جیوه موجود در لجن مورد استفاده در این تحقیق بین ۴ تا ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم اندازه گیری شد. مقایسه برخی از ویژگی های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده در این مطالعه با لجن دیگر نقاط دنیا در جدول ۱-۳ خلاصه شده است.

### ۳-۳ روش کار و اعمال تیمارها

در این تحقیق سطوح مختلف لجن فاضلاب شهری به عنوان فاکتور A (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار) و هر یک در پنج سطح B (۱، ۲، ۳، ۴، ۵ سال کاربرد لجن) همراه با تیمار شاهد در قالب طرح پلات های خرد شده با طرح پایه بلوک های کامل تصادفی در سه تکرار انجام شد. در سال ۱۳۷۹ در مزرعه مورد مطالعه ۳۳ پلات در ابعاد ۱۵ × ۳ متر آماده گردید، که از این تعداد، ۹ پلات به تیمارهای لجن فاضلاب (سطوح ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار) و ۳ پلات شاهد (بدون لجن) و بقیه پلات ها به تیمارهای کمپوست، کود گاوی و کود شیمیایی اختصاص داده شد. نقشه یک تکرار از سه تکرار پلات های آزمایشی در جدول ۲-۳ نشان داده شده است.

1- Aridisols

2- Fine Lomy, Mixed, Thermic, Typic Haplands.

جدول ۳-۱ مقایسه برخی ویژگی های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده با لجن دیگر نقاط دنیا  
(Diaz, et al., 1994)

پارامتر اندازه گیری شده	واحد	لجن مورد استفاده در این مطالعه	لجن مورد استفاده در سایر نقاط
pH	-	۶/۴	-
هدایت الکتریکی	dS/m	۹/۴	-
ماده آلی	%	۳۱	۳۱/۰۳ - ۶۷/۲۴
نیترژن کل	%	۱/۹	۰/۵ - ۱۷/۶
فسفر	%	۱/۴۳	۰/۵ - ۱۴/۳
پتاسیم	%	۰/۶۴	۰/۸ - ۱/۵
گوگرد	%	۱/۹	۰/۰۲ - ۲/۶۴
سدیم	%	۰/۴۰	۰/۰۱ - ۲/۱۹
کلسیم	%	۸/۲۳	۱/۹ - ۲۰
منیزیم	%	۰/۷۶	۰/۰۳ - ۱/۹۲
باریم	%	۰/۰۵۹	۰/۹ - ۲۰/۰۰۱
آهن	%	۱/۸۷	۰/۱ - ۱۵/۳
آلومینیوم	%	۱/۵۳	۰/۱ - ۱۳/۵
منگنز	%	۰/۰۳۳	۰/۰۰۵۸ - ۰/۷۱

در این مطالعه فقط پلات های مربوط به لجن فاضلاب بررسی می شود. در سال اول تمام پلات ها لجن فاضلاب دریافت کردند، در سال دوم اجرای طرح (۱۳۸۰)، پلات های مورد استفاده در سال اول بعد از انجام مراحل خاکورزی به دو قسمت نامساوی  $3 \times 3$  و  $3 \times 12$  متری تقسیم شدند که قسمت ۱۲ متری آن مطابق برنامه مورد استفاده برای بار دوم لجن دریافت کرد اما به قسمت کوچک تر آن لجن اضافه نشد.

در سال سوم (۱۳۸۱) پلات ۱۲ متری نیز به ۲ قسمت نامساوی  $3 \times 3$  و  $3 \times 9$  متری تقسیم شد که قسمت  $3 \times 3$  متری آن لجن دریافت نکرد و به قسمت ۹ متری آن مجدداً لجن داده شد.

در چهارمین سال اجرای این طرح (۱۳۸۲) قسمت ۹ متری مشخص شده که تا سال سوم ۳ بار لجن دریافت کرده به ۲ قسمت  $3 \times 3$  و  $3 \times 6$  متری تقسیم شد که قسمت  $3 \times 3$  متری آن لجنی دریافت نکرد اما به قسمت دیگر آن برای چهارمین سال متوالی لجن اضافه گردید. در سال پنجم (۱۳۸۳) نیز قسمت ۶ متری به دو قسمت مساوی  $3 \times 3$  و  $3 \times 3$  متری تقسیم و به یکی از آنها لجن اضافه شد. به طور کلی در این مطالعه ۱۶ تیمار وجود دارد که از لحاظ حجم و تعداد سال کاربرد لجن فاضلاب با یکدیگر تفاوت دارند (جدول ۳-۳).



جدول ۳-۳ طرح تیمارها و مقدار لجن فاضلاب مصرفی در سال های مختلف مطالعه

سال پنجم ۱۳۸۳	سال چهارم ۱۳۸۲	سال سوم ۱۳۸۱	سال دوم ۱۳۸۰	سال اول ۱۳۷۹	تیمارها ( $Mg\ ha^{-1}$ )
۰	۰	۰	۰	۲۵	۲۵
۰	۰	۰	۲۵	۲۵	۲×۲۵
۰	۰	۲۵	۲۵	۲۵	۳×۲۵
۰	۲۵	۲۵	۲۵	۲۵	۴×۲۵
۲۵	۲۵	۲۵	۲۵	۲۵	۵×۲۵
۰	۰	۰	۰	۵۰	۵۰
۰	۰	۰	۵۰	۵۰	۲×۵۰
۰	۰	۵۰	۵۰	۵۰	۳×۵۰
۰	۵۰	۵۰	۵۰	۵۰	۴×۵۰
۵۰	۵۰	۵۰	۵۰	۵۰	۵×۵۰
۰	۰	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
۰	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰	۲×۱۰۰
۰	۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۳×۱۰۰
۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۴×۱۰۰
۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۵×۱۰۰
۰	۰	۰	۰	۰	شاهد

### ۳-۴ روش نمونه برداری

#### ۳-۴-۱ نمونه برداری از گیاه

در پاییز ۱۳۸۴ پس از پایان دوره رشد و رسیدن گیاه، نمونه برداری از بخش های مختلف گیاه ذرت (ریشه، ساقه و دانه) صورت گرفت. در هر پلات پس از در نظرگرفتن حدود ۱ متر به عنوان اثر حاشیه، نمونه برداری به صورت تصادفی انجام شد. برای افزایش دقت کار، نمونه ها از ذرت های موجود در قسمت های مختلف هر پلات تهیه و سپس با هم مخلوط گردید تا یک نمونه واحد جهت آنالیز به دست آمد. با توجه به شرایط اعمال تیمارها تعداد نمونه برای هر یک از نمونه های گیاهی (ریشه، ساقه و دانه)، ۴۸ عدد می باشد (با در نظرگرفتن نمونه های مربوط به تیمار شاهد). نمونه ها برای انجام مراحل آماده سازی به آزمایشگاه منتقل شدند.

#### ۳-۴-۲ نمونه برداری از خاک

با توجه به عمق ریشه دوانی گیاه ذرت نمونه های خاک از دو عمق ۰-۲۰ و ۲۰-۴۰ سانتی متری خاک تهیه

گردید. همزمان با برداشت نمونه های گیاهی، نمونه برداری از خاک نیز انجام شد. به این صورت که از هر عمق پلات پس از رعایت حدود ۱ متر به عنوان اثر حاشیه، سه نمونه برداشت، سپس در هم ادغام و یک نمونه مرکب ایجاد شد.

سپس نمونه های خاک نیز جهت آماده سازی برای آنالیز جیوه به آزمایشگاه منتقل شد. تعداد نمونه های خاک در کل با در نظر گرفتن نمونه های مربوط به تیمار شاهد ۹۶ نمونه می باشد.

### ۳-۵ روش آماده سازی نمونه ها جهت آنالیز جیوه

#### ۳-۵-۱ آماده سازی نمونه های گیاهی

در آزمایشگاه نمونه های دانه و ساقه گیاه ذرت با آب شست و شو داده شد تا بدین طریق دقت کار بالا رفته و منحصراً جیوه موجود در خود بافت گیاهی اندازه گیری شود. از آنجایی که نمونه های ریشه در تماس مستقیم با خاک حاوی لجن فاضلاب می باشند، پس از برداشت نیز خاک زیادی همراه آنها بود، بنابراین برای پایین آوردن احتمال خطا در آنالیز جیوه ریشه، این نمونه ها پس از این که سه بار با آب شسته شد با آب مقطر نیز شست و شو داده شد.

سپس نمونه های گیاهی به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۶۵ درجه سانتی گراد در آون گذاشته شد تا خشک شوند. در پایان نمونه های گیاهی به کمک هاون چینی و میکسر کاملاً پودر شد، بدین ترتیب نمونه ها آماده آنالیز با دستگاه Mercury Analyzer (LECO AMA 254) شد.

جهت اندازه گیری جیوه می بایست از هر نمونه در ظرف نیکی (Nickel boat) مخصوص دستگاه ریخته در دستگاه قرار داد.

#### ۳-۵-۲ آماده سازی نمونه های خاک

پس از انتقال نمونه های خاک به آزمایشگاه، هر یک از نمونه ها به خوبی مخلوط شده از الک ۲ میلی متری گذرانده و در معرض هوا خشک شد. سپس این نمونه ها به طور جداگانه کوبیده شد تا کاملاً پودر شود. نهایتاً جهت آنالیز با دستگاه Mercury Analyzer در ظرف مخصوص دستگاه قرار داده شد.

#### ۳-۶ آنالیز

همان طور که گفته شد آنالیز نمونه های گیاهی و نمونه های خاک به کمک دستگاه Mercury Analyzer (LECO AMA 254) انجام گردید. در این سیستم نمونه ها برای آنالیز به تیمار یا آماده سازی خاص یا مواد شیمیایی خطرناک نیاز ندارند.

### ۳-۶-۱. دستگاه (LECO AMA 254) Mercury Analyzer

دستگاه آنالیزر جیوه LECO AMA 254، به صورت یک لوله احتراق (با تکنیک احتراق مستقیم) طوری طراحی شده است که برای تجزیه مقادیر اندک جیوه در مواد مختلف شامل زغال سنگ، بقایای احتراق، خاک ها، بافت های گیاهی، جانوری و دیگر نمونه های جامد یا مایع مطلوب می باشد. سیستم آشکارسازی در این دستگاه بر اساس اسپکتروفتومتر جذب اتمی استاندارد با یک طول موج خاص (۲۵۳/۱ nm) می باشد. در این سیستم نمونه ها نیاز به آماده سازی خاصی برای آنالیز ندارند. حد تشخیص<sup>۳</sup> دستگاه در ۱۰۰ میلی گرم از نمونه بین (۵ ppb ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) تا ۵ ppm ( $\text{mg}/\text{kg}$ ) می باشد. عملکرد AMA 254 را طی هر آنالیز می توان به سه مرحله: ۱- تجزیه، ۲- جمع آوری و ۳- آشکارسازی تقسیم کرد. مرحله تجزیه: در این مرحله پس از قرار دادن ظرف نمونه درون دستگاه، لوله احتراق که به وسیله یک سیم پیچ خارجی تا حدود ۷۵۰ درجه سانتی گراد گرم شده، تجزیه نمونه را در حالت گازی انجام می دهد. سپس گازهای آزاد شده (از طریق گاز حامل اکسیژن) به سمت دیگر لوله احتراق منتقل می شود. در این قسمت از لوله که با ترکیبات کاتالیزوری خاص پوشانده شده است، کل ناخالصی های مزاحم (مثل خاکستر، رطوبت، هالوژن ها و مواد معدنی) از گازهای آزاد شده جدا می شود. در ادامه تجزیه، گاز آزاد شده پاک شده (پاک شده از ناخالصی های مزاحم) برای انجام مرحله جمع آوری به یک آمالگاتور منتقل می شود. مرحله جمع آوری: آمالگاتور یک لوله شیشه ای کوچک است که سرامیکی با روکش طلا دارد و همه جیوه موجود در بخار را جمع آوری می کند. آمالگاتور که میل زیادی برای ترکیب با جیوه دارد تا دمایی حدود ۹۰۰ درجه سانتی گراد گرم شده، موجب آزاد شدن همه بخار جیوه برای آخرین مرحله (آشکارسازی) می شود. مرحله آشکارسازی: در این مرحله کل بخار از دستگاهی به نام Cuvette عبور می کند. این دستگاه در طول مسیر یک طیف سنج جذب اتمی قرار دارد. این طیف سنج با استفاده از یک لامپ ویژه (element-specific lamp) نوری با طول موج ۲۵۳/۷ منتشر می کند. این طول موج خاص عنصر جیوه بوده و به وسیله ذرات جیوه موجود در بخار، برای آشکارسازی به وسیله یک آشکارساز سیلیکون UV، جذب می شود. دستگاه آنالیزر جیوه به نرم افزار اجرایی جدیدی به نام Quick Silver بر پایه ویندوز ۲۰۰۰ مجهز است. این نرم افزار غلظت جیوه را با انتگرال گیری از ناحیه محدود به سیگنال کل جیوه  $\times$  زمان، سریعاً تعیین می کند.

### ۳-۷ تعیین عملکرد گیاه ذرت

به منظور تعیین عملکرد وزن خشک گیاه، نمونه ها به مدت ۴۸ ساعت در آون و در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد خشک شدند. بعد از ۴۸ ساعت کل گیاهان مربوط به هر تیمار که خشک شده بودند، به طور جداگانه برای محاسبه عملکرد توزین شدند.



### ۳-۸ روش تجزیه و تحلیل آماری و پردازش داده ها

این تحقیق در قالب طرح اسپلیت پلات انجام شد. استفاده از این طرح بر این اصل استوار است که پلات های اصلی که در آنها سطوح یک یا چند فاکتور به کار می روند، به زیر پلات های کوچک تر تقسیم شده که در آنها سطوح یک یا چند فاکتور اضافی به کار گرفته شده است. در این مطالعه تیمار اصلی (سطوح ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار لجن فاضلاب)، تیمار فرعی تعداد سال کاربرد لجن (۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ سال) و تعداد تکرارها (بلوک ها) نیز سه می باشد. اگر  $t$  تعداد بلوک، فاکتور  $a$ ، تعداد سطوح فاکتور  $A$  یا پلات های اصلی در هر بلوک و  $b$  تعداد سطوح فاکتور  $B$  یا پلات های فرعی در هر پلات اصلی باشد، در این مطالعه  $t = 3$  و  $a = 3$  و  $b = 5$  است. تعداد پلات های اصلی برابر است با  $at = 9$  و ۸ درجه آزادی میان واحدهای اصلی خرد می شود به ۲ درجه آزادی برای بلوک، ۲ درجه آزادی برای اثر  $A$  و ۴ درجه آزادی برای اشتباه آزمایشی که برای مقایسات پلات های اصلی قابل کاربرد است. در داخل هر پلات اصلی یک درجه آزادی مربوط به تغییرات پلات های فرعی در داخل پلات اصلی است، با این شرط که در کل ۹ درجه آزادی در داخل پلات های اصلی برای این آزمایش در نظر گرفته شود. به دلیل وجود شاهد در این مطالعه تجزیه و تحلیل و مقایسه بین تیمارها با استفاده از آزمون LSD (Least Significant Difference) انجام گردید.

فصل چہارم:

نتائج

در این تحقیق طی یک برنامه پنج ساله به بررسی اثر استفاده از لجن فاضلاب، به عنوان کود آلی، بر غلظت جیوه خاک و گیاه ذرت پرداخته شد. هر یک از پلات های اصلی تحقیق که به سطوح ۲۵، ۵۰ یا ۱۰۰ مگاگرم در هکتار لجن فاضلاب اختصاص دارند به ۵ قسمت فرعی تقسیم گردیده اند که نماینده تعداد دفعات متفاوت (۱، ۲، ۳، ۴ یا ۵ سال) کاربرد لجن فاضلاب می باشند.

در این فصل ابتدا نتایج آنالیزهای صورت گرفته روی جیوه خاک و بخش های مختلف گیاه ذرت، همچنین نتایج مربوط به عملکرد گیاه در حضور لجن فاضلاب ارائه می گردد. در بخش دیگر این فصل به بررسی ارتباط جیوه لجن با جیوه خاک پرداخته و نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن را در خاک مشخص کرده، همبستگی آن با جیوه خاک و بخش گیاهی ارزیابی می شود.

#### ۴-۱ نتایج آنالیز خاک

به طور کلی غلظت جیوه نمونه های خاک در دامنه ای بین  $22 \mu\text{g kg}^{-1}$  (در نمونه های شاهد) تا  $1200 \mu\text{g kg}^{-1}$  (در پلات هایی که ۵ سال متوالی  $100 \text{Mg ha}^{-1}$  لجن فاضلاب دریافت کرده اند) متغیر می باشد. غلظت جیوه خاک تیمارهای مختلف لجن و تیمار شاهد در جدول ۴-۱ ارائه گردیده است.

در کل غلظت جیوه عمق دوم خاک (۲۰-۴۰ cm) نسبت به عمق اول (۰-۲۰ cm) کمتر است (جدول ۴-۱، نمودار ۴-۱ و ۴-۲). با این وجود در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری خاک بین غلظت جیوه خاک شاهد و خاک تیمارهای مختلف لجن فاضلاب تفاوت معنی داری دیده می شود (جدول ۴-۱ و نمودار ۴-۲). مقایسه غلظت جیوه خاک (در دو عمق مختلف) بر اساس حجم ها و سال های مختلف کاربرد لجن در نمودارهای ۴-۳ و ۴-۴ آمده است. بنابر نمودارهای ۳-۳ و ۴-۴ با افزایش حجم و تعداد سال لجن کاربردی غلظت جیوه در هر دو عمق خاک افزایش می یابد.

مقایسه گروهی (کلیه تیمارهای لجن فاضلاب با تیمار شاهد) و انفرادی (تک تک تیمارهای لجن فاضلاب در مقابل تیمار شاهد) از لحاظ حجم لجن مصرفی (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار) با تیمار شاهد (صفر از نظر مقدار لجن) در سطح احتمال ۱٪ معنی دار شد (جدول الف-۱). بنابراین می توان نتیجه گرفت که لجن فاضلاب موجب افزایش معنی دار غلظت جیوه کل خاک شده است.

بر اساس نتایج تجزیه واریانس (جدول الف-۲) تفاوت های بین سطوح کاربرد لجن، تعداد سال های کاربرد لجن و نیز اثرات متقابل سطوح کاربرد  $\times$  سال کاربرد لجن، در سطح احتمال ۱٪ معنی دار شد.

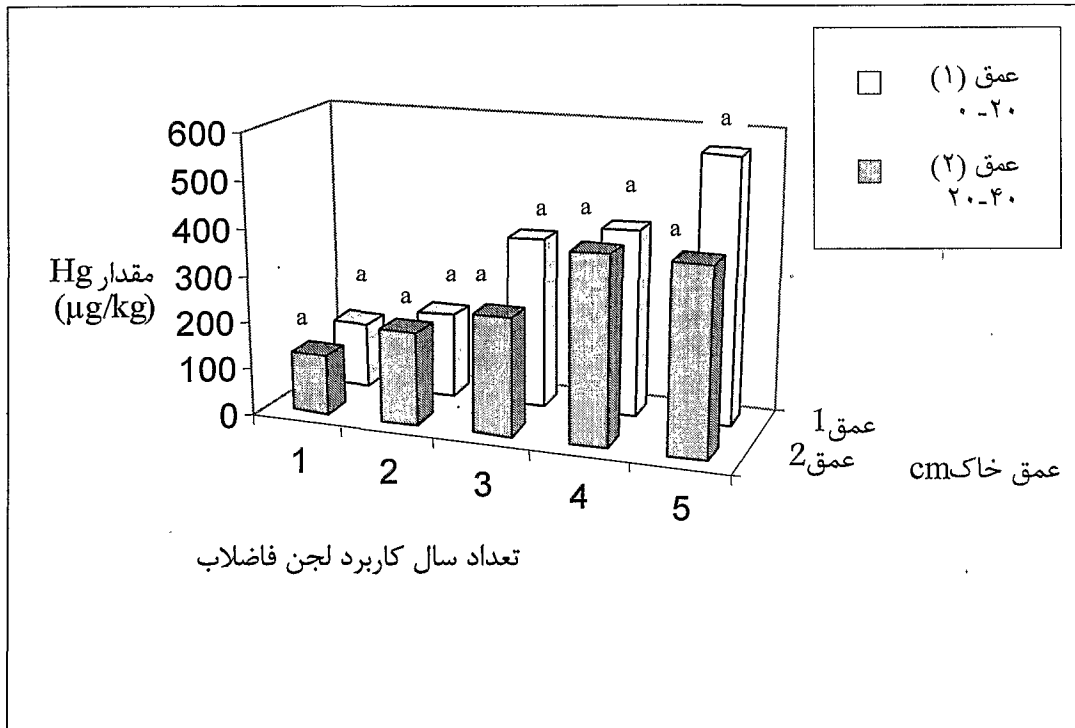
به عبارت دیگر تعداد سال کاربرد  $\times$  لجن (تعداد سال کاربرد) و حجم مصرفی (سطح کاربرد) لجن فاضلاب بر غلظت جیوه خاک تأثیرگذار بود. بر اساس معنی دار بودن اثر متقابل سال کاربرد  $\times$  سطح کاربرد، مقدار لجن در سال های مختلف کاربرد تأثیر متفاوتی بر میزان جیوه خاک داشت. علاوه بر این تفاوت بین عمق های مختلف خاک و نیز اثرات متقابل عمق  $\times$  سال کاربرد لجن در سطح احتمال ۵٪ و اثرات متقابل عمق  $\times$  سال کاربرد لجن  $\times$  سطوح کاربرد در سطح احتمال ۱٪ معنی دار شد. در واقع عمق های مختلف خاک غلظت های متفاوتی جیوه داشتند که با تعداد سال کاربرد لجن اثر متقابل داشت.

جدول ۴-۱ غلظت جیوه در خاک تیمارهای مختلف لجن فاضلاب و پلات شاهد

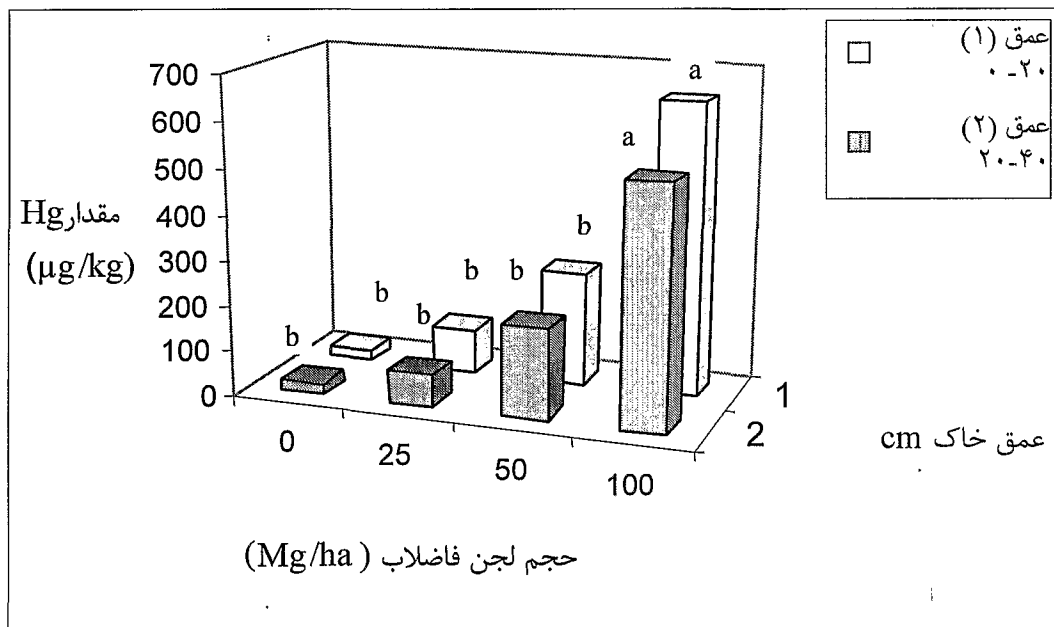
تیمار	جیوه عمق ۰-۲۰ cm ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )	جیوه عمق ۲۰-۴۰ cm ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )
۲۵	۸۷/۵ <sup>de</sup>	۵۸/۸ <sup>de</sup>
۲۵+۲۵	۷۹/۲ <sup>de</sup>	۶۶/۴ <sup>de</sup>
۲۵+۲۵+۲۵	۸۱/۵ <sup>de</sup>	۷۷/۴ <sup>de</sup>
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۱۱۰/۳ <sup>de</sup>	۱۰۶/۸ <sup>de</sup>
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۱۲۱/۴ <sup>de</sup>	۱۵۳/۶ <sup>d</sup>
۵۰	۱۵۶/۰ <sup>de</sup>	۱۰۰/۰ <sup>de</sup>
۵۰+۵۰	۱۷۸/۸ <sup>d</sup>	۱۳۹/۷ <sup>de</sup>
۵۰+۵۰+۵۰	۲۸۴/۰ <sup>cd</sup>	۲۰۷/۹ <sup>cd</sup>
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۲۵۸/۲ <sup>cd</sup>	۲۴۲/۳ <sup>cd</sup>
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۳۶۷/۹ <sup>c</sup>	۳۰۹/۹ <sup>c</sup>
۱۰۰	۱۷۷/۹ <sup>de</sup>	۲۱۸/۸ <sup>cd</sup>
۱۰۰+۱۰۰	۲۸۴/۵ <sup>cd</sup>	۳۸۸/۹ <sup>cd</sup>
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۷۲۳/۱ <sup>b</sup>	۴۶۳/۰ <sup>b</sup>
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۸۲۳/۷ <sup>b</sup>	۸۴۱/۶ <sup>a</sup>
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۱۲۰۴/۸ <sup>a</sup>	۷۱۷/۹ <sup>a</sup>
شاهد	۲۲/۸ <sup>e</sup>	۲۲/۴ <sup>e</sup>

حروف متفاوت بیانگر تفاوت معنی دار اعداد و حروف مشترک حاکی از عدم تفاوت معنی دار است.

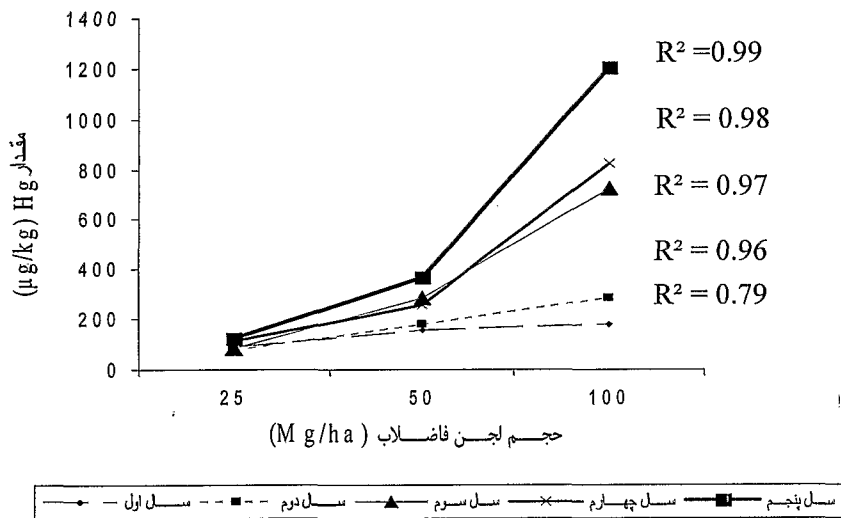
بر اساس جدول اثرات متقابل سال کاربرد  $\times$  سطح کاربرد (جدول ۴-۲)، حداکثر غلظت جیوه خاک در تیمار سال چهارم و پنجم و مقدار  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  لجن فاضلاب و حداقل غلظت در تیمار سال اول و دوم و مقدار  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  لجن فاضلاب دیده می شود که این موضوع بدیهی به نظر می رسد. به دلیل غلظت بالای جیوه در لجن فاضلاب (۴ تا ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم) وقوع چنین نتایجی قابل انتظار می باشد. مقایسه غلظت جیوه خاک تیمارهای مختلف از لحاظ تعداد سال کاربرد لجن حاکی از آن است که سال های بیشتر مصرف منجر به افزایش مقدار جیوه با روند ثابت در خاک می شود (جدول ۴-۳ و نمودار ۴-۱). میانگین جیوه در خاک سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب در نمودار ۴-۵ نشان داده شده است. بر اساس جدول اثرات متقابل عمق خاک  $\times$  سال کاربرد (جدول ۴-۴)، حداکثر غلظت جیوه خاک در تیمار سال پنجم و عمق اول و حداقل مقدار آن در تیمار سال اول و عمق دوم دیده می شود که این امر نیز منطقی به نظر می رسد.



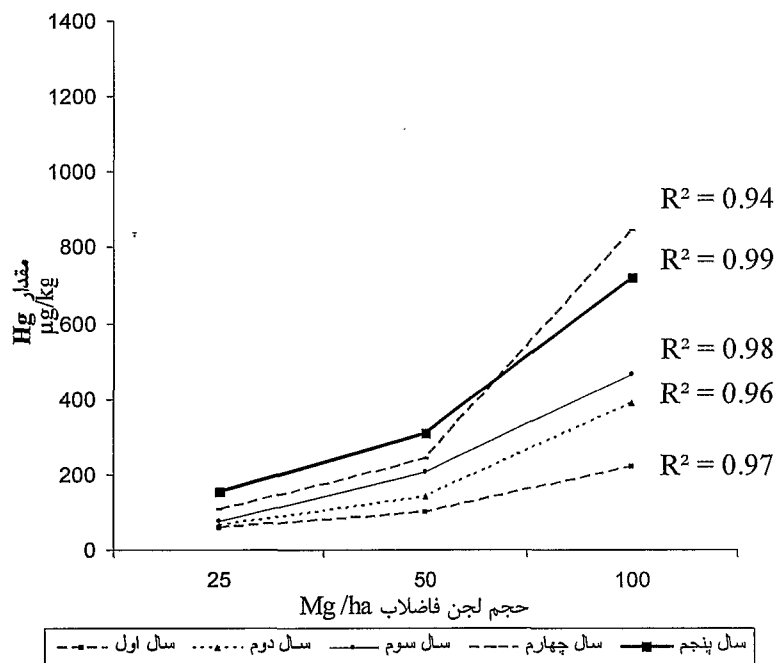
نمودار ۴-۱: مقایسه غلظت جیوه در عمق های مختلف خاک در سال های مختلف کاربرد لجن



نمودار ۴-۲: مقایسه غلظت جیوه در عمق های مختلف خاک در حجم های مختلف لجن فاضلاب



نمودار ۳-۴: مقایسه غلظت جیوه در حجم ها و سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب در عمق ۰-۲۰ سانتی متری خاک



نمودار ۴-۴: مقایسه غلظت جیوه در حجم ها و سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب در عمق ۲۰-۴۰ سانتی متری خاک

جدول ۴-۲ اثر متقابل سال کاربرد × سطح کاربرد برای مقادیر جیوه در خاک

تعداد سال کاربرد لجن	سطح کاربرد لجن ( $Mg\ ha^{-1}$ )	مقدار جیوه خاک ( $\mu g\ kg^{-1}$ )
۱	۲۵	۷۳/۱ <sup>d</sup>
۲	۲۵	۷۲/۸ <sup>d</sup>
۳	۲۵	۸۹/۸ <sup>d</sup>
۴	۲۵	۹۴/۸ <sup>d</sup>
۵	۲۵	۱۳۷/۵ <sup>cd</sup>
۱	۵۰	۱۲۸/۰ <sup>cd</sup>
۲	۵۰	۱۵۹/۲ <sup>cd</sup>
۳	۵۰	۲۴۵/۹ <sup>cd</sup>
۴	۵۰	۲۵۰/۲ <sup>cd</sup>
۵	۵۰	۳۳۸/۹ <sup>c</sup>
۱	۱۰۰	۱۹۸/۳ <sup>cd</sup>
۲	۱۰۰	۲۷۵/۲ <sup>cd</sup>
۳	۱۰۰	۵۹۳/۱ <sup>b</sup>
۴	۱۰۰	۸۳۲/۷ <sup>a</sup>
۵	۱۰۰	۹۶۱/۴ <sup>a</sup>
شاهد	-	۲۲/۶ <sup>e</sup>
LSD	-	۲۳۸/۷

اعدادی که حروف مشترک دارند فاقد تفاوت معنی دار و اعدادی با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی دار می باشند.

جدول ۴-۳ متوسط غلظت جیوه خاک در سال های مختلف کاربرد لجن

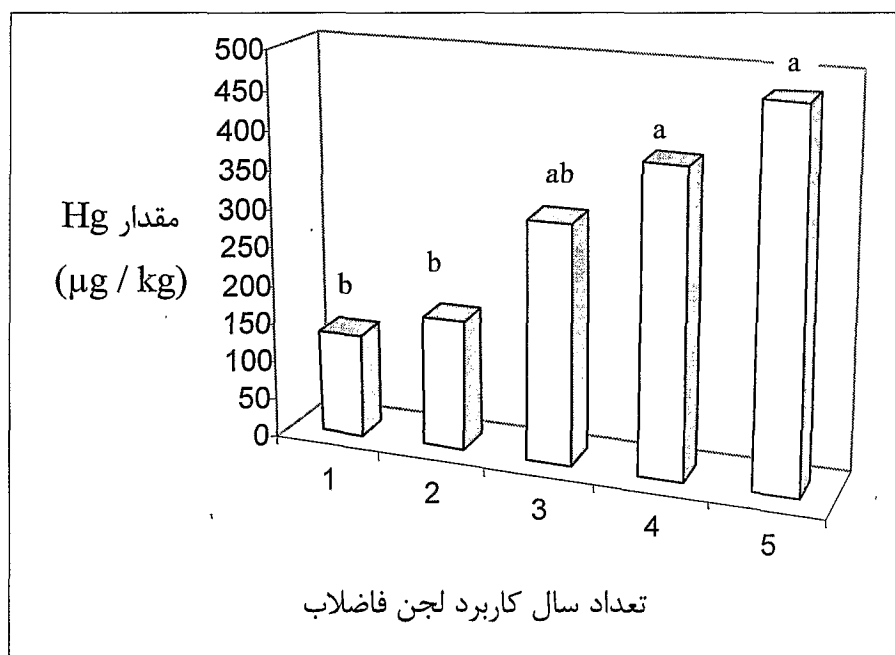
تعداد سال کاربرد لجن	مقدار جیوه خاک ( $\mu g\ kg^{-1}$ )
۱	۱۳۳/۱ <sup>b</sup>
۲	۱۶۹/۱ <sup>b</sup>
۳	۳۰۹/۶ <sup>ab</sup>
۴	۳۹۲/۵ <sup>a</sup>
۵	۴۷۹/۲ <sup>a</sup>
شاهد	۲۲/۶ <sup>c</sup>

حروف متفاوت بیانگر تفاوت معنی دار اعداد و حروف مشترک حاکی از عدم تفاوت معنی دار است.

جدول ۴-۴ اثر متقابل سال کاربرد x عمق خاک

تعداد سال کاربرد لجن	عمق خاک (cm)	مقدار جیوه خاک ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )
۱	۰ - ۲۰	۱۴۰/۵ <sup>d</sup>
۱	۲۰ - ۴۰	۱۲۵/۹ <sup>d</sup>
۲	۰ - ۲۰	۱۳۹/۸ <sup>d</sup>
۲	۲۰ - ۴۰	۱۹۸/۳ <sup>cd</sup>
۳	۰ - ۲۰	۳۶۹/۷ <sup>b</sup>
۳	۲۰ - ۴۰	۲۴۹/۴ <sup>c</sup>
۴	۰ - ۲۰	۳۹۷/۴ <sup>b</sup>
۴	۲۰ - ۴۰	۲۸۷/۷ <sup>b</sup>
۵	۰ - ۲۰	۵۶۴/۷ <sup>a</sup>
۵	۲۰ - ۴۰	۳۹۳/۸ <sup>b</sup>
شاهد	۰ - ۲۰	۲۲/۸ <sup>e</sup>
شاهد	۲۰ - ۴۰	۲۲/۴ <sup>e</sup>
LSD	-	۱۰۴/۸

حروف متفاوت بیانگر تفاوت معنی دار اعداد و حروف مشترک حاکی از عدم تفاوت معنی دار است.



نمودار ۴-۵: میانگین جیوه خاک (۰-۴۰cm) در سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب



#### ۲-۴ جیوه در بخش های مختلف گیاه ذرت

یکی از جنبه های مورد مطالعه درباره کودهای آلی نظیر لجن فاضلاب بررسی مسائل زیست محیطی مرتبط با استفاده از این کودها (مسائلی از قبیل جذب جیوه توسط گیاهان کشت شده در این کودها و بالتبع انتقال این عنصر به زنجیره غذایی حیوان یا انسان) می باشد. این مسأله از اهمیت خاصی برخوردار بوده و از جهات مختلفی چون تأثیر استفاده از لجن فاضلاب بر رشد و عملکرد گیاه و کیفیت محصولات رشد یافته قابل توجه می باشد. ورود جیوه به چرخه غذایی و اثرات آن بر اکوسیستم تهدیدی جدی برای سلامت انسان و حیوان محسوب می شود. در این قسمت به بررسی اثر لجن فاضلاب بر مقدار جیوه بخش های مختلف (ریشه، ساقه و دانه) گیاه ذرت و نیز عملکرد کل گیاه می پردازیم.

#### ۱-۲-۴ جیوه ریشه

نمونه های مربوط به ریشه گیاه ذرت که از پلات های مختلف نمونه برداری شده بود، به طور جداگانه مورد آنالیز قرار گرفت. میانگین غلظت جیوه در نمونه های ریشه حدود  $91 \mu\text{g kg}^{-1}$  به دست آمد. بر اساس نتایج مقایسه گروهی و انفرادی تیمارهای مختلف سطح کاربرد (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر)، بین مقدار جیوه در ریشه تیمارها و شاهد چه به صورت کل و چه به صورت تک تک اختلاف معنی داری مشاهده نشد (جدول الف-۳).

بنابر نتایج تجزیه واریانس هیچکدام از عوامل تعداد سال کاربرد و حجم لجن مصرفی بر مقدار جیوه ریشه تأثیرگذار نبود (جدول الف-۴). با این حال مقایسه میانگین غلظت جیوه در ریشه تیمارهای مختلف از لحاظ تعداد سال کاربرد لجن (بدون در نظر گرفتن تیمار شاهد)، حاکی از آن است که روند تغییرات غلظت Hg با افزایش تعداد سال کاربرد لجن افزایشی است (جدول ۴-۵). بر اساس این مقایسه، تعداد سال بیشتر کاربرد لجن منجر به افزایش مقدار جیوه ریشه گردیده است.

جدول ۴-۵ میانگین غلظت Hg ریشه و ساقه در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب از لحاظ تعداد سال کاربرد

تعداد سال کاربرد لجن	مقدار جیوه ریشه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )	مقدار جیوه ساقه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )
۱	۸۰/۳ <sup>b</sup>	۸/۵ <sup>ab</sup>
۲	۸۱/۱ <sup>b</sup>	۶/۴ <sup>b</sup>
۳	۸۴/۹ <sup>ab</sup>	۸/۳ <sup>ab</sup>
۴	۱۰۰/۶ <sup>a</sup>	۸/۹ <sup>a</sup>
۵	۱۱۱/۱ <sup>a</sup>	۹/۰ <sup>a</sup>

حروف متفاوت بیانگر تفاوت معنی دار اعداد و حروف مشترک حاکی از عدم تفاوت معنی دار است.

#### ۴-۲-۲ جیوه ساقه

ساقه های گیاه ذرت پس از نمونه برداری از پلات های مختلف به طور جداگانه مورد آنالیز قرار گرفت. به طور میانگین غلظت جیوه در نمونه های ساقه حدود  $9 \mu\text{g kg}^{-1}$  به دست آمد. بر اساس مقایسه گروهی تیمارهای مختلف سطح کاربرد (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر)، اختلاف بین تیمارها با شاهد در سطح احتمال ۵٪ معنی دار شد. در مقایسه انفرادی، اختلاف بین تیمار  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  با شاهد در سطح احتمال ۱٪ و اختلاف بین تیمار  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  با شاهد، در سطح احتمال ۵٪ معنی دار شد. بین تیمار  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  و شاهد اختلاف معنی داری دیده نشد (جدول الف - ۳).

نتایج تجزیه واریانس (جدول الف - ۴) نشان می دهد که تنها تعداد سال کاربرد لجن فاضلاب، که در سطح احتمال ۱٪ معنی دار شد، بر مقدار جیوه ساقه تأثیرگذار بود.

مقایسه میانگین مقدار جیوه ساقه در تعداد سال های مختلف کاربرد لجن حاکی از آن است که تعداد سال بیشتر کاربرد لجن منجر به افزایش مقدار جیوه ساقه می گردد (جدول ۴-۵).

در خصوص نتایج مربوط به اندام های هوایی گیاه (ساقه و دانه) مسأله ای به نام "رقت رشد" مطرح می شود. به این معنی که با افزایش سطح و تعداد سال کاربرد لجن، عملکرد محصول در تیمارها افزایش یافته و علی رغم افزایش جذب برخی از عناصر (از جمله جیوه) توسط گیاه، غلظت این عناصر رقیق شده و کمتر به نظر می رسد. لذا در چنین مواردی که عملکرد تیمارهای مورد مقایسه با هم متفاوت است، استفاده از غلظت عنصر صحیح نبوده و بهتر است از مفهوم "جذب"<sup>۲</sup> استفاده شود. مقدار جذب عنصر ( $\mu\text{g ha}^{-1}$ ) از حاصل ضرب غلظت عنصر ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) در عملکرد گیاه ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) به دست می آید.

#### ۴-۲-۳ جذب جیوه در ساقه

بیشترین میزان جذب ساقه ( $303/4 \text{ mg ha}^{-1}$ ) در پلات ۵ سال کاربرد لجن با حجم  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  و کمترین مقدار ( $77/8 \text{ mg ha}^{-1}$ ) در تیمار ۲ سال کاربرد با حجم  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  دیده شد. متوسط جذب جیوه در ساقه حدود  $182/6 \text{ mg ha}^{-1}$  به دست آمد. مقایسه میانگین جذب جیوه توسط ساقه تیمارهای مختلف لجن فاضلاب در جدول ۴-۶ آمده است.

بر اساس مقایسه گروهی و انفرادی تیمارهای مختلف سطح کاربرد با تیمار شاهد، اختلاف بین تیمارها با شاهد از نظر مقدار جذب جیوه ساقه فقط برای تیمار  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  در سطح احتمال ۵٪ معنی دار شد (جدول الف - ۵). همچنین بنابر نتایج تجزیه واریانس (جدول الف - ۶) تعداد سال کاربرد لجن فاضلاب، که در سطح ۵٪ معنی دار شد، بر مقدار جذب جیوه توسط ساقه تأثیرگذار بود. مقایسه میانگین جذب Hg ساقه در تعداد سال های مختلف کاربرد لجن در جدول ۴-۷ و نمودار ۴-۶ نشان داده شده است. جدول ۴-۸ متوسط مقدار جذب Hg ساقه را در حجم های مختلف لجن فاضلاب نشان می دهد.

1- Dilution Growth

2- Uptake

جدول ۴-۶ مقدار جذب جیوه در ساقه و دانه تیمارهای مختلف لجن فاضلاب و پلات شاهد

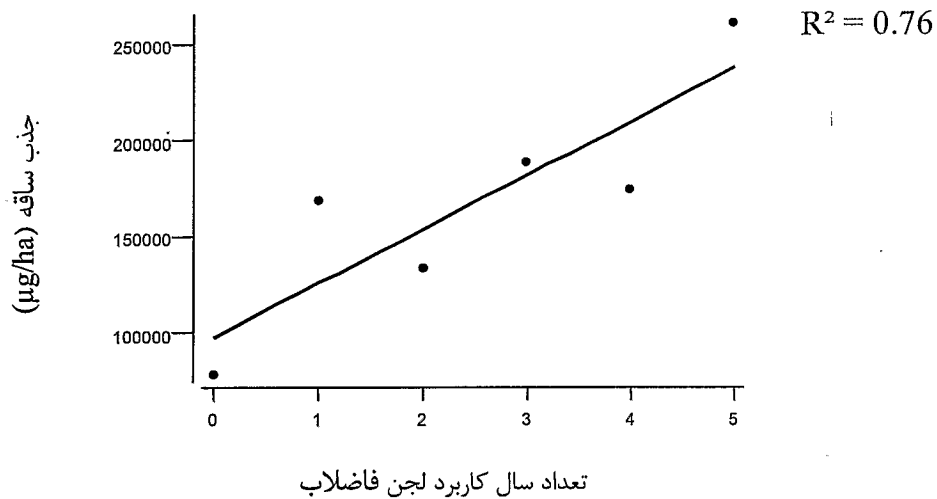
تیمار	جذب جیوه ساقه ( $\mu\text{g}/\text{ha}$ )	جذب جیوه دانه ( $\mu\text{g}/\text{ha}$ )
۲۵	۱۳۷۱۶۵/۲ <sup>b</sup>	۵۹۴۳۸/۰ <sup>b</sup>
۲۵+۲۵	۷۷۷۷۹/۱ <sup>b</sup>	۷۸۱۹۸/۷ <sup>b</sup>
۲۵+۲۵+۲۵	۱۵۲۸۳۶/۳ <sup>b</sup>	۸۶۵۱۰/۲ <sup>b</sup>
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۱۵۱۳۰۶/۷ <sup>b</sup>	۷۱۸۳۳/۰ <sup>b</sup>
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۲۴۸۲۶۷/۴ <sup>a</sup>	۱۲۷۱۹۴/۷ <sup>a</sup>
۵۰	۱۶۷۵۳۶/۲ <sup>b</sup>	۹۸۲۰۵/۱ <sup>a</sup>
۵۰+۵۰	۱۴۵۲۹۲/۲ <sup>b</sup>	۱۳۹۵۱۳/۷ <sup>a</sup>
۵۰+۵۰+۵۰	۱۴۶۱۳۶/۰ <sup>b</sup>	۱۰۱۳۷۸/۱ <sup>a</sup>
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۲۲۷۵۰۵/۰ <sup>a</sup>	۷۶۵۲۲/۰ <sup>b</sup>
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۲۳۲۰۰۳/۳ <sup>a</sup>	۱۴۴۴۱۲/۰ <sup>a</sup>
۱۰۰	۲۰۲۳۷۴/۲ <sup>a</sup>	۸۶۱۹۹/۰ <sup>b</sup>
۱۰۰+۱۰۰	۱۳۳۹۵۱/۱ <sup>b</sup>	۸۱۶۶۳/۰ <sup>b</sup>
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۲۶۷۵۷۲/۶ <sup>a</sup>	۱۶۳۵۱۳/۳ <sup>a</sup>
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۱۴۵۳۵۹/۰ <sup>b</sup>	۷۷۸۴۱/۱ <sup>b</sup>
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۳۰۳۳۶۰/۰ <sup>a</sup>	۱۶۱۸۸۷/۰ <sup>a</sup>
شاهد	۷۸۲۲۲/۲ <sup>b</sup>	۳۷۵۹۱/۱ <sup>b</sup>

حروف متفاوت بیانگر تفاوت معنی دار اعداد و حروف مشترک حاکی از عدم تفاوت معنی دار است.

جدول ۴-۷ میانگین جذب جیوه ساقه و دانه در تعداد سال های مختلف کاربرد لجن

تعداد سال کاربرد لجن	جذب ساقه ( $\mu\text{g ha}^{-1}$ )	جذب دانه ( $\mu\text{g ha}^{-1}$ )
۱	۱۶۹۰۲۵ <sup>b</sup>	۸۱۲۸۱ <sup>b</sup>
۲	۱۳۳۹۵۲ <sup>b</sup>	۹۹۷۹۳ <sup>ab</sup>
۳	۱۸۸۸۴۸ <sup>b</sup>	۱۱۷۱۳۴ <sup>ab</sup>
۴	۱۷۴۷۲۳ <sup>b</sup>	۷۵۳۹۹ <sup>b</sup>
۵	۲۶۱۲۱۰ <sup>a</sup>	۱۴۴۴۹۸ <sup>a</sup>

اعدادی که حروف مشترک دارند فاقد تفاوت معنی دار و اعدادی با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی دار می باشند.



نمودار ۴-۶: مقایسه جذب جیوه توسط ساقه در سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب

جدول ۴-۸ متوسط مقدار جذب جیوه ساقه و دانه در تیمارهای مختلف از لحاظ حجم لجن مصرفی

حجم لجن فاضلاب	جدب ساقه ( $\mu\text{g ha}^{-1}$ )	جدب دانه ( $\mu\text{g ha}^{-1}$ )
۲۵	۱۶۲۴۳۸ <sup>a</sup>	۸۴۶۳۵ <sup>a</sup>
۵۰	۱۸۳۶۹۴ <sup>a</sup>	۱۱۲۰۰۶ <sup>a</sup>
۱۰۰	۲۱۰۵۲۳ <sup>a</sup>	۱۱۴۲۲۱ <sup>a</sup>

اعدادی که حروف مشترک دارند فاقد تفاوت معنی دار و اعدادی با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی دار می باشند.

#### ۴-۲-۴ جیوه دانه

در آنالیز جداگانه دانه های ذرت مربوط به هر پلات مورد آنالیز قرار گرفت. متوسط غلظت جیوه برای دانه حدود  $8 \mu\text{g kg}^{-1}$  به دست آمد.

بر اساس نتایج مقایسه گروهی و انفرادی تیمارهای مختلف سطح کاربرد (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر)، چه به صورت کل و چه به صورت تک تک هیچ اختلافی بین مقدار جیوه دانه تیمارها و پلات شاهد مشاهده نشد (جدول الف - ۳).

طبق نتایج تجزیه واریانس سطح کاربرد و سال کاربرد بر غلظت جیوه دانه تأثیرگذار نبود. اثر متقابل سطح کاربرد × سال کاربرد، در سطح احتمال ۱٪ معنی دار شد (جدول الف - ۴).  
 اثرات متقابل حجم لجن مصرفی × تعداد سال کاربرد بر غلظت جیوه دانه گیاه در جدول ۴-۹ نشان داده شده است.  
 همان طور که قبلاً گفته شد در مورد دانه نیز مسأله رقت رشد پیش آمده و لازم است میزان جذب جیوه توسط دانه در هر هکتار از خاک بررسی شود.

جدول ۴-۹ اثر متقابل سال کاربرد × سطح کاربرد برای مقادیر جیوه در دانه

تعداد سال کاربرد لجن	سطح کاربرد لجن ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )	مقدار جیوه دانه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )
۱	۲۵	۷/۲ <sup>bc</sup>
۲	۲۵	۷ <sup>bcd</sup>
۳	۲۵	۷/۴ <sup>bc</sup>
۴	۲۵	۸/۴ <sup>bc</sup>
۵	۲۵	۶/۷ <sup>bcd</sup>
۱	۵۰	۱۰/۹ <sup>a</sup>
۲	۵۰	۱۱/۲ <sup>a</sup>
۳	۵۰	۶/۷ <sup>bcd</sup>
۴	۵۰	۷/۸ <sup>bc</sup>
۵	۵۰	۴/۹ <sup>d</sup>
۱	۱۰۰	۸/۳ <sup>bc</sup>
۲	۱۰۰	۶/۲ <sup>cd</sup>
۳	۱۰۰	۸/۱ <sup>bc</sup>
۴	۱۰۰	۸/۵ <sup>b</sup>
۵	۱۰۰	۸/۵ <sup>b</sup>
LSD	-	۲/۲

اعدادی که حروف مشترک دارند فاقد تفاوت معنی دار و اعدادی با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی دار می باشند.

۴-۲-۵ جذب جیوه در دانه

بیشترین میزان جذب دانه ( $۱۶۳/۵ \text{ mg ha}^{-1}$ ) در پلات ۳ سال کاربرد با حجم  $۱۰۰ \text{ Mg ha}^{-1}$  و کمترین مقدار ( $۵۹/۴ \text{ mg ha}^{-1}$ ) در تیمار ۱ سال کاربرد لجن با حجم  $۲۵ \text{ Mg ha}^{-1}$  دیده شد. متوسط جذب جیوه

در دانه حدود  $1.03/6 \text{ mg ha}^{-1}$  به دست آمد.

مقایسه میانگین جذب جیوه توسط دانه مربوط به تیمارهای مختلف لجن فاضلاب در جدول ۴-۶ آمده است. بر اساس مقایسه گروهی تیمارهای مختلف سطح کاربرد (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر)، اختلاف بین تیمارها با شاهد از نظر میزان جذب جیوه دانه در سطح احتمال ۵٪ معنی دار شد. در مقایسه انفرادی، اختلاف بین تیمار  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  با شاهد در سطح احتمال ۵٪ و اختلاف بین تیمار  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  با شاهد، در سطح احتمال ۱٪ معنی دار شد. بین تیمار  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  و شاهد اختلاف معنی داری دیده نشد (جدول الف-۵).

همچنین بنابر نتایج تجزیه واریانس (جدول الف - ۶) هیچ یک از فاکتورها بر میزان جذب Hg دانه تأثیرگذار نبود. مقایسه میانگین جذب جیوه دانه در سال ها و حجم های مختلف لجن در جداول ۴-۷ و ۴-۸ آمده است.

#### ۴-۳ عملکرد گیاه

عملکرد ساقه و دانه گیاهان ذرت کشت شده در پلات های مورد بررسی نیز برآورد گردید (جدول ۴-۱۰). برای عملکرد دانه و ساقه نیز مقایسه گروهی و انفرادی تیمارهای مختلف سطح کاربرد با تیمار شاهد انجام شد. طبق مقایسه گروهی عملکرد دانه و ساقه تیمارهای مختلف از نظر حجم لجن مصرفی (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر) در سطح احتمال ۱٪ اختلاف معنی دار داشت. در مقایسه انفرادی عملکرد ساقه تیمار ۲۵ در سطح احتمال ۱٪ و تیمار ۵۰ در سطح احتمال ۵٪ با تیمار شاهد اختلاف معنی دار نشان داد، تیمار ۱۰۰ از نظر عملکرد ساقه اختلافی با شاهد نداشت. در مقایسه انفرادی عملکرد دانه تنها تیمار ۲۵ با تیمار شاهد از نظر وزن دانه در سطح احتمال ۱٪ اختلاف معنی دار نشان داد، سایر تیمارها با تیمار شاهد تفاوتی نداشت (جدول الف - ۷).

بنابر نتایج جدول تجزیه واریانس عملکرد اندازه گیری شده، تفاوت بین تعداد سال های کاربرد لجن برای عملکرد دانه و ساقه در سطح احتمال ۱٪ معنی دار شد. به عبارت دیگر تعداد سال کاربرد لجن فاضلاب تأثیر معنی داری بر عملکرد دانه و ساقه داشت. ولی مقدار لجن فاضلاب مورد استفاده تنها بر عملکرد ساقه مؤثر بود و اثری بر عملکرد دانه نداشت. تفاوت بین سطوح کاربرد لجن برای عملکرد ساقه در سطح احتمال ۵٪ معنی دار شد (جدول الف - ۸). مقایسه میانگین عملکرد دانه و ساقه در حجم ها و سال های مختلف کاربرد لجن در جداول ۴-۱۱ و ۴-۱۲ آمده است.

جدول ۴-۱۰ مقایسه میانگین عملکرد ساقه و دانه در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب و پلات شاهد

عملکرد ساقه (kg/ha)	عملکرد دانه (kg/ha)	تیمار
۱۵۱۶۵ <sup>c</sup>	۷۹۳۵ <sup>de</sup>	۲۵
۱۶۳۸۵ <sup>c</sup>	۱۱۱۷۷ <sup>cd</sup>	۲۵+۲۵
۱۷۳۶۳ <sup>c</sup>	۱۱۱۶۴ <sup>cd</sup>	۲۵+۲۵+۲۵
۱۶۶۱۰ <sup>c</sup>	۷۶۰۳ <sup>de</sup>	۲۵+۲۵+۲۵+۲۵
۲۶۸۵۵ <sup>a</sup>	۱۲۷۵۳ <sup>c</sup>	۲۵+۲۵+۲۵+۲۵+۲۵
۲۳۱۷۶ <sup>b</sup>	۱۰۰۸۰ <sup>cd</sup>	۵۰
۲۳۶۷۴ <sup>b</sup>	۱۳۸۴۹ <sup>bc</sup>	۵۰+۵۰
۲۱۹۶۷ <sup>bc</sup>	۱۵۴۷۸ <sup>bc</sup>	۵۰+۵۰+۵۰
۲۲۱۲۷ <sup>bc</sup>	۹۹۵۰ <sup>cd</sup>	۵۰+۵۰+۵۰+۵۰
۲۹۱۶۲ <sup>a</sup>	۱۵۰۴۶ <sup>bc</sup>	۵۰+۵۰+۵۰+۵۰+۵۰
۲۰۶۹۳ <sup>bc</sup>	۹۹۰۸ <sup>cd</sup>	۱۰۰
۲۲۵۳۶ <sup>bc</sup>	۱۳۵۸۲ <sup>bc</sup>	۱۰۰+۱۰۰
۲۸۰۶۵ <sup>a</sup>	۲۰۱۵۴ <sup>a</sup>	۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰
۱۷۶۱۲ <sup>c</sup>	۹۰۱۹ <sup>d</sup>	۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰
۳۰۶۱۴ <sup>a</sup>	۱۶۵۰۹ <sup>b</sup>	۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰
۱۲۸۰۶ <sup>c</sup>	۵۲۲۷ <sup>e</sup>	شاهد

اعدادی که حروف مشترک دارند فاقد تفاوت معنی دار و اعدادی با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی دار می باشند.

جدول ۴-۱۱ مقایسه میانگین عملکرد دانه و ساقه در سال های مختلف کاربرد لجن فاضلاب

وزن ساقه ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	وزن دانه ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	تعداد سال های کاربرد
۱۸۵۳۵ <sup>bc</sup>	۹۳۱۰ <sup>b</sup>	۱
۲۰۵۰۷ <sup>bc</sup>	۱۴۳۲۶ <sup>a</sup>	۲
۲۲۴۶۵ <sup>b</sup>	۱۶۵۱۵ <sup>a</sup>	۳
۱۷۸۷۲ <sup>c</sup>	۸۲۳۰ <sup>b</sup>	۴
۲۷۰۱۴ <sup>a</sup>	۱۳۷۷۶ <sup>a</sup>	۵

اعدادی که حروف مشترک دارند فاقد تفاوت معنی دار و اعدادی با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی دار می باشند.

جدول ۴-۱۲ مقایسه میانگین عملکرد دانه و ساقه ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) در سطوح مختلف کاربرد لجن فاضلاب

وزن ساقه	وزن دانه	سطح کاربرد
۱۰۷۰۸ <sup>a</sup>	۱۸۶۲۰ <sup>b</sup>	۲۵
۱۲۳۴۸ <sup>a</sup>	۲۳۰۳۸ <sup>a</sup>	۵۰
۱۴۲۳۸ <sup>a</sup>	۲۲۱۷۹ <sup>a</sup>	۱۰۰

حروف متفاوت بیانگر تفاوت معنی دار اعداد و حروف مشترک حاکی از عدم تفاوت معنی دار است.

#### ۴-۴ جیوه موجود در لجن فاضلاب و نرخ بارگیری تجمعی آن در خاک<sup>۱</sup>

در واقع هدف اصلی از انجام این تحقیق برآورد آن مقدار از جیوه لجن است که می تواند وارد خاک یا گیاه شود. بنابراین لازم است مقدار جیوه ای که به ازاء کاربرد حجم های مختلف لجن در سال های متفاوت وارد خاک می شود مشخص گردد.

به طور کلی با توجه به حجم لجن (۲۵، ۵۰، ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار)، مقدار کلی لجن به کار رفته در پلات های ۱ سال کاربرد ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار، در تیمار ۲ سال کاربرد ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰ مگاگرم بر هکتار، در تیمار ۳ سال کاربرد ۷۵، ۱۵۰، ۳۰۰ مگاگرم بر هکتار، در تیمار ۴ سال ۱۰۰، ۲۰۰، ۴۰۰ مگاگرم بر هکتار و در تیمار ۵ سال کاربرد ۱۲۵، ۲۵۰، ۵۰۰ مگاگرم بر هکتار می باشد. با توجه به مقدار جیوه لجن (که بین ۴ تا ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم اندازه گیری شد) می توان نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن را در خاک بر اساس کیلوگرم جیوه در هکتار خاک محاسبه کرد.

حداکثر نرخ بارگیری تجمعی جیوه بین ۲ تا ۵ کیلوگرم جیوه در هر هکتار خاک می باشد (به طور میانگین  $3/5 \text{ kg ha}^{-1}$ ) که مربوط به پلات ۵ سال کاربرد لجن با حجم  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  است. حداقل نرخ مربوط به پلات ۱ سال کاربرد با حجم  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  است که بین ۰/۱ تا ۰/۲۵ کیلوگرم بر هکتار (به طور میانگین  $17/0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) اندازه گیری شد. به دلیل این که در پلات شاهد از لجن استفاده نشد، مقدار جیوه اضافه شده از طریق لجن به خاک این پلات صفر در نظر گرفته می شود.

متوسط مقدار جیوه اضافه شده به خاک در اثر کاربرد حجم های مختلف لجن طی سال های مختلف کاربری در جدول ۴-۱۳ نشان داده شده است. به عبارت دیگر نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک بر حسب کیلوگرم جیوه در هر هکتار از خاک تیمارهای مختلف لجن فاضلاب در این جدول خلاصه شده است.

#### 1- Cumulative Hg Loading Rates

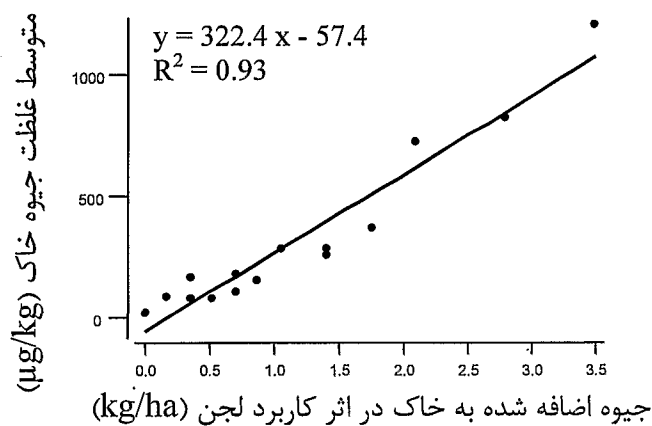


جدول ۴-۱۳ نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

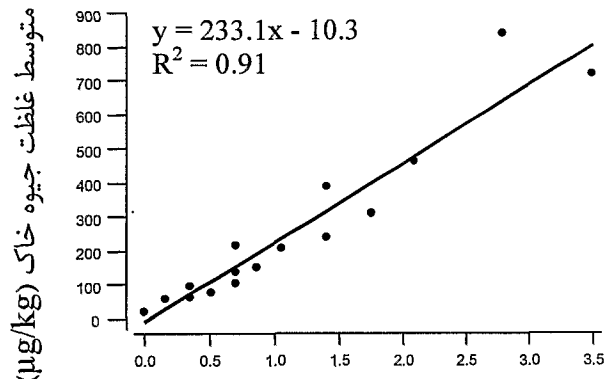
		تعداد سال کاربرد				
		۵	۴	۳	۲	۱
حجم لجن (Mg/ha)						
	۲۵	۰/۸۷	۰/۷۰	۰/۵۲	۰/۳۵	۰/۱۷
	۵۰	۱/۷۵	۱/۴۰	۱/۰۵	۰/۷۰	۰/۳۵
	۱۰۰	۳/۵۰	۲/۸۰	۲/۱۰	۱/۴۰	۰/۷۰

حضور جیوه در خاک منطقه مورد مطالعه به استفاده از لجن فاضلاب محتوی این آلاینده در این زمین نسبت داده می شود، بنابراین لازم است رابطه این دو پارامتر با یکدیگر سنجیده شود. رابطه بین مقدار جیوه موجود در لجن ( $\text{kg Hg}$ ) که در هر هکتار از خاک منطقه بارگیری شده با مقدار جیوه اندازه گیری شده ( $\mu\text{g Hg}$ ) در هر کیلوگرم خاک، برای دو عمق مورد مطالعه و میانگین آنها در نمودارهای ۴-۷، ۴-۸ و ۴-۹ نشان داده شده است.

منظور از نرخ باگیری تجمعی Hg لجن در خاک، کیلوگرم جیوه ای است که در اثر کاربرد لجن به هر هکتار از خاک اضافه شده است.

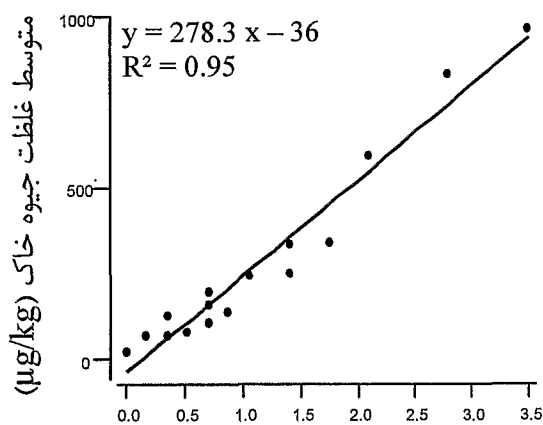


نمودار ۴-۷: رابطه بین غلظت جیوه موجود در خاک عمق اول (۰-۲۰ cm) با نرخ Hg لجن در خاک



جیوه اضافه شده به خاک در اثر کاربرد لجن (kg/ha)

نمودار ۴-۸: رابطه بین غلظت جیوه موجود در خاک عمق دوم (۲۰-۴۰ cm) با نرخ بارگیری Hg لجن در خاک



جیوه اضافه شده به خاک در اثر کاربرد لجن (kg/ha)

نمودار ۴-۹: رابطه بین متوسط غلظت Hg خاک (۰-۴۰ cm) با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک

در این مطالعه غلظت Hg خاک بر اساس میکروگرم جیوه در هر کیلوگرم خاک اندازه گیری گردید. بنابراین جهت برآورد مقدار جیوه ای که در اثر مصرف لجن به هر هکتار خاک اضافه می شود، لازم است غلظت Hg اندازه گیری شده در خاک از  $\mu\text{g kg}^{-1}$  به  $\text{kg ha}^{-1}$  تبدیل شود. به عبارت دیگر می بایست وزن هر هکتار از خاک را داشته باشیم تا بر اساس آن تبدیل واحد انجام شود. چگالی خاک منطقه در مطالعات قبلی اندازه گیری شده که به کمک آن می توان وزن هر هکتار از خاک را تخمین زد. چگالی خاک در عمق

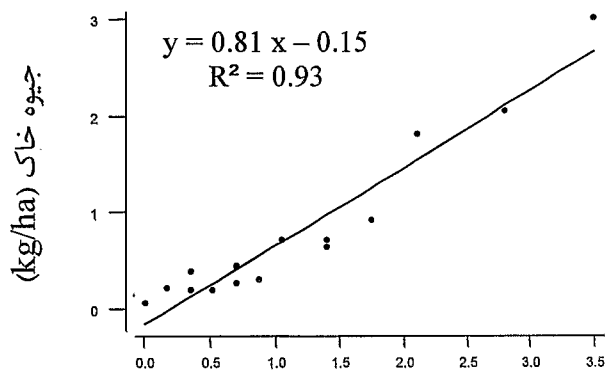
۲۰-۰ سانتی متری خاک  $1/25 \text{ g cm}^{-3}$  و در عمق ۲۰-۴۰ سانتی متری  $1/4 \text{ g cm}^{-3}$  می باشد (کرمی، ۱۳۸۳). بنابراین هر هکتار از خاک عمق ۲۰-۰ cm وزنی معادل ۲۵۰۰ مگاگرم و هر هکتار خاک عمق ۴۰-۲۰ cm،  $2800 \text{ Mg}$  وزن دارد. بنابراین باید غلظت اندازه گیری شده برای جیوه خاک را که بر اساس  $\mu\text{g kg}^{-1}$  می باشد در عدد  $0/0025$  (برای عمق ۲۰-۰ cm) و در عدد  $0/0028$  (برای عمق ۴۰-۲۰ cm) ضرب کنیم تا مقدار جیوه بر اساس کیلوگرم در هر هکتار از خاک به دست آید. آنالیز رگرسیون برای هر یک از اعماق خاک به صورت جداگانه صورت گرفت و نتایج زیر حاصل شد:

(۴-۱). برای عمق اول خاک (عمق ۲۰-۰ cm):  $R^2 = 0/93$   $y = 0/81 x - 0/15$   
یا  $0/15$  - (نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک  $\text{kg ha}^{-1}$ ) = جیوه خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

(۴-۲). برای عمق دوم خاک (عمق ۴۰-۲۰ cm):  $R^2 = 0/91$   $y = 0/66 x - 0/34$   
یا  $0/34$  - (نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک  $\text{kg ha}^{-1}$ ) = جیوه خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

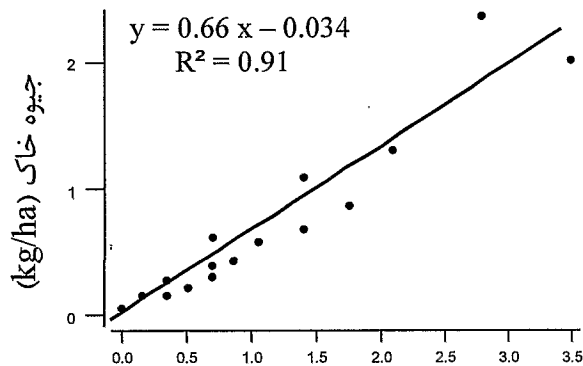
(۴-۳). برای دو عمق مورد مطالعه (۴۰ cm سطح خاک):  $R^2 = 0/95$   $y = 0/73 x - 0/93$   
یا  $0/93$  - (نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک  $\text{kg ha}^{-1}$ ) = میانگین Hg خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

نمودارهای ۴-۱۰، ۴-۱۱ و ۴-۱۲ ارتباط بین جیوه خاک (بر اساس کیلوگرم جیوه در هر هکتار از خاک) و مقدار جیوه ای ( $\text{kg}$ ) که در اثر کاربرد لجن به هر هکتار از خاک اضافه شده، نشان می دهد. نمودار مربوط به هریک از دو عمق و نیز نمودار مربوط به میانگین جیوه دو عمق رسم شده است.



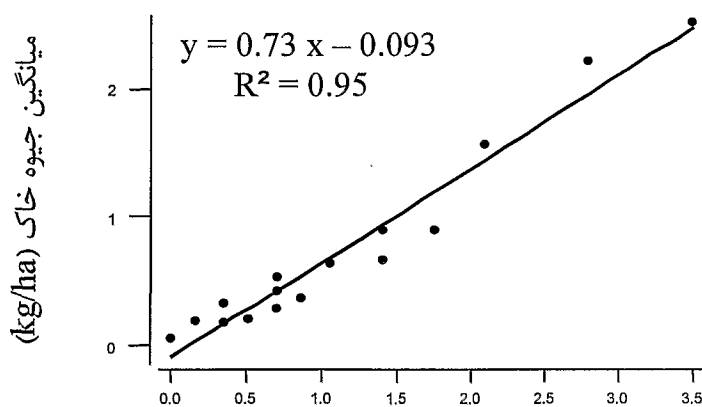
مقدار جیوه اضافه شده به خاک در اثر کاربرد لجن ( $\text{kg/ha}$ )

نمودار ۴-۱۰: رابطه مقدار جیوه خاک (عمق ۲۰-۰ cm) بر حسب ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک



مقدار جیوه اضافه شده به خاک در اثر کاربرد لجن (kg/ha)

نمودار ۴-۱۱: رابطه مقدار Hg خاک (عمق ۴۰-۲۰ cm) بر حسب  $(\text{kg ha}^{-1})$  با نرخ بارگیری Hg لجن



مقدار جیوه اضافه شده به خاک در اثر کاربرد لجن (kg/ha)

نمودار ۴-۱۲: رابطه میانگین مقدار جیوه خاک (عمق ۴۰-۰ cm) بر حسب  $(\text{kg ha}^{-1})$  با نرخ بارگیری

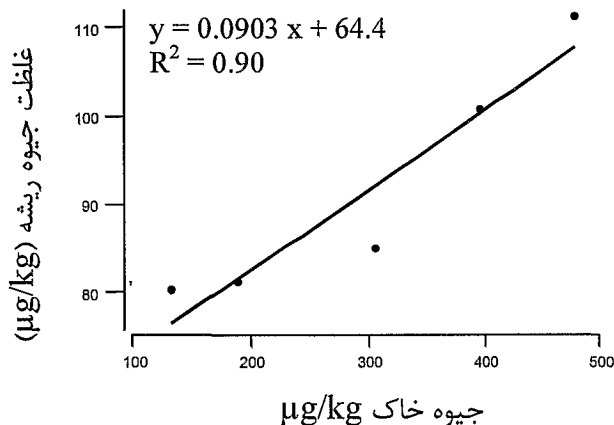
تجمعی Hg لجن در خاک

همان طور که در بخش نتایج مربوط به آنالیز Hg ریشه گفته شد تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن در مقایسه با یکدیگر اختلاف معنی داری نشان دادند.

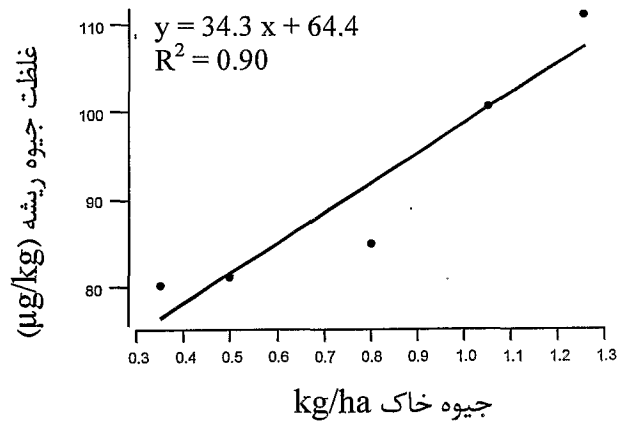
بنابراین مشخص کردن رابطه بین Hg ریشه (مربوط به تیمارهای مختلف از لحاظ تعداد سال کاربرد لجن) با مقدار جیوه موجود در خاک این پلات ها بر اساس ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) ضروری به نظر می رسد.

رابطه غلظت جیوه خاک تیمارهای مختلف (از لحاظ تعداد سال کاربرد) بر اساس  $\mu\text{g kg}^{-1}$  و  $\text{kg ha}^{-1}$  با غلظت جیوه موجود در ریشه این پلات ها در نمودارهای ۴-۱۳ و ۴-۱۴ نشان داده شده است.

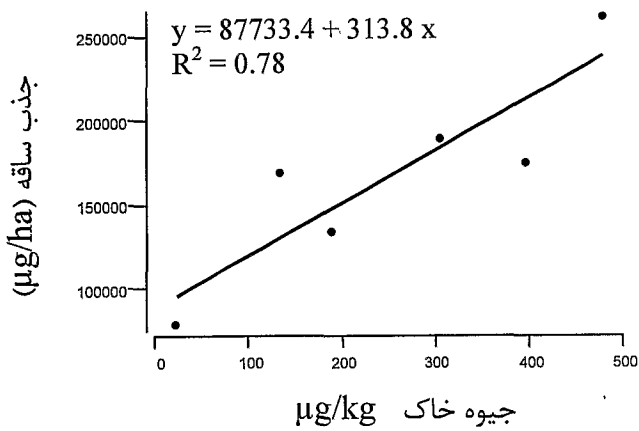
علاوه بر این در بخش نتایج جذب Hg ساقه نیز بین مقدار جذب ساقه پلات های مختلف سال کاربرد تفاوت معنی دار دیده شد. در اینجا نیز لازم است مقدار جذب ساقه این تیمارها با جیوه خاک آنها مقایسه شود. رابطه بین جذب جیوه در ساقه تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن با مقدار جیوه خاک این تیمارها بر اساس  $\mu\text{g kg}^{-1}$  و  $\text{kg ha}^{-1}$  در نمودارهای ۴-۱۵ و ۴-۱۶ آمده است.



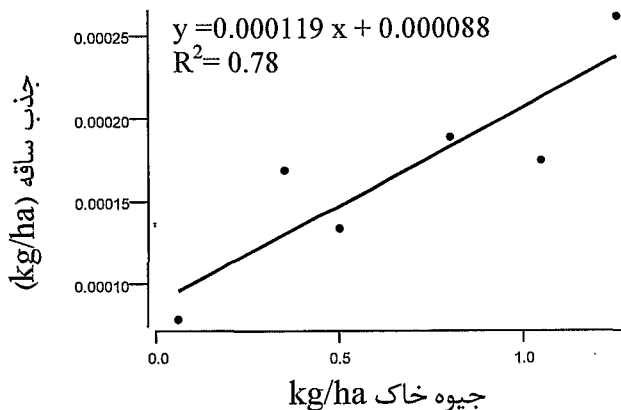
نمودار ۴-۱۳: رابطه بین Hg خاک تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) با جیوه موجود در ریشه این تیمارها



نمودار ۴-۱۴: رابطه بین Hg خاک تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) با جیوه موجود در ریشه این تیمارها



نمودار ۴-۱۵: رابطه بین Hg خاک تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) با جذب جیوه ساقه در این تیمارها ( $\mu\text{g ha}^{-1}$ )



نمودار ۴-۱۶: رابطه بین Hg خاک تیمارهای مختلف تعداد سال کاربرد لجن ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) با جذب گیوه ساقه در این تیمارها ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

۴-۵: برآورد همبستگی ها

۴-۵-۱: غلظت گیوه خاک

در سطح احتمال ۱٪ بین غلظت گیوه خاک و مقدار گیوه ای که از طریق لجن به خاک اضافه شده (نرخ بارگیری تجمعی گیوه لجن در خاک) همبستگی مثبت دیده شد (جدول الف - ۹ و نمودارهای ۴-۷ تا ۴-۱۲). این رابطه حاکی از آن است که با افزایش مقدار بارگیری گیوه در خاک (به دنبال استفاده از لجن فاضلاب) غلظت گیوه خاک افزایش می یابد. میزان همبستگی مقدار گیوه خاک با گیوه لجن برای عمق اول خاک (۲۰-۰ cm) ۰/۹۶، برای عمق دوم (۴۰-۲۰ cm) ۰/۹۵ و به طور کلی برای متوسط غلظت گیوه در هر دو عمق مورد مطالعه (۴۰-۰ cm) ۰/۹۷ می باشد.

۴-۵-۲: غلظت گیوه ریشه

غلظت گیوه در ریشه گیاه ذرت با مقدار گیوه اضافه شده به خاک از طریق لجن (گیوه لجن) و با غلظت Hg خاک در سطح احتمال ۵٪ همبستگی معنی دار نشان داد (جدول الف - ۹). یعنی با افزایش نرخ بارگیری تجمعی گیوه لجن در خاک و به دنبال آن افزایش گیوه خاک مقدار گیوه ریشه نیز افزایش می یابد.

همبستگی بین Hg ریشه با Hg لجن و با Hg خاک (هر یک از عمق های مورد مطالعه، بر اساس  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) در نمودارهای ۴-۱۷ و ۴-۱۸ و ۴-۱۹ و ۴-۲۰ نشان داده شده است. معادله رگرسیون خطی برای توصیف همبستگی غلظت Hg ریشه با غلظت جیوه خاک بر اساس کیلوگرم Hg در هر هکتار از خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) به صورت زیر می باشد:

(۴-۴). رابطه جیوه ریشه با جیوه خاک عمق (۰-۲۰ cm):

$$y = 16/8 x + 81/1 \quad R^2 = 0/37$$

یا  $81/1 + (\text{مقدار جیوه خاک } (\text{kg ha}^{-1})) \times 16/8 = \text{غلظت جیوه ریشه } (\mu\text{g kg}^{-1})$

(۴-۵). رابطه جیوه ریشه با جیوه خاک عمق (۲۰-۴۰ cm):

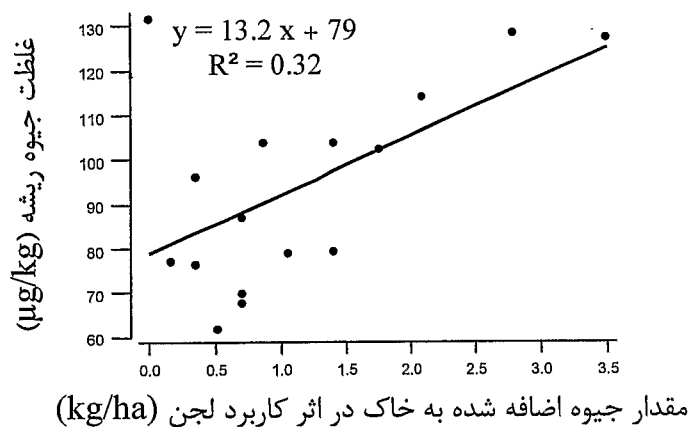
$$y = 19/3 x + 80/2 \quad R^2 = 0/32$$

یا  $80/2 + (\text{مقدار جیوه خاک } (\text{kg ha}^{-1})) \times 19/3 = \text{غلظت جیوه ریشه } (\mu\text{g kg}^{-1})$

(۴-۶). رابطه جیوه ریشه با متوسط جیوه خاک (۰-۴۰ cm):

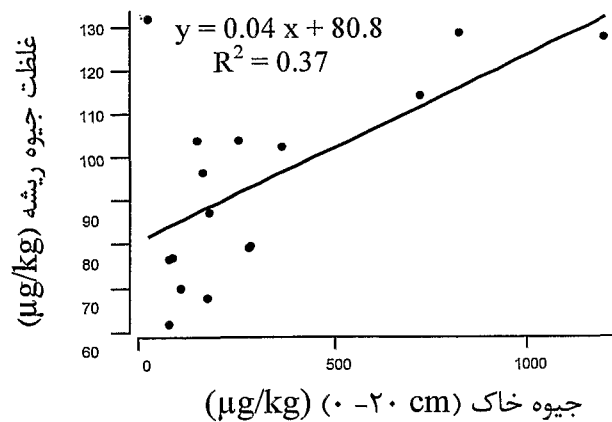
$$y = 18/2 x + 80/2 \quad R^2 = 0/36$$

یا  $80/2 + (\text{متوسط مقدار جیوه خاک } (\text{kg ha}^{-1})) \times 18/2 = \text{غلظت جیوه ریشه } (\mu\text{g kg}^{-1})$

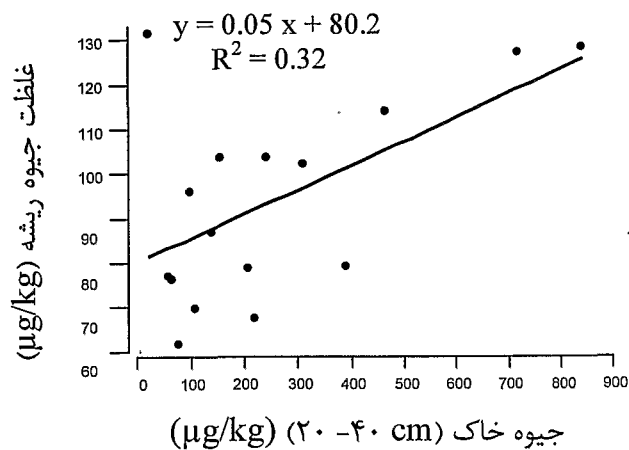


نمودار ۴-۱۷: رابطه غلظت جیوه ریشه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) با نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

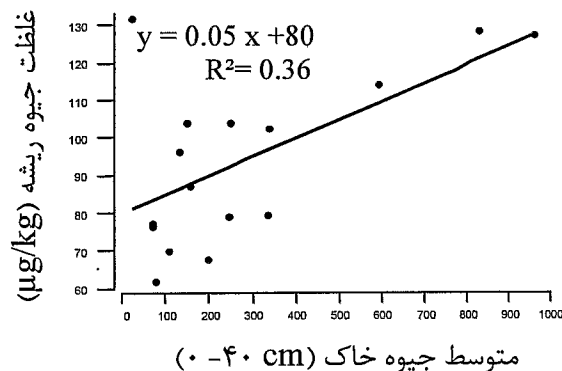




نمودار ۴-۱۸: رابطه غلظت جيوه ريشه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) با غلظت جيوه خاک (۰ - ۲۰ cm) ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )



نمودار ۴-۱۹: رابطه غلظت جيوه ريشه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) با غلظت جيوه خاک (۲۰ - ۴۰ cm) ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )



نمودار ۴-۲۰: رابطه غلظت جیوه ریشه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) با متوسط غلظت جیوه ۴۰ cm سطح خاک ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )

#### ۴-۵-۳ غلظت جیوه ساقه و دانه

غلظت جیوه ساقه گیاه ذرت با جیوه لجن (نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک)، جیوه خاک و جیوه ریشه همبستگی نشان نداد. غلظت جیوه دانه گیاه نیز با جیوه لجن، جیوه خاک، جیوه ریشه و جیوه ساقه همبستگی نشان نداد (جدول الف - ۹). از آنجایی که در اندام های هوایی (ساقه و دانه) مسأله رقت رشد پیش می آید، در بررسی نتایج مربوط به آنها بهتر است به جای غلظت از مفهوم جذب استفاده شود. بنابراین جهت بررسی مقدار جیوه این دو اندام و ارزیابی همبستگی آن با سایر عوامل تأثیرگذار، مقدار جذب دانه و ساقه مورد تجزیه و تحلیل قرار می گیرد.

#### ۴-۵-۴ جذب جیوه در ساقه و دانه

در سطح احتمال ۱٪ مقدار جذب جیوه ساقه با مقدار جیوه اضافه شده به خاک از طریق لجن (نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک) و با غلظت جیوه عمق ۲۰-۰ سانتی متری خاک همبستگی مثبت نشان داد. در سطح احتمال ۵٪ نیز بین جذب جیوه ساقه با میانگین غلظت جیوه خاک در هر دو عمق مورد مطالعه (۴۰ سانتی متر سطح خاک) همبستگی مثبت دیده شد. جذب جیوه ساقه با غلظت جیوه ریشه و با غلظت جیوه خاک عمق ۴۰-۲۰ cm همبستگی نشان نداد (جدول الف - ۱۰).

جذب جیوه دانه در سطح احتمال ۵٪ با نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک، با غلظت جیوه خاک عمق ۲۰-۰ cm و با متوسط جیوه خاک (۴۰ سانتی متر سطح خاک) همبستگی مثبت داشت. جذب جیوه دانه نیز با جیوه ریشه و جیوه عمق دوم خاک (۴۰-۲۰ cm) همبستگی نشان نداد (جدول الف - ۱۰). جذب جیوه دانه و جذب جیوه ساقه در سطح احتمال ۱٪ همبستگی مثبت داشتند (جدول الف - ۱۰).

رابطه جذب جیوه در ساقه و دانه با سایر عوامل وابسته در نمودارهای ۴-۲۱ تا ۴-۲۴ نشان داده شده است. آنالیز رگرسیون برای رابطه مقدار جذب در ساقه و دانه (بر اساس  $\mu\text{g ha}^{-1}$ ) با پارامترهای مختلف به شرح زیر می باشد:

(۴-۷). رابطه جذب جیوه ساقه با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک:

$$y = 43250 \cdot x + 126412 \quad R^2 = 0.43$$

یا  $126412 + (\text{نرخ بارگیری Hg لجن در خاک } \text{kgha}^{-1}) \cdot 43250 = \text{جذب Hg ساقه } (\mu\text{gha}^{-1})$

(۴-۸). رابطه جذب جیوه دانه با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک:

$$y = 22231x + 73984 \quad R^2 = 0.34$$

یا  $73984 + (\text{نرخ بارگیری Hg لجن در خاک } \text{kgha}^{-1}) \cdot 22231 = \text{جذب Hg دانه } (\mu\text{gha}^{-1})$

(۴-۹). رابطه جذب جیوه ساقه با جیوه خاک (۰-۲۰ cm):

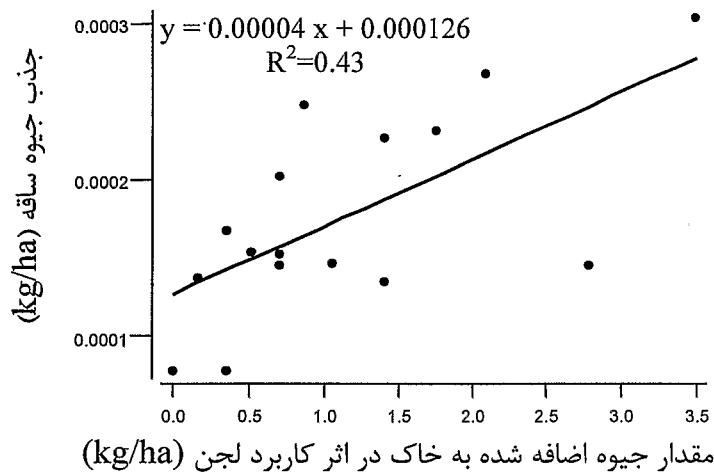
$$y = 48521x + 138468 \quad R^2 = 0.38$$

یا  $138468 + (\text{غلظت Hg خاک } \text{kgha}^{-1}) \cdot 48521 = \text{جذب Hg ساقه } (\mu\text{gha}^{-1})$

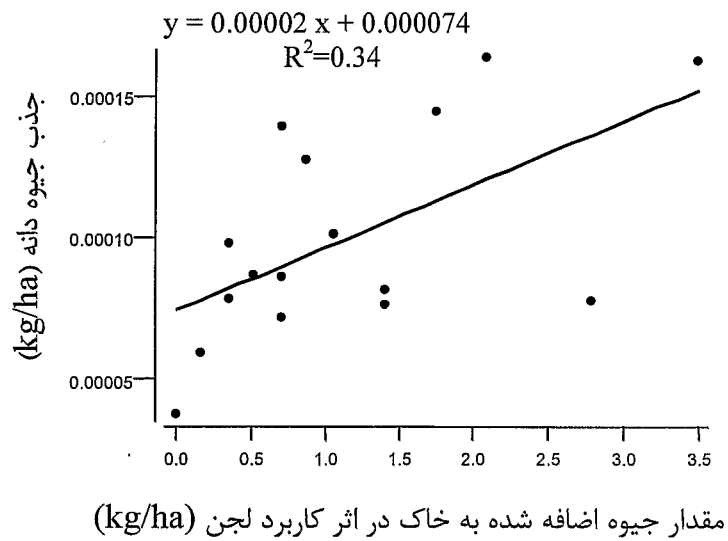
(۴-۱۰). رابطه جذب جیوه دانه با جیوه خاک (۰-۲۰ cm):

$$y = 26504x + 78970 \quad R^2 = 0.34$$

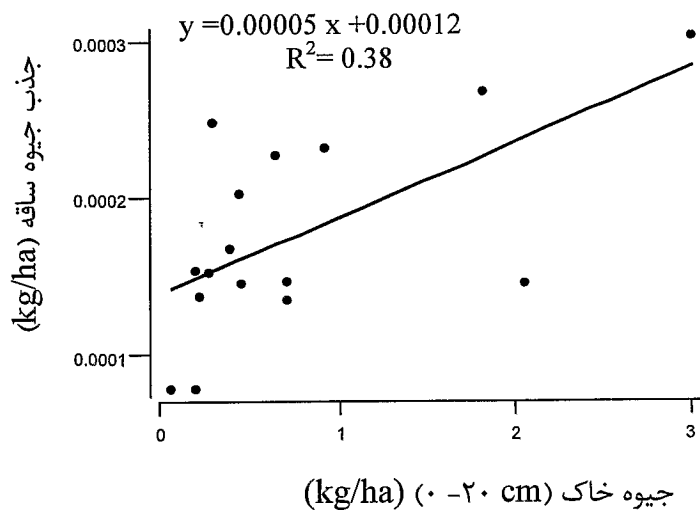
یا  $78970 + (\text{غلظت Hg خاک } \text{kgha}^{-1}) \cdot 26504 = \text{جذب Hg دانه } (\mu\text{gha}^{-1})$



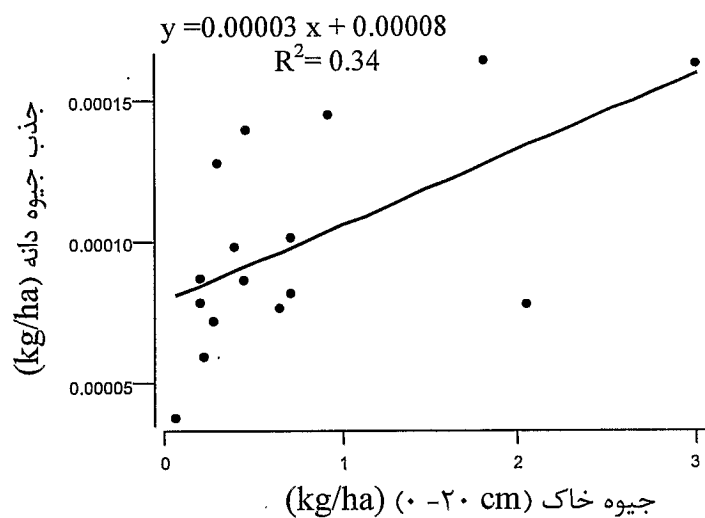
نمودار ۴-۲۱: رابطه بین جذب جیوه در ساقه با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک



نمودار ۴-۲۲: رابطه بین جذب جیوه در دانه با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک



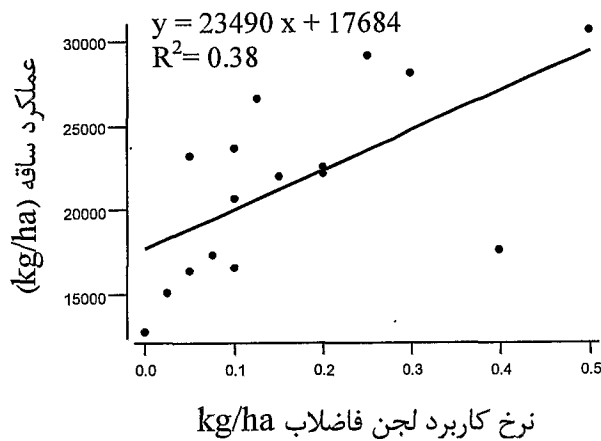
نمودار ۲۳-۴: رابطه بين جذب جيوه در ساقه با مقدار جيوه خاک در عمق اول (۰ - ۲۰ cm)



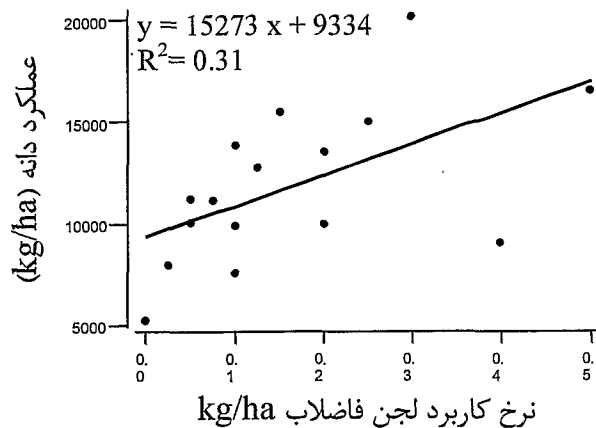
نمودار ۲۴-۴: رابطه بين جذب جيوه در دانه با مقدار جيوه خاک در عمق اول (۰ - ۲۰ cm)

۴-۵-۵ عملکرد ساقه و دانه

در سطح احتمال ۵٪ بین نرخ لجن فاضلاب مصرفی و عملکرد ساقه و دانه همبستگی دیده شد. عملکرد ساقه و دانه نیز در سطح احتمال ۱٪ همبستگی مثبت نشان دادند (جدول الف - ۱۱). نمودارهای ۴-۲۵ و ۴-۲۶ رابطه بین نرخ کاربرد لجن را با عملکرد ساقه و دانه نشان می دهند.



نمودار ۴-۲۵: رابطه عملکرد ساقه با نرخ کاربرد لجن فاضلاب



نمودار ۴-۲۶: رابطه عملکرد دانه با نرخ کاربرد لجن فاضلاب

فصل پنجم:

بحث

## ۵-۱ تجزیه و تحلیل نتایج جیوه خاک

به طور کلی تیمار خاک با لجن فاضلاب باعث افزایش معنی دار غلظت جیوه در هر دو عمق خاک گردید. مقدار جیوه در خاک تیمارهای مختلف لجن در مقایسه با تیمار شاهد (بدون لجن) تفاوت نشان داد (جدول ۴-۱). افزایش جیوه خاک بر اثر کاربرد لجن حاوی این عنصر در تحقیقات قبلی نیز به اثبات رسیده است. به عنوان مثال بر اساس گزارش محیط زیست آمریکا مصرف لجن فاضلاب باعث افزایش غلظت عناصر جیوه، سرب، نیکل، سلنیوم و کادمیوم تا ۱۰۰ برابر غلظت پایه این عناصر در خاک می گردد (Chang et al., 1982). بر اساس مطالعات Granato و همکاران (۱۹۹۵) کاربرد لجن باعث افزایش معنی دار غلظت جیوه خاک شد.

Carpi و همکاران (۱۹۹۷) نیز نشان دادند که کاربرد دائمی لجن فاضلاب شهری باعث افزایش قابل توجه سطوح جیوه معدنی و متیل جیوه در سطح خاک گردید.

مقدار جیوه اندازه گیری شده برای ۲۰ سانتی متر سطح خاک در مقایسه با عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری بیشتر بود (جدول ۴-۱ و نمودارهای ۴-۱ و ۴-۲). میانگین جیوه در عمق اول ( $0.1822 \text{ kg ha}^{-1}$ )  $332 \mu\text{g kg}^{-1}$  در عمق دوم ( $0.1763 \text{ kg ha}^{-1}$ )  $273 \mu\text{g kg}^{-1}$  و در پلات شاهد که در آن لجن استفاده نشده حدود ( $0.106 \text{ kg ha}^{-1}$ )  $22 \mu\text{g kg}^{-1}$  می باشد.

به طور کلی تحرک، جابجایی و آبشویی جیوه در محیط زیست بسیار محدود می باشد. چراکه جیوه عنصری نامحلول و فرم های یونی این عنصر فقط کمی بیشتر انحلال پذیرند (Davis et al., 1997; Sterckeman et al., 2002). جیوه نمی تواند به آسانی در ستون خاک جابجا شود و عمدتاً به صورت کمپلکس های آلی کمی متحرک در خاک حفظ می شود (Hempel et al., 1995). تحرک پایین جیوه در محیط زیست طی مطالعات مختلف صورت گرفته نیز اثبات گردیده است. به عنوان مثال در یک سایت تحقیقاتی در شیکاگو که لجن فاضلاب به مدت ۲۰ سال به عنوان کود برای کشت ذرت و گندم استفاده شد، ۸۰ تا ۱۰۰ درصد کل محتوای جیوه موجود در لجن از عمق ۱۵ سانتی متری پروفیل سطحی خاک فراتر نرفت (Granato et al., 1995). در این مطالعه نیز ۹۰ تا ۱۰۰ درصد کل جیوه ای که از طریق لجن فاضلاب طی ۵ سال گذشته به خاک این منطقه اضافه شده همچنان در عمق ۴۰ سانتی متری سطح خاک قرار دارد (رابطه ۴-۳).

به دلیل انجام مراحل خاکورزی و شخم زدن خاک در منطقه مورد مطالعه، لجن فاضلاب به طور کامل با خاک مخلوط شده و به اعماق انتقال یافته است. در نتیجه در عمق دوم خاک بین غلظت جیوه خاک پلات شاهد و تیمارهای مختلف لجن فاضلاب اختلاف معنی داری دیده شد (جدول ۴-۱ و نمودار ۴-۲).

بررسی اثر حجم های مختلف لجن (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار) و نیز تعداد سال های مختلف کاربرد (۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ سال) بر غلظت جیوه خاک نشان داد که با افزایش حجم و تعداد سال کاربرد لجن مقدار Hg خاک زیاد می شود. همان طور که انتظار می رفت بیشترین غلظت جیوه در خاک عمق اول با حجم لجن



$100 \text{ Mg ha}^{-1}$  و ۵ سال استفاده و حداقل غلظت در خاک عمق دوم با ۱ سال کاربرد حجم لجن  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  دیده شد.

در پلات هایی که فقط برای یک بار آن هم در سال اول لجن دریافت کرده بودند، با وجود گذشت ۵ سال زمان از آخرین بار استفاده لجن همچنان مقادیر جیوه در خاک آنها (هر دو عمق مورد مطالعه) بیشتر از خاک شاهد بود (جدول ۴-۱). این نتیجه حاکی از آن است که کاربرد لجن فاضلاب حتی پس از گذشت چند سال می تواند مشکلات زیست محیطی به دنبال داشته باشد.

در سایر مطالعات انجام شده نیز حتی سال ها پس از کاربرد لجن آثار فلزات سنگین و از جمله جیوه در آنالیز پروفیل خاک قابل مشاهده بود (Pescod, 1987; Granato et al., 1995).

بین غلظت جیوه خاک و نرخ بارگیری جیوه لجن در خاک همبستگی مثبت زیادی دیده شد. به طوری که حداکثر مقدار جیوه خاک ( $961/3 \mu\text{g kg}^{-1}$  یا  $2/51 \text{ kg ha}^{-1}$ ) مربوط به پلاتی بود که بیشترین نرخ بارگیری جیوه لجن ( $3/5 \text{ kg ha}^{-1}$ ) را داشت. یعنی پلاتی که طی ۵ سال گذشته پنج بار لجن با حجم ۱۰۰ مگاگرم در هکتار دریافت کرده است. حداقل مقدار جیوه نیز در پلاتی اندازه گیری شد که کمترین مقدار لجن مصرفی یا به عبارت دیگر حداقل نرخ بارگیری را داشت، یعنی تیماری که ۵ سال پیش فقط برای یک بار لجن با حجم ۲۵ مگاگرم در هکتار دریافت کرده بود.

#### ۵-۲ تجزیه و تحلیل نتایج جیوه ریشه

به طور کلی غلظت جیوه در ریشه گیاه ذرت نسبت به سایر قسمت های گیاه (دانه و ساقه) بیشتر بود. این نتیجه با یافته های قبلی مبنی بر این که جیوه در گیاهان بیشتر در ریشه تجمع یافته (Eisler, 2000) و این سیستم همچون حصاری تا حدودی مانع انتقال Hg به سایر قسمت های گیاه می شود (Patra and Sharma, 2000) مطابقت می کند. گزارش شده است که شدت افزایش غلظت جیوه در گیاهان زمانی که خاک تنها منبع این فلز بوده برای ریشه ها بیشترین مقدار را داشته است (Lipse, 1975; Sorterberg, 2000; Kabata-Pendias and Pendias, 1980). همچنین Granato و همکاران (1995) به این نتیجه رسیدند که آن مقدار جیوه کمی هم که توسط گیاهان جذب می شود تا حد زیادی در ریشه ها نگه داشته می شود و به ساقه ها و برگ ها انتقال داده نمی شود. بنابراین نتیجه به دست آمده در منطقه مورد مطالعه با نتایج سایر مطالعات مطابقت می کند.

در توضیح این دو نتیجه که الف- فاکتور های مورد بررسی (تعداد سال کاربرد لجن و حجم لجن مصرفی) بر غلظت جیوه ریشه تأثیرگذار نبود و ب- بین مقدار Hg ریشه پلات شاهد و تیمارهای مختلف لجن فاضلاب تفاوت معنی داری دیده نشد، ۳ احتمال مطرح می شود:

۱- اختلاف بیوماس تولید شده در تیمارهای مختلف، ۲- اختلاف زیاد بین تکرارهای هر تیمار و ۳- پایین بودن قابلیت دسترسی Hg برای ریشه گیاه. در خصوص احتمال سوم توضیحاتی داده می شود: هر چقدر

کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و رس خاک بیشتر باشد مقدار جذب جیوه به ذرات خاک بیشتر شده، قابلیت دسترسی این عنصر برای گیاهان کاهش می یابد ( Kitagishi, 1981; Johansson et al., 1988; Kabata-Pendias and Pendias, 2000).

- در منطقه مورد مطالعه ما بنابر مطالعات قبلی صورت گرفته، افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش معنی دار کربن، ماده آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک سایت می شود (کرمی، ۱۳۸۳).  
قابلیت انحلال کم جیوه و میل ترکیبی فرم های انحلال پذیر آن با مواد آلی و رس خاک باعث می شود میل ترکیبی گیاهان برای جذب جیوه پایین آمده و در نتیجه قابلیت دسترسی آن برای گیاهان محدود شود (Hempel et al., 1995).

- خاک منطقه مورد مطالعه لومی رسی است.  
در خاک های قلیایی قابلیت دستیابی فلزات سنگین برای گیاهان کاهش می یابد (بای بوردی و سیادت، ۱۳۸۴، Kilbride, 2006).

- در منطقه مورد مطالعه ما نیز به واسطه بالا بودن ظرفیت بافری، تغییرات pH خاک در اثر استفاده از لجن فاضلاب بسیار کم بود (کرمی، ۱۳۸۳).  
قابلیت دسترسی اشکال مختلف جیوه برای گیاهان متفاوت است. کمترین قابلیت دسترسی مربوط به سولفید جیوه می باشد (Kabata-Pendias and Pendias, 2000).

- در این تحقیق از آبیاری به روش غرقابی و لجن هضم شده به روش بی هوازی استفاده شد که این امر موجب فراهم شدن شرایط احیاء در خاک شده و در نتیجه احتمال تشکیل سولفید جیوه تحت این شرایط بالا می رود.

بنابراین تحت شرایط ایجاد شده در منطقه مورد مطالعه، احتمالاً قابلیت دسترسی Hg برای ریشه گیاه پایین بوده و در نتیجه بین غلظت جیوه ریشه پلات شاهد و تیمارهای لجن تفاوتی دیده نمی شود و هیچکدام از عوامل تعداد سال کاربرد و حجم لجن مصرفی بر مقدار جیوه ریشه (تیمارهای مختلف لجن در مقایسه با پلات شاهد) تأثیرگذار نیست.

با این وجود روند تغییرات غلظت Hg ریشه (بدون در نظر گرفتن شاهد) با افزایش تعداد سال کاربرد لجن افزایشی است (جدول ۵-۴).

یافته ها حاکی از آن است که بیشتر فلزات سنگین آزاد شده در خاک در نتیجه تجزیه مواد آلی لجن، جذب اختصاصی ذرات خاک شده و یا رسوب می کنند و بنابراین دیگر به آسانی قابل دسترس نیستند. علاوه بر این pH بالای خاک، مقدار زیاد رس و خاصیت بافری کربنات کلسیم شرایط مناسبی جهت رسوب و جذب اختصاصی فلزات آزاد شده فراهم آورده، سبب کاهش قابلیت جذب آنها می شود (McBride, 1995).

بنابراین احتمالاً در تیمارهای ۱ و ۲ سال مصرف که از کاربرد لجن در آنها چهار تا پنج سال زمان سپری شده فرصت کافی جهت انجام واکنش های شیمیایی، که منجر به رسوب فلز جیوه می شود، وجود داشته است. زیرا با گذشت زمان تجزیه بیشتری روی مواد آلی صورت گرفته در نتیجه رهاسازی فلزات پیوند شده با مواد

آلی نیز بیشتر و در نتیجه رسوب فلز بیشتر شده، قابلیت دسترسی آن برای گیاه کم می شود. از طرف دیگر درجه حرارت بالا و وجود آب به دلیل آبیاری نیز به تجزیه مواد آلی کمک می کند. در واقع با گذشت زمان از تحرک و قابلیت دسترسی Hg برای گیاه کاسته می شود. از آنجایی که در پلات ۱ سال کاربرد لجن (که ۵ سال پیش لجن دریافت کرده) فرصت کافی برای انجام فرایند تجزیه مواد آلی خاک وجود داشته جیوه اضافه شده به خاک طی فرایند تجزیه مواد آلی در خاک تثبیت و غیر قابل دسترس می شود در حالی که در سال های بعدی کاربرد: ۱- زمان کافی برای وقوع چنین واکنش شیمیایی سپری نشده، ۲- با افزایش تعداد سال مصرف لجن جیوه اضافه شده به خاک نیز بیشتر شده و ۳- افزایش مقادیر بیشتر لجن منجر به افزایش جمعیت میکرواورگانیزم ها شده که فرایند معدنی شدن را تسریع می کنند و در نتیجه قابلیت دسترسی Hg را افزایش می دهند. بنابراین می توان انتظار داشت که قابلیت دسترسی جیوه برای گیاه در تیمارهایی که ۴ تا ۵ سال پیش لجن دریافت کرده اند به میزان قابل توجهی کمتر از تیمارهایی باشد که در سال های اخیر لجن دریافت کرده اند.

این امر بیانگر اهمیت فاکتور زمان در جذب Hg توسط ریشه گیاه می باشد و می تواند تأکیدی باشد بر نظریه "کهنه شدن"، بدین مفهوم که قابلیت دسترسی فلزات سنگین وارد شده به خاک از طریق لجن فاضلاب، با گذشت زمان کاهش می یابد این امر می تواند به علت جذب شدید آنها توسط خاک و مواد آلی لجن باشد (Rundle et al., 1982).

به طور کلی می توان نتیجه گرفت که به دلیل پایین بودن میزان دسترسی زیستی Hg برای ریشه گیاه، بین غلظت Hg ریشه پلات شاهد و تیمارهای مختلف تفاوت معنی داری دیده نشد. اما از طرف دیگر مقایسه تیمارهای مختلف لجن با یکدیگر (از لحاظ تعداد سال کاربرد لجن، بدون در نظر گرفتن شاهد) حاکی از آن است که روند تغییرات غلظت Hg ریشه با افزایش تعداد سال کاربرد لجن در زمین افزایشی است. بین مقدار جیوه ریشه با جیوه لجن و با جیوه خاک همبستگی مثبت دیده شد. یعنی با افزایش نرخ بارگیری جمعی جیوه لجن در خاک و به دنبال آن افزایش جیوه خاک مقدار جیوه ریشه نیز افزایش می یابد.

#### ۵-۳ تجزیه و تحلیل نتایج جیوه ساقه و دانه

غلظت جیوه ساقه و دانه ( $\mu\text{g Hg/kg tissue}$ ) با هیچ یک از پارامترهایی که احتمال می رفت با آنها در ارتباط باشد، همبستگی نشان نداد. به عبارت دیگر بر خلاف آنچه که انتظار می رفت غلظت جیوه موجود در ساقه و دانه گیاه با جیوه لجن (نرخ بارگیری جمعی Hg لجن در خاک)، جیوه خاک و جیوه ریشه رابطه ای نداشت. علاوه بر این بین غلظت جیوه دانه و غلظت جیوه ساقه نیز رابطه ای دیده نشد.

اما با دقت در نتایج مربوط به عملکرد گیاه متوجه می شویم که با افزودن لجن فاضلاب وزن ساقه و دانه تولید شده در هر هکتار از زمین افزایش می یابد. از طرف دیگر با بالا رفتن سطح و سال کاربرد لجن میزان جذب Hg در ساقه و دانه نیز زیاد می شود، ولی چون این غلظت در وزن بیشتری پخش می شود، رقیق شده کمتر

به نظر می‌رسد. بنابراین در چنین مواردی که عملکرد تیمارهای مورد مقایسه با هم یکسان نیست، بهتر است به جای غلظت جیوه ( $\mu\text{g Hg/kg tissue}$ ) از مقدار جیوه جذب شده توسط ساقه و دانه گیاه ( $\mu\text{g ha}^{-1}$ ) استفاده کنیم. پس منطقی‌تر آن است که به تجزیه و تحلیل نتایج مربوط به جذب جیوه در ساقه و دانه گیاه بپردازیم.

مقدار جذب جیوه در ساقه و دانه (حاصل ضرب غلظت جیوه بخش گیاهی مورد نظر در عملکرد آن بخش) با نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک و با غلظت جیوه خاک سطحی (۰-۲۰ cm) همبستگی مثبت نشان داد. همچنین مقدار جذب Hg در دانه با مقدار جذب Hg در ساقه همبستگی مثبت داشت. اما جذب Hg ساقه و دانه با غلظت جیوه موجود در ریشه و با غلظت جیوه عمق دوم خاک (۲۰ تا ۴۰ سانتی متری) همبستگی نداشت.

عدم همبستگی مقدار جذب جیوه در ساقه و دانه با غلظت جیوه موجود در ریشه گیاه بیانگر آن است که: احتمالاً میزان انتقال جیوه از ریشه به ساقه و دانه گیاه بسیار ناچیز است. به عبارت دیگر جیوه ای که توسط ریشه از خاک تیمار شده با لجن فاضلاب جذب شده در مقدار بسیار کم، از ریشه به اندام های هوایی گیاه منتقل می‌شود. احتمالاً جیوه موجود در لجن و خاک از طریق مسیر دیگری غیر از مسیر ریشه وارد گیاه شده است.

این نتیجه با یافته های قبلی مبنی بر این که جیوه ای که گیاه از خاک جذب می‌کند بیشتر در ریشه نگه داشته می‌شود و به اندام های هوایی گیاه انتقال داده نمی‌شود، مطابقت می‌کند (Lipsey, 1975; Sorterberg, 1980; Granato, 1995; Eisler, 2000; Kabata-Pendias and Pendias, 2000; Patra and Sharma, 2000).

به علاوه مقدار جذب جیوه توسط ساقه و دانه گیاه تنها با غلظت جیوه خاک سطحی (۰-۲۰ cm) همبستگی نشان داد و بین مقدار جذب و غلظت جیوه عمق زیرین خاک (۲۰-۴۰ cm) ارتباطی وجود نداشت. بنابراین می‌توان این احتمال را مطرح نمود که جیوه جذب شده توسط ساقه و دانه گیاه جیوه ای است که از خاک سطحی تصعید شده و گیاه آن را جذب کرده است.

از طرف دیگر چون مقدار جذب Hg دانه و ساقه با یکدیگر همبستگی نشان داد، می‌توان این احتمال را عنوان کرد: جیوه ای که به واسطه کاربرد لجن فاضلاب به خاک اضافه شده، تصعید می‌شود. گیاه این جیوه تصعید شده را از طریق روزنه های موجود در سطح برگ ها یا سایر نقاط ورودی جذب می‌کند. جیوه ای که جذب می‌شود به ساقه و از ساقه نیز به دانه منتقل می‌شود.

Egler و همکاران (۲۰۰۵) نیز در بررسی ارتباط بین جیوه خاک و جیوه اندام های هوایی گیاه به این نتیجه رسیدند که انتقال جیوه خاک از طریق ریشه به بخش های گیاهی سطح زمین معنی دار نیست و احتمالاً گیاهان Hg را به کمک روزنه های خود از دیپوی اتمسفری جیوه جذب کرده اند.

در مطالعات اولیه ای که بر روی سطوح جیوه گیاهان صورت می‌گرفت، خاک به عنوان منبع اولیه و عمده Hg برای گیاهان شناخته می‌شد (Warren et al., 1966). اما اکثر بررسی هایی که در سال های اخیر

انجام شده حاکی از آن است که دیپوی خشک جیوه<sup>۱</sup> و جذب آن از طریق برگ ها دو منبع مهم و مؤثر برای جیوه بافت های گیاهی محسوب می شوند ( Hanson et al., 1995; Patra and Sharma, 2000; Miller, 2002).

مطالعه دیگر حاکی از آن است که هم جیوه معدنی و هم جیوه آلی قادرند از خاک تیمار شده با لجن فاضلاب به هوا انتشار یابند. در نتیجه غلظت متیل جیوه اتمسفر می توانند به واسطه انتشار از خاک تیمار شده با لجن تا ۵٪ افزایش یابد. در واقع اولین منبع خشکی برای انتشار متیل جیوه به اتمسفر خاک تیمار شده با لجن فاضلاب می باشد (Carpi et al., 1997).

در انتقال جیوه از خاک به محیط اطراف نقش تبخیر بیشتر از آبشویی است (Carpi and Lindberg, 1998).

نتایج بررسی هایی که تاکنون بر روی جیوه بافت های گیاهی صورت گرفته بیانگر آن است که گیاهان خشکی قادرند مستقیماً گاز یا بخار جیوه را به کمک روزنه ها یا سایر نقاط ورود از هوا جذب کنند (Brown and Fang, 1978; Vecera et al., 1999; Kabata-Pendias and Pendias, 2000; Ericksen et al., 2003; Windham et al., 2003).

هرچه درجه حرارت هوا و قلیائیت خاک بالاتر می رود مقدار تصعید جیوه از خاک نیز بیشتر می شود (Landa, 1978).

بر اساس نتایج حاصل از مطالعات مختلف که به آن اشاره شد، این احتمال مطرح می شود که: در منطقه مورد مطالعه به دنبال مصرف لجن فاضلاب محتوی جیوه در سایت مقدار جیوه خاک افزایش می یابد. از طرف دیگر شدت روشنایی و درجه حرارت هوا در شهر اصفهان و منطقه مورد مطالعه و نیز قلیائیت خاک سایت مورد بررسی به میزان قابل قبولی بالا می باشد. در نتیجه شرایط مساعدی برای تصعید جیوه خاک به شکل عنصری و متعاقب آن جذب Hg تصعید شده توسط اندام هوایی گیاه فراهم می شود.

مقدار جذب جیوه در ساقه مربوط به تیمارهای مختلف لجن ( $100$ ،  $50$ ،  $25$   $Mg\ ha^{-1}$ ) در مقایسه با پلات شاهد (صفر) تفاوت معنی داری نشان نداد. این تفاوت برای مقدار جذب جیوه توسط دانه معنی دار شد.

این نتیجه که مقدار جذب جیوه در دانه مربوط به پلات های مختلف از لحاظ حجم لجن با پلات شاهد تفاوت معنی دار نشان دهد، منطقی به نظر می رسد. اما در توضیح این که چرا مقدار جذب ساقه تیمارهای مختلف با تیمار شاهد تفاوت معنی دار نشان نداد، این احتمال مطرح می شود که: چون در مرحله بذردهی گیاه اکثر جریانات موجود در گیاه (از جمله جریان جذب عناصر، جریان اکسیژن، دی اکسید کربن و...) به دانه ختم می شود تا انرژی مورد نیاز برای این مرحله فراهم شود. در نتیجه در این مرحله بخش قابل توجهی از جیوه موجود در ساقه نیز در مسیر جریانات منتهی به دانه، به دانه منتقل می شود. از آنجایی که نمونه برداری از گیاه در پایان فصل رشد و پس از رسیدن محصول صورت گرفت، احتمالاً مقدار قابل توجهی از Hg ساقه در حین مرحله تولید محصول به دانه گیاه منتقل شده و به همین دلیل مقدار جذب Hg ساقه تیمارهای

## 1- Hg Dry Deposition

مختلف با پلات شاهد تفاوت معنی دار نشان نمی دهد. شاید اگر نمونه برداری از ساقه گیاه قبل از تولید محصول صورت می گرفت این تفاوت معنی دار می شد.

در مقایسه انفرادی جذب Hg در ساقه و دانه مربوط به تیمارهای مختلف لجن (از نظر حجم) با پلات شاهد، جذب ساقه در تیمار حجم ۲۵ و جذب دانه در تیمارهای ۲۵ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار با شاهد تفاوت معنی دار نشان داد.

در خصوص این نتیجه این احتمال مطرح می شود که: وقتی حجم لجن از ۲۵ به ۵۰ افزایش می یابد، علاوه بر مقدار جیوه، مقدار ماده آلی خاک نیز (که قادر است با جیوه پیوند تشکیل دهد، آن را در خاک زندانی و از تصعید آن جلوگیری کند) افزایش می یابد. در واقع در افزایش حجم لجن از ۲۵ به ۵۰ اثر افزایش ماده آلی بر اثر افزایش Hg غلبه کرده و در نتیجه در تیمارهای حجم  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  ماده آلی خاک مانع از تصعید جیوه می شود، در نتیجه مقدار جذب جیوه در ساقه و دانه این تیمار با شاهد تفاوت نشان نمی دهد. اما زمانی که حجم لجن از ۵۰ به ۱۰۰ می رسد اثر افزایش Hg از اثر افزایش ماده آلی پیشی گرفته و در نتیجه جیوه تصعید شده و جذب آن در دانه این تیمار با شاهد تفاوت نشان می دهد.

در مورد این که چرا جذب جیوه در ساقه مربوط به تیمار  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  با شاهد تفاوت نشان نداد، همان طور که گفته شد چون نمونه برداری از گیاه در پایان فصل رشد انجام شده است. احتمالاً در مرحله تولید محصول مقدار زیادی از Hg ساقه به دانه منتقل شده و در نتیجه مقدار جذب Hg دانه در این تیمار با شاهد تفاوت نشان می دهد ولی جذب ساقه خیر.

تنها تعداد سال کاربرد لجن فاضلاب بر مقدار جذب جیوه توسط ساقه تأثیرگذار بود. به عبارت دیگر با افزایش تعداد سال کاربرد لجن، جذب Hg در ساقه گیاه افزایش می یابد (جدول ۴-۷). با بالا رفتن تعداد سال کاربرد لجن در خاک، غلظت جیوه خاک افزایش یافته (جدول ۴-۳) در نتیجه مقدار جیوه بیشتری از خاک تصعید می شود و به دنبال آن جذب جیوه توسط ساقه افزایش می یابد.

مقدار جیوه جذب شده در ساقه تیمارهایی که جدیداً لجن دریافت کرده بودند ( $261210 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) در مقایسه با تیمارهایی که ۵ سال پیش به آنها لجن اضافه شده بود ( $169025 \mu\text{g ha}^{-1}$ )، به طور معنی داری بالاتر بود. این نتیجه قابل انتظار بود چراکه مقدار تصعید جیوه از خاکی که به تازگی و برای چندمین بار لجن دریافت می کند، بیشتر بوده، در نتیجه مقدار جذب Hg توسط ساقه نیز افزایش می یابد.

در تیمارهایی که از کاربرد لجن در آنها مدت زمان زیادی می گذرد، با گذشت زمان فرصت کافی برای انجام واکنش های شیمیایی که منجر به رسوب فلز جیوه می شود وجود داشته است (Brown et al., 1998). به همین دلیل مقدار جیوه قابل تصعید آنها کمتر می باشد.

از طرف دیگر تیمارهای که اخیراً و برای چندمین سال متوالی لجن دریافت می کنند با افزایش تعداد سال کاربرد لجن جیوه اضافه شده به خاک نیز بیشتر می شود. علاوه بر این زمان کافی برای وقوع واکنش های شیمیایی رسوب Hg در آنها سپری نشده است. بنابراین مقدار جیوه تصعید شده از خاک این تیمارها بیشتر و در نتیجه جذب آن توسط ساقه نیز بیشتر خواهد بود.

مقدار جذب جیوه در ساقه گیاهان تیماری که ۵ سال پیش لجن دریافت کرده بود ( $169.025 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) همچنان بالاتر از مقدار جذب جیوه گیاهان پلات شاهد ( $78222 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) بود. علاوه بر این مقدار جذب جیوه در دانه نیز برای پلات هایی که ۵ سال پیش لجن دریافت کرده بود ( $81281 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) هنوز بیش از پلات شاهد ( $37591 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) بود (جدول ۴-۷).

این نتیجه برای غلظت جیوه موجود در خاک این پلات ها نیز به دست آمد (بخش ۵-۱). بنابراین می توان نتیجه گرفت که چون غلظت جیوه در خاک تیماری که ۵ سال پیش لجن دریافت کرده همچنان بالاتر از پلات شاهد می باشد، پس مقدار تصعید Hg از خاک این پلات در مقایسه با شاهد بیشتر بوده و در نتیجه مقدار جذب Hg ساقه نیز در این تیمار بالاتر از شاهد می باشد.

عملکرد ساقه در سال چهارم پایین است (جدول ۴-۱۱) (دلایل احتمالی در بخش بعد توضیح داده می شود)، بنابراین طبیعی است که مقدار جذب (حاصل ضرب غلظت Hg ساقه در عملکرد ساقه مربوط به این سال) جیوه در ساقه مربوط به این تیمار نیز پایین باشد. مقدار جذب ساقه در تیمار سال دوم مصرف لجن نیز پایین است چراکه غلظت جیوه در نمونه های ساقه مربوط به این تیمار پایین می باشد (جدول ۴-۷). علت این امر را می توان به خصوصیات لجن فاضلاب و شرایط اقلیمی و آب و هوایی آن سال نسبت داد. البته این تفاوت ها (جذب جیوه ساقه مربوط به سال چهارم و دوم با بقیه تیمارها) معنی دار نیست (جدول ۴-۷) و نمودار (۴-۶). حجم لجن مصرفی بر مقدار جذب جیوه توسط ساقه گیاه تأثیر گذار نبود. اما از طرف دیگر با افزایش حجم لجن مصرفی مقدار جذب ساقه نیز افزایش می یابد که این افزایش معنی دار نیست (جدول ۴-۸). هرچند با افزایش تعداد سال کاربرد و حجم لجن مصرفی مقدار جذب Hg در دانه افزایش می یابد ولی این افزایش معنی دار نیست (جدول ۴-۷ و ۴-۸). در نتیجه فاکتورهای تعداد و سطح کاربرد بر مقدار جذب دانه تأثیر گذار نبود.

با بالا رفتن حجم لجن مصرفی غلظت جیوه خاک افزایش می یابد. بنابراین انتظار می رود تصعید Hg از خاک افزایش یافته، در نتیجه مقدار جذب آن در بافت های گیاهی نیز زیاد شود. اما همان طور که گفته شد در افزایش حجم لجن مصرفی تأثیر افزایش ماده آلی خاک بیش از اثر افزایش Hg خاک است، به همین دلیل هرچه حجم لجن بیشتر می شود، مقدار ماده آلی خاک نیز بیشتر شده، در نتیجه پیوند جیوه با مواد آلی خاک افزایش یافته، از مقدار تصعید آن کاسته می شود. بدین علت است که روند کلی جذب Hg ساقه و دانه با افزایش حجم افزایشی بوده اما تفاوت آنها معنی دار نیست.

عملکرد دانه در سال چهارم پایین است (جدول ۴-۱۰) (در خصوص دلایل احتمالی در بخش بعدی بحث خواهد شد)، بنابراین طبیعی است که مقدار جذب (غلظت  $\times$  عملکرد) جیوه در دانه مربوط به این تیمار نیز پایین باشد.

همان طور که انتظار می رفت بیشترین میزان جذب ساقه ( $30336.0 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) در پلات ۵ سال کاربرد لجن با حجم  $100 \text{Mg ha}^{-1}$  و کمترین مقدار ( $77779.1 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) در تیمار ۲ سال کاربرد با حجم  $25 \text{Mg ha}^{-1}$  دیده شد. متوسط جذب جیوه در ساقه حدود  $182563.0 \mu\text{g ha}^{-1}$  به دست آمد. بیشترین

میزان جذب دانه نیز ( $163513/2 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) در پلات ۳ سال کاربرد با حجم  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  و کمترین مقدار ( $59438/0 \mu\text{g ha}^{-1}$ ) در تیمار ۱ سال کاربرد لجن با حجم  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  دیده شد. متوسط جذب جیوه در دانه حدود  $103620/5 \mu\text{g ha}^{-1}$  به دست آمد. میانگین جذب جیوه ساقه نسبت به دانه بالاتر بود.

#### ۴-۵ تجزیه و تحلیل نتایج عملکرد گیاه

عملکرد ساقه و دانه با نرخ کاربرد لجن فاضلاب همبستگی مثبت نشان داد. عملکرد دانه و ساقه تیمارهای مختلف از نظر حجم لجن مصرفی (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) در مقایسه با تیمار شاهد (صفر) اختلاف معنی دار نشان داد. افزودن لجن فاضلاب به خاک منطقه مورد مطالعه موجب افزایش عملکرد ساقه و دانه گردید. در واقع همه تیمارهای لجن فاضلاب از نظر عملکرد با تیمار شاهد اختلاف معنی دار داشت که این یافته بیانگر اثر مثبت لجن فاضلاب بر عملکرد گیاه می باشد. این نتایج با سایر بررسی های صورت گرفته در این زمینه مطابقت می کند.

در مطالعه ای که به منظور بررسی اثرات کاربرد لجن فاضلاب در زمین های کشاورزی صورت گرفت مشخص شد که در ۲۶٪ از منطقه مورد مطالعه لجن باعث افزایش قابل توجه عملکرد محصول شده بود که این امر به اثر مفید لجن فاضلاب بر ساختمان خاک نسبت داده شد (Pescod, 1987).

در مطالعه دیگری مشخص شد عملکرد محصول دانه گندم در حضور لجن فاضلاب تحت رژیم آبیاری مرطوب در مقایسه با رژیم آبیاری خشک بالاتر است (Al- Mustafa, 1995).

همچنین افزایش قابل توجه محصول گیاهان کاهو، اسفناج، گوجه فرنگی و گندم در حضور لجن فاضلاب در مطالعات پیشین به اثبات رسیده است (خیام باشی و عرفان منش، ۱۳۷۶، کرمی، ۱۳۸۳).

در تیمارهای ۱ سال کاربرد که از مصرف لجن در آنها ۵ سال می گذرد همچنان عملکرد ساقه و دانه بالاتر از عملکرد در پلات شاهد بود (جدول ۴-۱۰). بنابراین می توان نتیجه گرفت که کاربرد لجن حتی برای یکبار، در حالی که چندین سال از مصرف آن می گذرد، می تواند باعث افزایش عملکرد گیاه شود. به نظر می رسد عناصر غذایی پر مصرف (مثل نیتروژن، فسفر و پتاسیم) و کم مصرف (مثل آهن، روی و مس) موجود در لجن فاضلاب طی فرایند معدنی شدن و تجزیه مواد آلی، در اختیار گیاه قرار گرفته و نهایتاً باعث افزایش عملکرد گیاه شده است. علاوه بر این نمی توان از اثرات مثبت لجن به عنوان یک ماده آلی در بهبود ویژگی های فیزیکی خاک چشم پوشی کرد.

در مقایسه انفرادی، عملکرد ساقه مربوط به تیمارهای ۲۵ و ۵۰ مگاگرم در هکتار و برای عملکرد دانه فقط پلات  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  با تیمار شاهد تفاوت معنی دار نشان دادند.

یکی از معایب استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود در زمین های کشاورزی، برهم زدن تعادل نسبت کربن به نیتروژن خاک (C:N) می باشد که این امر باعث می شود تا مواد مغذی برای گیاهان غیر قابل دسترس شود (Kilbride, 2006).



از طرف دیگر فلزات سنگین موجود در لجن نیز فاکتور دیگری است که می تواند باعث بروز مشکلاتی برای گیاهان گردد و مصرف لجن را در زمین های کشاورزی با محدود کند ( Gomes et al., 2002; Peacival, 2003).

به نظر می رسد که با افزایش حجم لجن مصرفی در پلات ها به تدریج اثرات منفی این ماده نیز افزایش می یابد. در نتیجه زمانی که حجم لجن فاضلاب از یک حد معینی در زمین فراتر می رود دیگر بین عملکرد گیاه این تیمارها با پلات شاهد تفاوتی دیده نمی شود. در واقع تفاوت معنی دار بین عملکرد ساقه تیمارهای مختلف لجن با پلات شاهد فقط تا حجم لجن  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  دیده می شود و وقتی حجم لجن به  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  افزایش می یابد به دلیل اثرات سوء ذکر شده دیگر عملکرد ساقه این تیمار با پلات شاهد تفاوت معنی دار نشان نمی دهد. همچنین در مورد عملکرد دانه گیاه مشاهده می شود که فقط تیمار  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  با شاهد تفاوت معنی دار نشان می دهد. درافزایش سطح کاربرد به  $50$  و  $100$  مگاگرم در هکتار، به دلیل بروز اثرات سوء لجن، عملکرد دانه این تیمارها با پلات شاهد تفاوت معنی داری نشان نمی دهد.

به طور کلی در گیاهان علفی حساسیت دانه بیشتر از ساقه می باشد. به همین دلیل است که در ارزیابی ریسک همیشه حدود تعیین شده برای غلظت فلزات سنگین که منجر به بروز اثرات سمیت در دانه می شود پایین تر از این حدود برای ساقه است (Miller, 2002). بنابراین چون دانه حساس تر از ساقه می باشد عملکرد دانه فقط در حجم لجن  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  با شاهد تفاوت دارد، در حالی که عملکرد ساقه تا حجم لجن  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  نیز همچنان با پلات شاهد تفاوت معنی دار نشان می دهد.

به طور کلی می توان نتیجه گرفت که وقتی حجم لجن فاضلاب مصرفی از مقدار معینی فراتر می رود، اثرات منفی لجن بر اثرات مثبت آن غالب شده و عملکرد گیاه رشد یافته در آن حجم دیگر روند افزایشی نداشته و با پلات شاهد تفاوت معنی دار نشان نمی دهد. این حجم معین برای ساقه گیاه  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  و برای دانه  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  می باشد.

تعداد سال کاربرد لجن فاضلاب بر عملکرد دانه و ساقه تأثیرگذار بود.

عملکرد ساقه بر اساس ترتیب حداکثر به حداقل میزان عملکرد مربوط به تیمارهای ۵، ۳، ۲، ۱ و ۴ سال کاربرد لجن فاضلاب است. این ترتیب برای عملکرد دانه به صورت ۳، ۲، ۵، ۱ و ۴ سال کاربرد لجن می باشد (جدول ۴-۱۱).

به طور کلی حداقل عملکرد ساقه و دانه مربوط به تیمار ۴ سال کاربرد لجن است و پس از آن حداقل عملکرد گیاه در پلات ۱ سال کاربرد دیده می شود.

محدودیت های طبیعی مانند فقیر بودن خاک، اسیدی بودن خاک، خشکی و خشکسالی، سیل، علف های هرز و آفات و امراض از اصلی ترین عوامل کاهش عملکرد ذرت در زمین های کشاورزی محسوب می شود. ازت اصلی ترین عنصر محدودکننده رشد ذرت است (بای بوردی و سیادت، ۱۳۸۴).

علت پایین بودن عملکرد گیاه در سال چهارم را می توان به عوامل مختلفی از قبیل خصوصیات لجن مورد استفاده، شرایط اقلیمی و آب و هوایی در این سال و سایر فاکتورهای بی شمار دیگری که بر عملکرد گیاه تأثیرگذار است، نسبت داد.

در تیمار ۱ سال کاربرد که از مصرف لجن در آن ۵ سال می گذرد، مقدار عناصر قابل استفاده گیاه پایین است. زیرا عناصر قابل استفاده گیاه در یکی دو سال اول مصرف لجن توسط گیاه از خاک گرفته شده و به مصرف رسیده است. از طرف دیگر ممکن است گذشت زمان موجب آبشویی عناصر مورد استفاده گیاه به اعماق پایین تر خاک و در نتیجه کاهش قابلیت دسترسی این عناصر برای گیاه شده باشد. بنابراین منطقی به نظر می رسد که عملکرد ساقه و دانه در این تیمار پایین باشد.

بیشترین عملکرد ساقه گیاه ذرت در تیمار ۵ سال و پس از آن به ترتیب در پلات های ۳ و ۲ سال کاربرد لجن است. در حالی که عملکرد بالای دانه به ترتیب در تیمارهای ۳، ۲ و ۵ سال کاربرد لجن رخ می دهد، البته تفاوت بین آنها معنی دار نیست (جدول ۴-۱۱).

حساسیت دانه گیاه نسبت به اثرات سوء لجن بیشتر از ساقه می باشد. بنابراین در تیمار ۵ سال کاربرد عملکرد ساقه به حداکثر مقدار خود رسید. در حالی که عملکرد دانه در این تیمار کمتر از تیمارهای ۳ و ۲ سال کاربرد لجن بود. احتمالاً زمانی که تعداد سال مصرف لجن به ۵ سال افزایش می یابد، اثرات سوء لجن بر دانه های ذرت از اثرات مثبت آن پیشی می گیرد.

البته عملکردهای دانه مربوط به این تیمارها (۳، ۲ و ۵ سال کاربرد لجن) با یکدیگر تفاوت معنی دار نداشت و هر سه به عنوان تیمارهایی با حداکثر عملکرد دانه محسوب می شوند.

حجم لجن فاضلاب مصرفی فقط بر عملکرد ساقه تأثیرگذار بود و این عامل بر عملکرد دانه اثری نداشت. با افزایش حجم لجن فاضلاب از ۲۵ به ۱۰۰ مگاگرم در هکتار مقدار عملکرد ساقه افزایش می یابد. اما در مورد عملکرد دانه که حساس تر از ساقه می باشد، زمانی که حجم لجن مصرفی از ۲۵ به ۵۰ مگاگرم در هکتار افزایش می یابد عملکرد دانه نیز زیاد می شود ولی با بیشتر شدن حجم لجن (از ۵۰ به ۱۰۰) عملکرد دانه کاهش می یابد. به نظر می رسد که در افزایش حجم لجن از ۵۰ به ۱۰۰ مگاگرم در هکتار، اثر افزایش اثرات سوء لجن بیش از اثرات مثبت آن بوده و در نتیجه عملکرد دانه کاهش می یابد (جدول ۴-۱۲).

#### ۵-۵ مقایسه نتایج با استاندارد های جهانی

در این بخش نتایج به دست آمده از تحقیق انجام شده را با بررسی ها و استاندارد های مختلفی که در این خصوص وجود دارد، مقایسه خواهیم کرد.

در کشور آلمان حداکثر غلظت قابل قبول Hg با توجه به سمیت این عنصر برای گیاه در خاک های کشاورزی،  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  می باشد. این استاندارد برای استرالیا و لهستان  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  است (Singh, )

1994). غلظت جیوه موجود در خاک تیمار ۵ سال کاربرد با حجم لجن ۱۰۰ مگاگرم در هکتار ( $1/2 \text{ mg kg}^{-1}$ ) بیشتر از استاندارد کشور آلمان بود.

#### ۵-۵-۱ مقایسه با استانداردهای BSI PAS 100<sup>۱</sup>

در انگلیس و اسکاتلند، استفاده از ضایعات آلی و نرخ کاربرد آن در زمین تحت نظارت و کنترل مقررات مدیریت مواد زاید<sup>۲</sup> صورت می‌گیرد. این مقررات مقدار آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین و سایر مواد خطرناک موجود در لجن را قبل از استفاده در کشاورزی مورد بررسی قرار می‌دهد و کیفیت کود آلی لجن را بر اساس معیارهای BSI PAS 100 سنجیده می‌شود (BSI PAS 100, 2005). غلظت مجازی که در BSI PAS 100 برای هر یک از فلزات سنگین موجود در لجن مشخص شده در جدول ۵-۱ آمده است.

جدول ۵-۱ غلظت مجاز عناصر موجود در لجن مطابق با استانداردهای BSI PAS 100 (WRAP, 2006)

عنصر	غلظت مجاز بالقوه سمی موجود در لجن
جیوه	$\leq 1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ (dw)}$
روی	$\leq 400 \text{ mg kg}^{-1} \text{ (dw)}$
سرب	$\leq 200 \text{ mg kg}^{-1} \text{ (dw)}$
کادمیوم	$\leq 1.5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ (dw)}$
کروم	$\leq 100 \text{ mg kg}^{-1} \text{ (dw)}$
مس	$\leq 200 \text{ mg kg}^{-1} \text{ (dw)}$
نیکل	$\leq 50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ (dw)}$

در BSI PAS 100 برای حدود مجاز عناصر بالقوه سمی در خاک تیمار شده با لجن نیز استانداردهای مشخص شده است. بر اساس این استاندارد ها غلظت مجاز فلزات سنگین خاک در pH های مختلف خاک با یکدیگر فرق دارد. این حدود مجاز بر اساس میلی گرم آلاینده در هر کیلوگرم خاک (در وزن خشک) در جدول ۵-۲ خلاصه شده است. بر اساس این جدول در خاک هایی با pH کمتر از ۵، اجازه استفاده از کود آلی لجن در کشاورزی داده نمی‌شود.

- 1- British Standards Institution's Publicly Available Specification
- 2- Waste Management Licensing Regulations

جدول ۵-۲ غلظت مجاز عناصر بالقوه سمی (dw) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) در pH های مختلف خاک تیمار شده با لجن فاضلاب مطابق با استانداردهای BSI PAS 100 (The Sludge (Use in Agriculture) Regulations, 1989 as cited by Kilbride, 2006)

pH خاک	$5 < 5.5$	$5.5 < 6$	$6 < 7$	$7 <$
آلاینده				
جیوه	۱	۱	۱	۱
روی	۲۰۰	۲۵۰	۳۰۰	۴۵۰
سرب	۳۰۰	۳۰۰	۳۰۰	۳۰۰
کادمیوم	۳	۳	۳	۳
مس	۸۰	۱۰۰	۱۳۵	۲۰۰
نیکل	۵۰	۶۰	۷۵	۱۱۰

همان طور که در جداول ۵-۱ و ۵-۲ دیده می شود، بر اساس استانداردهای BSI PAS 100 غلظت مجاز جیوه چه در لجن و چه در خاک در مقایسه با غلظت مجاز سایر عناصر بسیار پایین می باشد. در هر دو جدول کمترین غلظت مربوط به عنصر جیوه می باشد. به عبارت دیگر بر اساس استانداردهای BSI PAS 100، غلظت جیوه یکی از محدودکننده ترین عوامل استفاده از لجن در کشاورزی محسوب می شود. بنابراین مقررات BSI PAS 100 مجوز استفاده از لجن در کشاورزی برای لجنی صادر می شود که غلظت جیوه آن مساوی یا کمتر از  $1 \text{ ppm (mg kg}^{-1}\text{)}$  باشد. همچنین غلظت جیوه خاک با هر قلیائیتی نباید از  $1 \text{ ppm (mg kg}^{-1}\text{)}$  بیشتر شود. غلظت جیوه در لجن مورد استفاده در این تحقیق  $10-4 \text{ ppm (mg kg}^{-1}\text{)}$  اندازه گیری شد. این لجن بر اساس استانداردهای BSI PAS 100 قابلیت استفاده در کشاورزی را ندارد. چراکه جیوه موجود در آن ۴ تا ۱۰ برابر بیشتر از حد مجازی است که آنها برای غلظت این عنصر تعیین کرده اند. غلظت جیوه در خاک سطحی تیمار شده با این لجن در پلات ۵ سال کاربرد با حجم ۱۰۰ مگاگرم در هکتار  $1/2 \text{ mg kg}^{-1}$  اندازه گیری شد. این مقدار بالاتر از حد مجاز BSI PAS 100 در خاک می باشد.

۵-۵-۲ مقایسه با استانداردهای U.S. EPA (40 CFR part 503).  
 بنابراین استانداردهای U.S. EPA Ceiling Concentration مشخص شده برای جیوه لجن  $57 \text{ mg kg}^{-1}$  می باشد. به عبارت دیگر حداکثر غلظت مجاز این عنصر در لجن ۵۷ ppm می باشد. براساس استانداردهای

U.S. EPA لجنی که مقدار Hg آن کمتر از ۵۷ ppm باشد، به شرط مطابقت سایر فاکتورها، قابلیت استفاده در زمین را دارا می باشد.

بر اساس این استانداردها، Pollutant Concentrations برای جیوه  $17 \text{ mg kg}^{-1}$  می باشد. در بررسی قابلیت لجن از لحاظ عنصر جیوه، اگر غلظت Hg لجنی کمتر از ۱۷ ppm باشد آن لجن دیگر از لحاظ جیوه مشکلی نداشته و می توان آن را مورد استفاده قرار داد.

حداکثر غلظت اندازه گیری شده برای Hg در لجن مورد استفاده در این مطالعه  $10 \text{ mg kg}^{-1}$  بود. بنابر استانداردهای U.S. EPA part 503 این لجن برای استفاده در زمین از لحاظ Hg مشکلی ندارد.

حداکثر نرخ مجاز بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک  $17 \text{ kg ha}^{-1}$  می باشد.

در این تحقیق حداکثر نرخ بارگیری Hg لجن در خاک در تیمار ۵ سال کاربرد لجن با حجم  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  و در دامنه ای بین ۲ تا ۵ کیلوگرم در هکتار و به طور متوسط  $3/5 \text{ kg ha}^{-1}$  اندازه گیری شد. این غلظت نیز از نظر استانداردهای U.S. EPA مشکلی ندارد.

حداکثر مقدار مجاز برای نرخ بارگیری سالیانه (Annual Pollutant Loading Rate) جیوه لجن در خاک  $0/85 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  می باشد.

در این مطالعه نرخ بارگیری سالیانه Hg لجن در تیمارهای لجن با حجم ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار به ترتیب ۰/۱۸، ۰/۳۵ و ۰/۷۰ کیلوگرم جیوه در هر هکتار خاک در هر سال برآورد گردید.

در U.S. EPA part 503 برای مشخص کردن محدوده های مجاز فلزات سنگین موجود در لجن، از ضریب جذب<sup>۱</sup> (UC) استفاده می شود. در واقع برای ارزیابی خطر استفاده از لجن در کشاورزی نیازمند محاسبه ضریب جذب می باشیم. منظور از ضریب جذب هر عنصر، آن مقدار از عنصر است که می تواند از خاک وارد محصولات گیاهی کشت شده در این خاک شود.

ضریب جذب هر یک از این فلزات با در نظر گرفتن این موضوع محاسبه می شود که مقدار اضافه شده فلز در بخش خوراکی گیاه از طریق افزایش بارگیری<sup>۲</sup> فلز در خاک تیمار شده با لجن محتوی این فلز ایجاد شده است  $(\text{kg metal/ha soil}) / (\text{mg metal/kg tissue})$ .

در ارزیابی ریسک، ضریب جذب نهایی یک فلز نزدیک به عدد کمتر در نظر گرفته می شود. به عبارت دیگر در تعیین ضریب جذب خیلی ارفاق می شود. UC بیشتر برای خاک هایی با pH ۶ یا بالاتر مشخص می شود. برای دو عنصر جیوه و سرب، میزان ضریب جذب تقریباً نامعلوم است. چراکه مطالعات صورت گرفته بر روی این عناصر در محصولات مختلف بسیار کم است، از طرف دیگر در آن مطالعات ناچیزی هم که صورت گرفته مقدار خطاهای مربوط به آنالیز و تجزیه و تحلیل داده ها بالاست (McBride, 1998).

برای تعیین UC جیوه در U.S. EPA part 503 تنها از چهار مطالعه ای که در این زمینه صورت گرفته، استفاده شده است (USEPA, 1992 as cited by Granato et al., 1995).

- 
- 1- Uptake Coefficient
  - 2- Loading

ضریب مورد استفاده در U.S. EPA part 503 برای جذب جیوه گیاهان مختلف در جدول ۵-۳ خلاصه شده است.

جدول ۵-۳ ضریب جذب مورد استفاده در U.S. EPA part 503 برای جیوه در محصولات مختلف (USEPA, 1993 as cited by Granato et al., 1995)

محصولات	UC <sub>Hg</sub> (mg Hg / kg tissue) / (kg Hg / ha soil)
غلات و دانه ها	۰/۰۴۳
علوفه دامی	۰/۰۴۳
حبوبات	۰/۰۰۱
میوه ها	۰/۰۰۵
سبزیجات برگدار	۰/۰۰۴
محصولات ریشه ای	۰/۰۰۷

در U.S. EPA part 503 عدد ۰/۰۴۳ که به عنوان ضریب جذب علوفه، غلات و دانه ها تعیین شده، واضحاً بالاست (Granato et al., 1995).

به منظور محاسبه UC<sub>Hg</sub> در ساقه و دانه گیاه ذرت کشت شده در منطقه مورد مطالعه و مقایسه آن با استاندارد های U.S. EPA part 503 لازم است آنالیز رگرسینون برای رابطه غلظت Hg ساقه و دانه با نرخ بارگیری Hg در خاک انجام شود (روابط ۲-۵ و ۳-۵). سپس شیب خط رگرسینون از طریق ضرب در ۰/۰۰۱ (تبدیل واحد غلظت بافت گیاهی از  $\mu\text{g kg}^{-1}$  به  $\text{mg kg}^{-1}$ ) می تواند تبدیل به UC<sub>Hg</sub> شود. در این مطالعه UC<sub>Hg</sub> ساقه گیاه ذرت (kg Hg/ha soil) / (mg Hg/kg tissue) ۰/۰۰۰۵ و UC<sub>Hg</sub> دانه گیاه ذرت (kg Hg/ha soil) / (mg Hg/kg tissue) ۰/۰۰۰۳ محاسبه شد.

(۲-۵). رابطه غلظت جیوه موجود در ساقه گیاه با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک:

$$y = 0.53x + 7/4 \quad R^2 = 0.14$$

۷/۴ + (نرخ بارگیری جیوه لجن در خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ ))  $\times$  ۰/۵۳ = غلظت جیوه ساقه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )

(۳-۵). رابطه غلظت جیوه موجود در دانه گیاه با نرخ بارگیری تجمعی Hg لجن در خاک:

$$y = 0.31x + 7/7 \quad R^2 = 0.06$$

۷/۷ + (نرخ بارگیری جیوه لجن در خاک ( $\text{kg ha}^{-1}$ ))  $\times$  ۰/۳۱ = غلظت جیوه دانه ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )

گیاه ذرت کشت شده در منطقه مود مطالعه جهت تعلیف دام استفاده می شود، بنابراین ضریب جذب بدست آمده ( $0.0005$  و  $0.0003$ ) با  $UC_{Hg}$  مشخص شده توسط EPA برای علوفه و غلات ( $0.43 \text{ mg kg}^{-1}$ ) مقایسه می شود تا خطر استفاده از تولیدات حیوانی آلوده برآورد گردد. مطابق ضریب جذبی که U.S. EPA برای علوفه و غلات تعیین کرده در واقع می بایست به ازاء هر کیلوگرم جیوه ای که در خاک منطقه بارگیری (load) می شود، غلظت Hg غلات و علوفه پرورش یافته در این خاک  $0.43 \text{ mg kg}^{-1}$  یا  $43 \mu\text{g kg}^{-1}$  افزایش یابد. از آنجایی که ماکزیمم نرخ بارگیری جیوه در خاک منطقه مورد مطالعه  $5 \text{ kg ha}^{-1}$  بود، بنابر نظر U.S. EPA غلظت جیوه علوفه و دانه های کشت شده در این منطقه می بایست  $215 \mu\text{g kg}^{-1}$  باشد (این مقدار یازده برابر بیشترین غلظتی است که برای ساقه و دانه گیاه کشت شده در منطقه مورد مطالعه اندازه گیری شد).

بنابراین همان گونه که Granato و همکاران (۱۹۹۵) نتیجه گرفته بودند، ضریب جذبی که در U.S. EPA برای علوفه، غلات و دانه ها در نظر گرفته می شود، از مقدار واقعی آن بیشتر است. از طرف دیگر در بررسی هایی که تاکنون بر روی استفاده از لجن در کشاورزی و تأثیر آن بر غلظت جیوه خاک و گیاه کشت شده در این خاک صورت گرفته (از جمله مطالعات Granato و U.S. EPA) به دو نکته کلیدی و با اهمیت توجه نشده است. در حالی که این فاکتورهای از قلم افتاده هر دو جزء صفات ذاتی و خصوصیات همراه لجن فاضلاب و عنصر جیوه می باشند:

الف- اثرات مثبت لجن بر افزایش عملکرد گیاه، بنابر نتایج حاصل از این تحقیق و بررسی های قبلی، لجن فاضلاب موجب افزایش عملکرد گیاه می شود. پس مقدار Hg جذب شده توسط اندام هوایی گیاه رقیق شده و این امر باعث ایجاد خطا می شود. در نتیجه برای برآورد مقدار جیوه اندام های هوایی گیاه به جای استفاده از غلظت Hg در هر کیلوگرم از بافت گیاهی بهتر است از مقدار جیوه ای که در هر هکتار از خاک توسط گیاهان موجود جذب می شود (uptake Hg) استفاده شود.

ب- توانایی تصعید جیوه از خاک تیمار شده با لجن، یکی از بارزترین ویژگی های جیوه قابلیت تصعید این عنصر است. جیوه تصعید شده می تواند از طریق تنفس یا جذب توسط گیاه خطرآفرین باشد. این ویژگی Hg در ارزیابی ریسک استفاده از لجن در کشاورزی و برآورد خطرات ناشی از آن برای انسان و محیط زیست از اهمیت بالایی برخوردار است.

U.S. EPA part 503 برای تعیین حدود مجاز Hg این ویژگی را در نظر نگرفته است. آنها در تعیین استاندارد Hg فقط آن جیوه ای را دخالت داده اند که ممکن است از طریق ریشه به بخش خوراکی گیاه منتقل و خطرآفرین شود. در حالی که نتایج این تحقیق اهمیت این موضوع را به روشنی آشکار می کند.

به نظر می رسد U.S. EPA در تعیین استانداردهای مجاز فلزات لجن، بیشتر سلامت انسان را مد نظر قرار داده و برای حفاظت از سلامت محیط زیست ارزش کمتری قائل شده است. در واقع آنها برای برآورد حداکثر غلظت مجاز فلزات لجن فقط آن مقدار فلزی را که ممکن است از خاک وارد گیاه شده و بدین طریق وارد زنجیره غذایی انسان (به صورت مستقیم؛ مصرف خود گیاه یا غیرمستقیم؛ مصرف تولیدات حیوانی که از این

گیاهان تغذیه کرده) شود، در نظر گرفته اند. EPA، خطراتی چون حرکت فلزات از خاک به آبهای زیرزمینی و سطحی، حیات وحش در معرض خطر و بیوتای موجود در خاک را در تعیین استانداردهای مصرف لجن در کشاورزی دخالت نداده است. حتی EPA نیز تصدیق کرده است که برای بررسی، سرپرستی و مدیریت برنامه لجن سرمایه کافی ندارد (Montague, 1997).

از طرف دیگر چون دانش ما در مورد سمیت فلزات موجود در لجن و رفتار موجودات مختلف ناقص است نمی توانیم با قطعیت کامل یک سری استاندارد واحد تعیین کنیم.

بنابراین لازم است در برخورد با حدود مجازی که EPA برای غلظت های مجاز فلزات موجود در لجن (مخصوصاً Hg) تعیین کرده است، جانب احتیاط رعایت شود.

استفاده از لجن به عنوان کود در کشاورزی باید با آگاهی کامل صورت گیرد و همه جوانب کار در نظر گرفته شود.

#### ۵-۶ نتیجه گیری

قبل از شروع این مطالعه با توجه به مشاهداتی که صورت گرفت، فرضیاتی مطرح گردید. در واقع هدف از انجام این تحقیق آزمودن فرضیات مطرح شده بود. اکنون که این مطالعه پایان یافته به جاست آن فرضیات مورد بازنگری قرار گیرد.

بنابر مطالعه صورت گرفته به این نتیجه رسیدیم که:

- قابلیت انباشتگی گیوه در بافت های گیاهی از ریشه به دانه کم می شود.

- غلظت گیوه موجود در خاک بیشتر از غلظت Hg بافت های گیاهی بود.

- هرچه از کاربرد لجن در زمین مدت زمان بیشتری می گذرد، انباشتگی Hg در بافت گیاهی کمتر می شود. این نتیجه بیانگر اهمیت فاکتور زمان بر فرایند جذب گیوه توسط گیاه می باشد. با افزایش حجم لجن مصرفی غلظت گیوه بافت های گیاهی افزایش یافت ولی این افزایش معنی دار نبود. به عبارت دیگر اثرات باقیمانده لجن (تعداد سال کاربرد) بر مقدار گیوه بافت های گیاهی بیشتر از اثرات تجمعی (حجم لجن مصرفی) آن بود. این نتیجه با یافته کرمی (۱۳۸۳) در این خصوص مطابقت دارد.

در این مطالعه استفاده از لجن فاضلاب در حجم های مختلف طی ۵ سال گذشته باعث شد تا متوسط غلظت Hg خاک تیمارهای مختلف لجن برای خاک سطحی (۲۰-۰ cm)، ۱۴ برابر و برای خاک اعماق (۴۰-۲۰ cm) حدوداً ۱۲ برابر غلظت Hg خاک پلات شاهد (که در آن از لجن استفاده نشد) به دست آید. غلظت گیوه خاک تیمار شده با لجن فاضلاب تحت تأثیر فاکتورهای تعداد سال استفاده از لجن، حجم لجن مصرفی و عمق خاک بود. هرچه حجم لجن و تعداد سال استفاده بیشتر، غلظت Hg خاک نیز بیشتر بود. گذشت زمان نیز بر غلظت Hg مؤثر بود، در پلات هایی که جدیداً لجن دریافت کرده بودند غلظت Hg خاک آنها بیشتر بود. البته غلظت گیوه پلات هایی که ۵ سال پیش لجن دریافت کرده بودند همچنان بیشتر از Hg خاک شاهد بود. غلظت Hg موجود در لجن مورد استفاده بیشتر از حد مجاز تعیین شده در استانداردهای



BSI PAS بود. همچنین غلظت Hg خاک تیمار شده با حجم لجن  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  برای ۵ سال متوالی، بیش از حد مجاز مشخص شده در استانداردهای آلمان و BSI PAS 100 بود. غلظت Hg لجن و خاک مورد بررسی پایین تر از استانداردهای U.S. EPA part 503 بود. ولی بنا به نتایج این مطالعه و مطالعات پیشین، این استانداردها نیاز به اصلاح و بازنگری دارد. گیوه ای که توسط ریشه گیاه از خاک تیمار شده با لجن جذب می شود، بیشتر در همین اندام گیاه باقی می ماند و میزان انتقال آن به اندام های هوایی بسیار ناچیز می باشد. میزان انتقال Hg از ریشه به ساقه در مقایسه دانه کمی بیشتر است.

از آنجایی که دسترسی زیستی گیوه برای ریشه گیاه پایین بود، غلظت Hg ریشه تیمارهای مختلف لجن در مقایسه با پلات شاهد تفاوتی نشان نداد. اما مقایسه تیمارهای مختلف لجن با یکدیگر بیانگر آن است که با افزایش تعداد سال کاربرد لجن در زمین، غلظت Hg ریشه افزایش می یابد. این نتیجه تأییدی بر نظریه کهنه شدن در خصوص قابلیت دسترسی فلزات سنگین وارد شده به خاک از طریق لجن برای گیاهان می باشد.

بنا بر نتایج آنالیز رگرسیون با افزایش مقدار گیوه بارگیری شده در خاک غلظت Hg موجود در ریشه افزایش می یابد. به طور کلی غلظت Hg موجود در ریشه با گیوه موجود در لجن و خاک همبستگی نشان داد.

به نظر می رسد بخش قابل توجهی از گیوه موجود در اندام های هوایی گیاه (ساقه و دانه)، گیوه ای است که از خاک تیمار شده با لجن فاضلاب تصعید شده است. به دلیل مسأله رقت رشدی که در خصوص گیوه موجود در اندام های هوایی گیاه پیش می آید. مقدار جذب Hg توسط گیاهان موجود در هر هکتار خاک نیز مورد ارزیابی قرار گرفت. متوسط جذب گیوه در تیمارهای مختلف لجن در ساقه دوبرابر و در دانه سه برابر مقدار جذب Hg در پلات شاهد بود. مقدار جذب Hg ساقه و دانه مربوط به تیمار ۵ سال کاربرد با حجم لجن  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$ ، حدوداً ۴ برابر مقدار جذب آنها در پلات شاهد به دست آمد. همچنین مقدار جذب Hg توسط ساقه و دانه گیاهان پرورش یافته در تیماری که ۵ سال پیش لجن دریافت کرده بودند هنوز بیش از این مقدار در پلات شاهد بود. بنابر نتایج آنالیز رگرسیون با افزایش نرخ بارگیری Hg در خاک و افزایش مقدار گیوه خاک سطحی مقدار جذب Hg در ساقه و دانه افزایش می یابد.

مطالعات صورت گرفته بر روی گیوه و خصوصاً بررسی غلظت این عنصر در خاک تیمار شده با لجن و گیاه پرورش یافته در آن بسیار کم می باشد. بنابراین نتایج حاصل از این بررسی ارزشمند بوده و می تواند توسط U.S. EPA در تعیین و اصلاح استانداردها مورد استفاده قرار گیرد. افزودن لجن فاضلاب تا زمانی که اثرات مثبت این ماده بر اثرات منفی آن غالب است می تواند باعث افزایش عملکرد گیاه شود.

با توجه به نتایج حاصل از این بررسی به دلیل حضور فلزی مثل گیوه در لجن و خطرات ناشی از آن برای سلامت انسان و محیط زیست پیشنهاد استفاده از لجن فاضلاب در کشاورزی، نمی تواند یک پیشنهاد خالی از ریسک نمی باشد. این پیشنهاد نیز مانند سایر تصمیمات زیست محیطی مزایا و معایب خاص خود را دارد. اجرای این تصمیمات نیاز به مدیریت صحیح دارد تا در سایه این مدیریت اثرات مثبت به بالاترین حد ممکن افزایش و اثرات منفی به حداقل مقدار خود کاهش یابد.

## ۶-۷ پیشنهادات

- یک پیشنهاد جالب توجه جهت نظارت تصادفی بر فلزاتی که از طریق لجن به خاک وارد می شوند، آنالیز و بررسی کرم های خاکی است. کرم خاکی خاک- لجن را می خورد و مواد را در بدن خود انباشته میکند. آنالیز شیمیایی کرم خاکی در مقایسه با آنالیز خاک یا لجن آسان تر است.

- جهت بررسی رابطه بین جیوه تصعید شده از خاک با جیوه موجود در اندام هوایی گیاه و مدل سازی این رابطه، استفاده از یک سیستم مبادله گاز احاطه کننده که گیاه را به طور کامل در بر می گیرد، پیشنهاد می شود.

- پیشنهاد می شود مقدار تصعید جیوه از خاک محاسبه و با استانداردهای موجود برای تنفس این عنصر مقایسه شود.

- اندرکنش عوامل زنده و غیر زنده محیط زیست بسیار پیچیده است. به طور کلی عوامل غیر زنده کنترل بیشتری بر شرایط اکوسیستم دارند اما نباید فراموش کرد که عوامل زیستی نیز از اهمیت فوق العاده ای برخوردارند. بنابراین جهت بررسی اندرکنش عوامل مختلف مؤثر بر غلظت جیوه خاک و گیاه توصیه می شود کلیه فاکتورهایی که احتمال می رود با غلظت Hg مرتبط باشد مورد بررسی و تجزیه و تحلیل قرار گیرد. عواملی از قبیل ماده آلی، pH، مقدار آهن و آلومینیوم، مقدار اسید هومیک، میکروارگانیزم ها و بیوتای موجود در خاک.

- پیشنهاد می شود که مطالعاتی بر روی مدل سازی تحرک و جذب جیوه در خاک صورت گیرد. این عنصر از جمله عناصری است که در ایران تحقیق کافی بر روی آن صورت نگرفته و نیازمند بررسی های بیشتر می باشد. نتایج این تحقیق ضرورت چنین بررسی هایی را روشن می کند.

- با توجه به تأثیر لجن بر غلظت جیوه خاک و گیاه پیشنهاد می شود راههای کاهش این عنصر در تصفیه خانه ها مورد بررسی قرار گیرد تا غلظت لجن موجود در لجن مورد استفاده در کشاورزی به حداقل مقدار خود تقلیل یابد. به دلیل غیر ممکن بودن حذف کامل این فلز از لجن. مطالعات بیشتر بر روی کاهش غلظت جیوه لجن در تصفیه خانه ها ضروری به نظر می رسد تا بهترین تکنولوژی قابل دسترس در این زمینه مشخص شود.

- به منظور برآورد غلظت جیوه موجود در گیاه طی مراحل مختلف رشد، پیشنهاد می شود بافت های گیاهی برداشت شده از مراحل مختلف رشد نیز مورد بررسی قرار گیرد.

- پیشنهاد می شود قبل از ترویج استفاده از لجن به عنوان کود در کشاورزی، اطلاعات و آگاهی های کلی مورد نیاز در این زمینه به روشنی برای مردم بازگو شود. تا با مدیریت صحیح مصرف کننده خطرات ناشی از این اقدام به حداقل ممکن کاهش یابد.

# منابع مورد استفاده

ابریشم چی، ا، افشار، ع. و بهشید، ج.، (مترجمان)، ۱۳۷۴. مهندسی فاضلاب (شرکت مهندسی متکاف وادی)، مهندسین مشاور طرح و تحقیقات آب و فاضلاب و مرکز نشر دانشگاهی اصفهان.

اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۸۱. آلاینده ها بهداشت و استاندارد در محیط زیست، انتشارات نقش مهر.

افیونی، م.، خادمی، ح.، شریعتمداری، ح.، امینی، م. و خسروی، ا.، ۱۳۸۲. گزارش نهایی بررسی وضعیت آلودگی خاک های سطحی منطقه مرکزی اصفهان، اداره کل حفاظت محیط زیست اصفهان.

افیونی، م. و عرفان منش، م.، ۱۳۷۹. آلودگی محیط زیست (آب، خاک و هوا)، انتشارات ارکان.

بای بوردی، م. و سیادت، ح.، ۱۳۸۴. (ترجمه). کشاورزی، کودها و محیط زیست، مؤسسه انتشارات نزهت، ص: ۳۴۸.

بهره مند، م. ر.، ۱۳۷۸. اثرات کوتاه مدت و میان مدت کودهای آلی بر ویژگی های فیزیکی خاک، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

حسینیان، س. م.، ۱۳۷۸. اصول طراحی تصفیه خانه های فاضلاب شهری و پساب صنعتی، چاپ اول، انتشارات آینده سازان، ص: ۱۲۵.

خلدانی، آ.، ۱۳۴۸. تصفیه فاضلاب، انتشارات دانشگاه علم و صنعت.

خیام باشی، ب.، ۱۳۷۶. اثر استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود در آرایش و انباشت عناصر سنگین در خاک و گیاه، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ص: ۹۵.

زائری، ع.، ۱۳۸۰. بررسی اثرات تجمعی و باقیمانده لجن فاضلاب بر حرکت املاح، رطوبت خاک و برخی خواص فیزیکی خاک، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

عرفان منش، م.، ۱۳۷۶. اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر برخی ویژگی های خاک و جذب و تراکم عناصر سنگین به وسیله اسفناج و گوجه فرنگی، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ص: ۷۷.

عرفانی، ع.، ۱۳۷۵. بررسی اثر فاضلاب های تصفیه شده خانگی بر کیفیت و عملکرد گوجه فرنگی و کاهو و ویژگی های خاک، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد.

کرمی، م.، ۱۳۸۳. اثرات تجمعی و باقیمانده لجن فاضلاب بر غلظت عناصر آرسنیک، جیوه، سرب و کادمیوم در خاک و گیاه گندم، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ص: ۹۸.

مجموعه قوانین و مقررات محیط زیست، تهیه و تدوین حقوقی امور مجلس، ۱۳۷۹. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست، امور چاپ: عزیزی، س. م.

محو، ا.، ۱۳۶۵. تصفیه فاضلاب ها به روش غیر هوازی، انتشارات جهاد دانشگاهی دانشگاه تهران.

ملکوتی، م.ج و همایی، م، ۱۳۸۳. حاصلخیزی خاک های مناطق خشک و نیمه خشک، مشکلات و راه حل ها، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس.

منزوی، م.، ۱۳۷۲. تصفیه فاضلاب، انتشارات دانشگاه تهران، ص: ۱۸۴.

وهاب زاده، ع، ۱۳۷۸. (ترجمه). شناخت محیط زیست: زمین سیاره زنده، نویسندگان: Botkin, D., Keller, E. انتشارات موزه طبیعت و حیات وحش ایران.

About, J.R., Ferná'ndez, J.A., Carballeira A., 2001. Sampling optimization, at site scale, in contamination monitoring with moss, pine and oak. *Environ Pollut* 2001, 115: 313–316.

Adriano, D.C., 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York, NY. USA, 256.

Al-Mustafa, W.A., El-Shall, A.A., Abdallah, A.E., and Modaihsh, A.S., 1995. Response of wheat to sewage sludge applied under two different moisture regimes. *Experimental Agriculture*, 31(3): 355-359.

Banerjee, M.R., Burton, D.L., Depoe, S., 1997. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 66, 241–249.

Baralkiewicz, D., Gramowska, H., Kanecka, A., 2005. Determination of mercury in sewage sludge by direct slurry sampling graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B* 60 (2005): 409–413.

Barghigiani, C., Ristori, T., 1994. Mercury levels in agricultural products of Mt Amiata (Tuscany, Italy). *Arch Environ Contam Toxicol*, 26: 329–334.

Bhogal, A., Nicholson, F.A., Chambers, B.J., and Shepherd, A., 2003. Effects of past sewage sludge addition on heavy metal availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptake, *Environ. Pollut*, 121: 413-423.

Bolan, N.s., and Duraisamy, V.P., 2003. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilization and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies, *Australian Journal of soil Research*, 41: 533 – 555.

Boyd, S.A., Sommers, L.E., Nelson, W., 1980. Change in the humic acid fraction of soil resulting from sludge application. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 1179–1186.

- Bramryd, T., 2001. Effect of liquid and dewatered sewage sludge applied to a Scot pine stand (*Pinus sylvestris* L.) in central Sweden. *Forest Ecol. Manage.*, 147: 197-216.
- Bramryd, T., 2002. Impact of sewage sludge application on long-term nutrient balance in acid soil of scotspine forests. *Water, Air, Soil Pollution*, 140: 381-399. BSI PAS 100 (British Standards Institution's Publicly Available Specification), (2005). *Specification for composted materials*, [www.wrap.org.uk](http://www.wrap.org.uk).
- Carpi, A., Lindberg, S.E., Prestbo, E.M., and Bloom, N.S., 1997. Methyl mercury contamination and emission to the atmosphere from soil amended with municipal sewage sludge, *Journal of Environmental Quality*, 26: 6, 1650-1655.
- Carpi, A., Lindberg, S.E., 1998. Application of a Teflon dynamic flux chamber for quantifying soil mercury fluxes: test and results over background soil. *Atmos. Environ.*, 32: 873- 882.
- Carroll, R.W.H., Warwick, J.J., Heim, K.J., Bonzongo, J.C., Miller, J.R., and Lyons, W.B., 2000. Simulation of mercury transport and fate in the Carson River, Nevada. *Ecological Modeling.*, 125: 255-278.
- Chaney, R.L., and Ryan, J.A., 1993. Heavy metals and toxic organic pollutants in MSW-compost: Research results on phytoavailability, bioavailability, fate, etc. p. 451-506. In H.A.J. Hoitink and H.M. Keener (eds.) Science and engineering of composting: design, environmental, microbiology
- Chang, A.C., Page, A.L., and Bingham, F.T., 1981. Chemical composition of wastewater sludge, *WPCF. VOL. 53, NO. 2*, pp. 237-243.
- Chang, A.C., Page, A.L., Warneke, G.E., and Johanson, G.B., 1982. Effects of sludge application on the Cd, Pb, Zn levels of selected vegetable plants, *Hilgardia*, 50(7): 1-14.
- Davis, A., Bloom, N.S., and Que Hee, S.S., 1997. The environmental geochemistry and bioaccessibility of mercury in soils and sediments: a review. *Risk Analysis*, 17: 557-569.
- Debosz, K., Petersen, S.O., Kure, L.K., Ambus, P., 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Appl. Soil Ecol.*, 19: 237- 248.
- During, R.A., Hob, T., and Gath, S., 2003. Sorption and bioavailability of heavy metals in long-term differently tilled soils amended with organic wastes. *Sci. total Environ.* 313: 227-234.

Eisler, R., 2000. Handbook of Chemical Risk Assessment: Health Hazards to Humans, Plants, and Animals. Volume 1-Metals. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 275.

Egler, S.G., Rodrigues-Filho, S., Villas-Boas, R.C., Beinhoff, C., 2005. Evaluation of mercury pollution in cultivated and wild plants from two small communities of the Tapajo's gold mining reserve, Para' State, Brazil, *Science of the Total Environment*, Article in press.

Elliott, L.F., and Stevenson, F.J., 1977. Soil for management of organic wastes and waste water. ASA. CSSA. SSSA. Madison. Wisconsin. USA, 456.

Ericksen, J.A., Gustin, M.S., Schorran, D.E., Johnson, D.W., Lindberg, S.E., Coleman, J.S., 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmos Environ.*, 37:1613-22.

Evanylo, G.K., 1999. Agricultural Land Application of Biosolids in Virginia: Risks and Concerns, Department of Crop and Soil Environmental Sciences, Virginia Tech, Virginia Cooperative Extension Publication. 304- 452.

Granato, T.C., Pietz, R.I., Gschwind, J., and Lue-Hing, C., 1995. Mercury in soils and crops from fields receiving high cumulative sewage sludge applications: validation of U.S. EPA's risk assessment for human ingestion. *Water, Air and Soil Pollution*, 80: 1119-1127.

Goldstein, N., 1995. "EPA Streamlines Biosolids Management Programs," *Biocycle*. 58-60.

Gomes, P.C., Fontes, M.P.F., Dasilva, A.G., Des Mendonca, E., Netto, R. A., 2002. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 1115-1121.

Hanson, P.J., Lindberg, S.E., Tabberer, T.A., Owens J.G., and Kim, K. H., 1995. Foliar exchange of mercury vapor: evidence of a compensation point. *Water, Air and Soil Pollution*, 80: 373-382.

Harding, S.A., Clapp, C.E., and Larson, W.E., 1984. Nitrogen availability and uptake from field soil five years after incorporation of sewage sludge, *J. Environ. Qual.* 14, 1: 95-100.

Hempel, M., Wilken, R.D., Miess, R., Hertwich, J., and Beyer, K., 1995. Mercury contaminated sites behavior of mercury and its species in lysimeter experiments. *Water, Air and Soil Pollution*, 80: 1089-1098.

Henry, J.R., 2002. An overview of the phytoremediation of lead and mercury. Washington, D.C.7. 582.

- Hintelmann, H., Keppel-Jones, K. and Evans, R.D., 2000. Constants of mercury methylation and demethylation rates in sediments and comparison of tracer and ambient mercury availability. *Environmental Toxicology and Chemistry.*, 19: 2204-2211.
- Hope, H., 1986. Sewage Sludge Disposal and Utilization Study, Washington State Institute for Public Policy, Document No. 86-01-4101, URL: <http://www.wa.gov/wsipp>.
- Hylander, L.D., 2001. Global mercury pollution and its expected decrease after a mercury trade ban. *Water, Air and Soil Pollution*, 125: 331-344.
- Iakimenko, O., Otabbong, E., Sadovnikova, L., Persson, J., Nilsson, I., Orlov, D., Ammosova, Y., 1996. Dynamic transformation of sewage sludge and farmyard manure components. Content of humic substances and mineralization of organic carbon and nitrogen in incubated soils. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 58: 121-126.
- Jernelov, A., 1975. Microbial alkylation of metals, paper presented at Int. *Conf. on Heavy metals in the environment Toronto*, October 27, 845-870.
- Jones, A.B., Rand, B., and Slotton, D.G., 1996. Mercury effect, sources and control measures. *SFEI.*, 1- 14.
- Kabata-Pendias, A., and Pendias, H., 1992. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 1585.
- Kabata-Pendias, A., and Pendias, H., 2000. Trace elements in soils and plants, third ed., CRC press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C, 857.
- Keller, C., Kayser, A., Keller, A., and Schulin, R., 2001. Heavy metal uptake by agricultural crops from sewage sludge treated soils of the upper Swiss Rhine valley and the effect of time. Environmental restoration of metal-contaminated soil. Ed. I.K. Iskandar. Lewis pub. Washington, D. C, 875.
- Kilbride, C., 2006. Application of sewage sludge and composts, Note 6 BPG (Best Practice Guidance for land regeneration), forest research (the research agency of forestry commission), The Land Regeneration and Urban Greening Research Group. [www.forestresearch.gov.uk](http://www.forestresearch.gov.uk)
- Kitagishi, K., and Yamane, I., 1981. Heavy metal pollution in soils of Japan, *Japan science society press*, Tokyo, 1981, 302-320.
- Kosta, L., Zelenko, V., Stegnar, P., Ravnik, V., Dermelj, M., and Byrne, A.R., 1972. Fate significance of mercury residues in an agricultural ecosystem, paper presented at Meeting Isotope trace studies of chemical residues in food and in the agricultural environment, *Vinna*, October 30, 82.



- Krauss, G.D., and Page, A.L., 1997. "Wastewater, Sludge and Food Crops," *BIOCYCLE* (February 1997), pgs. 74-82. Krauss was staff director for the National Research Council study, Use of reclaimed water and sludge in food crop production (Washington, D.C., National Academy Press, 1996).
- Krogmann, U. and Chiang, H.N., 2002. Selected nutrients and heavy metals in sewage sludge from New Jersey POTWs. *JAWRA*, 38: 681-692.
- Landa, E.R., 1978. The retention of metallic mercury vapor by soils, *Geochim. comochim.*, Acta, 42, 1407.
- Leonard, T.L., Taylor, G.E., Gustin, M.S., Fernandez, G.C.J., 1998. Mercury and plants in contaminated soils: uptake, partitioning, and emission to the atmosphere, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 2063-2071.
- Lindberg, S.E., Hanson, P.J., Meryers, T.P., Kim, K.H., 1998. Air/surface exchange of mercury vapor over forestes, *Atom. Environ.*, 32: 895- 908.
- Lipse, R.L. 1975. Accumulation and physiological effects of methyl mercury hydroxide on maize seedlings. *Environmental Pollution*, 8: 149-155.
- Logan, T.J., Lindsay, B.J., Coins, L.E., and Ryan, J.A., 1997. Assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response, *J. Environ. Qual.* 26, 534-550.
- Lowe, S., and Min, J., 1996, Land Application of Sewage Sludge. Grand water Pollution Primer CE 4594 Soil and Grand water Pollution, Civil Engineering Dept, Virginia Tech.
- McBird, M.B., 1995, Toxic metal accumulation from agricultural use of sewage sludge: are USEPA regulations protective? *J. Environ. Qual.*, 24, 5-18.
- McBride, M.B., 1998. Growing food crops on sludge-amended soils problems with the U.S. Environmental Protection Agency method of estimating toxic metal transfer, *Environmental Toxicology and Chemistry*, No. 17, 2274-2281.
- McBird, M.B., and Evans, L.J., 2002. Trace metal extractability in soils and uptake by bromegrass 20 years after sewage sludge application, *Canadian Journal of Soil Science*, 82: 323-333.
- McBird, M.B., 2003, Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks, *Advance in Environ Research* ,8: 5-19.
- Meech, J.A., Veiga, M.M., and Tromans, D., 1998. Reactivity of mercury from gold mining activities in dark water ecosystems. *Ambio*, 27: 92-98.

Miller, S., 2002. Final Report on the Risk Assessment of the Mercury Spill in Northern Peru, Prepared for: Minera Yanacocha S.R.L., Av. Camino Real 348 Torre El Pilar, Piso 10 Lima 27, Peru, *Prepared by:* Shepherd Miller 3801 Automation Way, Suite 100 Fort Collins, Colorado 80525.

Montague, P., 1997. New U.S. Waste Strategy, Sewage Sludge, Environmental Research Foundation provides this electronic version of RACHEL'S ENVIRONMENT & HEALTH WEEKLY, P.O. Box 5036, Annapolis, MD 21403. Internet: <http://www.organicconsumers.org/mailto=erf@rachel.clark.net>.

Morera, M.T., Echeverria, J., and Garrido, J., 2002. Bioavailability of heavy metals in soils amended with sewage sludge, *Canadian Journal of Soil Science*, 82: 4-14.

Myers, J., 2003. Sewage sludge is being dumped on (Non-Organic) farms all over the US., Sludge wars, NEWS TRIBUNE (Duluth, MN).

National Research Council. 1996. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. National Academy Press, Washington, D.C.

Navas, A., Bermudez, F., Machin, J., 1998. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. *Geoderma*, 87: 123-135.

Nichols, J.W., Ambrose R.B., Cubbison C., Fairbrother A., Keating M.H., Mahaffey K.R., et al., 1997. Mercury study report to Congress Volume VI: an ecological assessment for anthropogenic mercury emissions in the United States EPA-452/R-97-008. Washington, D.C.7.

Nyamangara, J., Mzezewa, J., 2001. Effect of long-term application of sewage sludge to a grazed pasture on organic carbon and nutrients in clay soil in Zimbabwe. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 59: 13-18.

Panda, K. K., Lenka, M., and Panda, B. B., 1992. Monitoring and assessment of mercury pollution in the vicinity of a chloral kali plant. II. Plant-availability, tissue-concentration and genotoxicity of mercury from agricultural soil contaminated with solid waste assessed in barley (*Hordeum vulgare L.*). *Environmental Pollution*, 76: 33-42.

Patra, M., and Sharma, A., 2000. Mercury toxicity in plants. *Botanical Review*, 66: 379-409.

Peacival, H.J., 2003. Soil and soil solution chemistry of a Newzealand pasture soil amended with heavy metal-containing sewage sludge, *Aust. J. Soil Research*, 41: 1-17.

- Pescod, M.B., 1987. Agricultural use of sewage sludge, Department of Civil Engineering University of Newcastle-upon-Tyne Newcastle- upon-Tyne, UK.
- Raven, K.P. and Loeppert, R.H., 1997. "Heavy Metals in the Environment", *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY*, Vol: 26: 551-557.
- Renner, R., 2000. Sewage Sludge, Pros & Cons, Environmental Science & Technology V.34 - I.19 1oct00, source: <http://pubs.acs.org/subscribe/journals/esthag-a/34/i19/html/10renn.html> 24oct00.
- Rundle, H., Calcroff, M., and Hoh, C., 1982. Agricultural disposal of sludges on a historic sludge disposal site. *Water pollut, Control*, 81: 619-632.
- Shoham-Frider, E., 2005. Chemical Speciation of Mercury in Sewage Sludge before and after Marine Disposal - Assessment of the Fate of Mercury in the Marine Environment, PhD Thesis, Faculty of Civil and Environmental Engineering.
- Siegel, S., Stratton, L., Bender, M., and Gutierrez, R., 2002. Mercury Exposure: The World's Toxic Time Bomb, 2003, A Report by: Ban Mercury Working Group Prepared for the 22nd United Nations Environment Program Governing Council Meeting Nairobi, Kenya. The Ban Mercury Working Group Secretariat: c/o Basel Action Network 1305 4th Ave., Ste. 606 Seattle, WA 98101 USA, [www.ban.org/Ban-Hg-Wg](http://www.ban.org/Ban-Hg-Wg).
- Singh, B.R., 1994. Contamination by heavy metals, *Advances in soil Sci. Ed. R.Lal. and B.A., Stewar. Lewis pub. London.*
- Sorterberge, A., 1980. The effect of some heavy metals on oats in pot experiments with three different soil types, in geomedical aspects in present and future research, lag, J., *Ed., universitetsforlaget, Oslo, 209.*
- Stauber, J., and Rampton, S., 1995. Toxic sludge is good for you, Monroe, Maine: Common Courage Press, 1995, pgs. 100-101.
- Stehouwer, R.C., 2003. Land application of sewage sludge in Pennsylvania: Effects of biosolids on soil and crop quality. *Environmental Soil Issues*, Pen State College of Agric. Sci., University Park, PA.
- Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N., Fourrier, H., and Perdrix, E., 2002. Assessment of the contamination of cultivated soils by eighteen trace elements around smelters in the north on France, *Water, Air and Soil Pollut*, 135: 173-194.
- Tenenbaum, D., 1997. The beauty of sewage sludge, *Environ Health Perspect*, 105(1): 32-36.

UNEP (United Nations Environment Program). 2002. Global mercury assessment. UNEP chemicals. Switzerland 7 Geneva; 2002. Available in: <http://www.chem.unep.ch>. Accessed on: 24 mar. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency-Office of Water). 1992. *Technical Support Document for Land Application of Sewage Sludge*, Eastern Research Group.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1993. *Federal Register*, 58, 9385-9415.

Vecera, Z., Mikuska, P., Zdrahal, Z., Docekal, B., Buckova, M., Tynova, Z., 1999. Additional comments about trace elements in crop plants. Analysis of plant, soil, water and chemical treatment samples- determination of heavy metals and macronutrients. Available in:

<http://www.dsa.unipr.it/phytonet/fertilia/partners/vecera3.htm>. (Accessed on: 01 Sep. 2003)

Veiga, M.M., and Meech, J.A., 1995. A brief history of amalgamation practices in the Americas. in Proceedings of the 16th Brazilian Symposium on Ore Processing and Hydrometallurgy, Volume 1: 581-594 Rio de Janeiro, Brazil.

Warren, H.V., R.E. Delavault, and J. Barakso. 1966. Some observations on the geochemistry of mercury as applied to prospecting. *Economic Geology*, 61: 1010-1028.

WHO (World Health Organization).1989. Environmental health criteria 86: mercury- environmental aspects. Geneva, 1989.

Windham, L., Weis, J.S., Weis, P., 2003. Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuar Coast Shelf Scien*, 56:63– 72.

Wong, J.W.C., Lai, K.M., Fang, M., Ma, K.K., 1998. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environ. Int.* 24(8): 935–943.

Wortmann, C.S., Binder, D.L., 2002. *Sewage Sludge Utilization for Crop Production*, Published by university of Nebroska-Lincoln Extension, Institute of Agriculture and Natural Resourse.

WRAP (2006). Introduction to PAS 100 2005. Summary for the BSI specification for composted materials. [www.wrap.org.uk/materials/organics/compost\\_specifications/bsi\\_pas\\_100/bsi\\_pas\\_100\\_1.html](http://www.wrap.org.uk/materials/organics/compost_specifications/bsi_pas_100/bsi_pas_100_1.html).

پیوست ها

جدول الف-۱ نتایج مقایسه گروهی و انفرادی تیمارهای مختلف سطح کاربرد (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر) از نظر مقدار جیوه در نمونه های خاک

مقیاسات	df	MS=SS
تیمار در مقابل شاهد	۱	۴۷۳۱۷۲/۹۳**
صفر با ۲۵	۱	۵۴۳۰۱۱/۰۱**
صفر با ۵۰	۱	۳۴۳۴۷۹/۱۵**
صفر با ۱۰۰	۱	۱۸۱۳۱۶/۳**

جدول الف-۲ نتایج تجزیه واریانس مقدار جیوه خاک در عمق های مختلف خاک، حجم ها و سال های متفاوت کاربرد لجن فاضلاب

منابع تغییر	df	میانگین مربعات
بلوک	۲	۹۳۹۱۱۱/۴
سال کاربرد	۴	۳۸۵۶۸۴/۵**
خطا	۸	۵۶۸۰۷/۰۷
سطح کاربرد	۲	۱۸۳۴۹۲۷/۴**
خطا	۴	۳۶۶۷۶/۴۸
سطح کاربرد × سال کاربرد	۸	۱۶۵۸۳۵/۸۵**
خطا	۱۶	۳۸۰۲۸/۸۰
عمق خاک	۱	۵۹۴۵۸/۱۵*
عمق × سال کاربرد	۴	۳۸۴۷۶/۳۵*
عمق × سطح کاربرد	۲	۱۱۷۹۳/۱۷
عمق × سطح کاربرد × سال کاربرد	۸	۴۰۹۰۹/۳۲**
خطا	۳۰	۱۱۸۵۳/۱۴

جدول الف-۳ نتایج مقایسه گروهی و انفرادی تیمارهای مختلف سطح کاربرد (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر) از نظر غلظت جیوه در نمونه های گیاهی

MS=SS			df	مقایسات
جیوه دانه	جیوه ساقه	جیوه ریشه		
۰/۲۵۷	۴/۸۳*	۱/۰۶	۱	تیمار در مقابل شاهد
۱/۰۹	۹/۸۸**	۱۴۳۲/۳۸	۱	صفر با ۲۵
۰/۴۸۷	۰/۰۰۰۱	۹۴۵/۱۸	۱	صفر با ۵۰
۰/۲۵	۹/۹۵*	۹۲/۷۵	۱	صفر با ۱۰۰

جدول الف-۴ نتایج تجزیه واریانس مقدار جیوه در بخش های مختلف گیاهی در سطوح مختلف کاربرد لجن فاضلاب و تعداد دفعات کاربرد لجن

میانگین مربعات			df	منابع تغییر
جیوه دانه	جیوه ساقه	جیوه ریشه		
۲/۹۸	۷/۲۰	۱۹۸/۷۸	۲	بلوک
۵/۹۷	۱۳/۱۲**	۲۱۷۲/۸۶	۴	سال کاربرد
۱/۹۴	۱/۱۳	۶۶۵/۲۳	۸	خطا
۳/۶۲	۱۶/۴۴	۲۴۷۲/۸۲	۲	سطح کاربرد
۵/۰۲	۳/۵۴	۱۱۲۵/۶۹	۴	خطا
۱۰/۳۳**	۱/۷۶	۱۴۴۵/۲۲	۸	سطح کاربرد × سال کاربرد
۱/۶۷	۲/۶۸	۷۵۳/۲۳	۱۶	خطا

جدول الف - ۵ نتایج مقایسه گروهی و انفرادی تیمارهای مختلف سطح کاربرد (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر) از نظر جذب جیوه در اندام های هوایی گیاه ذرت

MS=SS		df	مقایسات
جذب ساقه	جذب دانه		
۱۱۹۲۲۶۸۳۸۹۰	۷۳۷۹۳۰۱۲۷۰*	۱	تیمار در مقابل شاهد
۲۶۲۵۵۳۷۸۴۷۱*	۶۲۸۱۶۴۷۸۷۶*	۱	صفر با ۲۵
۵۲۶۶۲۰۷۸۱۸	۴۶۸۳۰۱۷۷۳	۱	صفر با ۵۰
۱۰۷۹۶۸۶۴۷۶	۱۱۹۹۴۸۵۹۱۷۷**	۱	صفر با ۱۰۰

جدول الف - ۶ نتایج تجزیه واریانس جذب جیوه در اندام های هوایی گیاه ذرت در سطوح مختلف کاربرد لجن فاضلاب و تعداد دفعات کاربرد

میانگین مربعات		df	منابع تغییر
جذب ساقه	جذب دانه		
۴۲۲۳۱۴۷۸۷۶۷	۵۶۸۴۷۷۹۵۲۳	۲	بلوک
۱۹۷۷۲۹۸۰۳۶۹*	۷۱۱۸۴۹۶۰۸۱	۴	سال کاربرد
۳۷۶۲۷۳۹۵۸۰	۲۳۱۰۲۳۸۲۰۹	۸	خطا
۸۷۰۹۷۱۶۴۱۹	۴۰۷۳۴۳۳۲۲۹	۲	سطح کاربرد
۷۹۹۵۱۶۵۸۰۲	۱۳۰۱۵۷۵۸۴۳۳	۴	خطا
۴۸۳۴۷۰۸۳۷۵	۱۶۵۱۳۵۷۴۳۰	۸	سطح کاربرد × سال کاربرد
۹۰۱۰۹۹۴۵۴۳/۷	۳۲۰۶۴۷۵۹۱۴/۷	۱۶	خطا



جدول الف - ۷ نتایج مقایسه گروهی و انفرادی تیمارهای مختلف سطح کاربرد (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) با تیمار شاهد (صفر) از نظر عملکرد دانه و ساقه

MS=SS		df	مقایسات
عملکرد ساقه	عملکرد دانه		
۳۶۴۳۲۸۹۳/۶**	۵۲۰۵۸۶۳۰**	۱	تیمار در مقابل شاهد
۱۳۱۷۶۸۴۴۶/۱**	۱۲۱۷۹۸۹۸۳/۷**	۱	صفر با ۲۵
۱۸۹۹۲۶۰۴/۲*	۱۸۶۹۰۶۴۴/۰	۱	صفر با ۵۰
۱۱۰۶۸۲۱/۵	۵۳۵۴۳۷۰/۷	۱	صفر با ۱۰۰

جدول الف - ۸ نتایج تجزیه واریانس عملکرد ساقه و دانه گیاه ذرت در سطوح مختلف کاربرد لجن فاضلاب و تعداد دفعات کاربرد لجن

میانگین مربعات		df	منابع تغییر
عملکرد ساقه	عملکرد دانه		
۱۷۰۳۰۰۴۷/۰	۸۵۸۳۸۷/۵	۲	بلوک
۱۲۱۵۷۵۰۱۳/۸**	۱۱۱۲۹۷۸۷۴/۱**	۴	سال کاربرد
۱۶۰۳۴۱۰۹/۲	۱۱۹۵۹۱۰۴/۱	۸	خطا
۸۲۲۸۱۱۲۷/۷**	۴۶۸۰۳۹۴۵/۴	۲	سطح کاربرد
۷۵۱۲۳۰۵/۸	۳۷۲۰۸۴۸۴/۷	۴	خطا
۴۴۴۴۶۲۳۷/۸	۹۶۵۳۳۴۳/۹	۸	سطح کاربرد × سال کاربرد
۲۴۳۸۸۵۶۷	۸۷۲۰۳۱۵	۱۶	خطا

جدول الف - ۹ ضرایب همبستگی جیوه لجن، خاک، ریشه، ساقه و دانه

صفت	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷
۱ نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک	۱						
۲ غلظت جیوه خاک (عمق ۰-۲۰ cm)	۰/۹۶**	۱					
۳ غلظت جیوه خاک (عمق ۲۰-۴۰ cm)	۰/۹۵**	۰/۹۳**	۱				
۴ متوسط غلظت جیوه خاک (عمق ۰-۴۰ cm)	۰/۹۸**	۰/۹۸**	۰/۹۷**	۱			
۵ غلظت جیوه ریشه	۰/۵۷*	۰/۶۱*	۰/۵۷*	۰/۶۰*	۱		
۶ غلظت جیوه ساقه	۰/۳۷	۰/۳۷	۰/۲۷	۰/۳۳	۰/۱۰۸	۱	
۷ غلظت جیوه دانه	۰/۲۵	۰/۳۰	۰/۱۹	۰/۲۵	۰/۳۱	۰/۲۸	۱

جدول الف - ۱۰ ضرایب همبستگی جیوه لجن، خاک، ریشه، جذب ساقه و جذب دانه

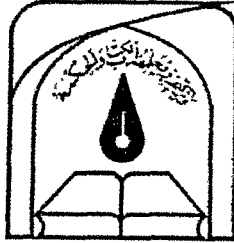
صفت	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷
۱ نرخ بارگیری تجمعی جیوه لجن در خاک	۱						
۲ غلظت جیوه خاک (عمق ۰-۲۰ cm)	۰/۹۶**	۱					
۳ غلظت جیوه خاک (عمق ۲۰-۴۰ cm)	۰/۹۵**	۰/۹۳**	۱				
۴ متوسط غلظت جیوه خاک (عمق ۰-۴۰ cm)	۰/۹۸**	۰/۹۸**	۰/۹۷**	۱			
۵ غلظت جیوه ریشه	۰/۵۷*	۰/۶۱*	۰/۵۷*	۰/۶۰*	۱		
۶ جذب جیوه در ساقه	۰/۶۵**	۰/۶۲**	۰/۴۸	۰/۵۷*	۰/۳۳	۱	
۷ جذب جیوه در دانه	۰/۵۸*	۰/۵۹*	۰/۴۲	۰/۵۲*	۰/۲۵	۰/۷۷**	۱

جدول الف - ۱۱ ضرایب همبستگی نرخ کاربرد لجن فاضلاب و عملکرد گیاه

صفت	۱	۲	۳
۱ نرخ کاربرد لجن فاضلاب	۱		
۲ عملکرد ساقه	۰/۶۲*	۱	
۳ عملکرد دانه	۰/۵۶*	۰/۸۳**	۱

## Abstract

Sewage sludge application on farmland as fertilizer is commonly practiced in many countries. Sewage sludge is rich in plant nutrients. However, high concentration of heavy metals like mercury (Hg) in sludge can cause pollution of soil, groundwater and human food chain. The objective of this study was to determine effect of sewage sludge on concentration of mercury in soil and corn. In order to examine the risk of Hg transfer into plants arising from this practice under the farming conditions of central Iran, a five year field experiment was conducted in which we investigated uptake of Hg from a sludge-amended soil (fine loamy, mixed thermic Typic Haplarigid) by corn (*Zea mays*). Sludge application rates were 0, 25, 50 and 100 Mg ha<sup>-1</sup>. To study cumulative and residual effects of the sewage sludge, applications were repeated on 4/5 of each plot in second year, on 3/5 of plots in third year, on 2/5 of plots in fourth year and in 1/5 of plots in fifth year. Thus, total sludge amounts applied were 0, 25, 50, and 100, in plots with one applications, 0, 50, 100, and 200 Mg ha<sup>-1</sup>, in plots with two applications 0, 75, 150, and 300 Mg ha<sup>-1</sup>, in plots with three applications, 0, 100, 200, and 400 Mg ha<sup>-1</sup> in plots with four applications and 0, 125, 250, and 500 Mg ha<sup>-1</sup> with five years applications. After the fifth year, soil samples from the 0-20 and 20-40 cm depths of the different parts of the plots were taken and analyzed for total Hg. Corn plants were harvested and roots, stems and grains were separately analyzed for Hg concentrations. Sludge application significantly increased total Hg concentration in the soil at both depths. Total Hg concentration in soil ranged from 20 µg kg<sup>-1</sup> (in control plots) to 1100 µg kg<sup>-1</sup> (in plots with 500 Mg ha<sup>-1</sup> sludge application). Sludge application significantly increased uptake of Hg in different plant parts. The order of Hg in different plant tissues were 91, 9, and 8 µg kg<sup>-1</sup> in root, stem, and grain, respectively. Corn yield increased significantly with sludge application and this fertilizer effect was still visible even five years after a single sludge application.



**T.M.U.**

**Thesis Submitted to the Department of Environmental Science,  
College of Natural Resources and Marine Sciences,  
Tarbiat Modarres University,**

**In Partial Fulfillment of the Requirements for The Degree of  
Master of Science (M.Sc)**

**The Effect of Sewage Sludge Using on Mercury  
Accumulated in Soil and Plant (Maize)**

**By  
Maryam Karimpour**

**Supervisor  
Dr. A. Smaelli sary**

**Advisor  
Dr. M. Afyuni**

**March 2007**

*Handwritten signature*