بسم الله الرحمن الرحيم

دانشکده کشاورزی

گروه زراعت

عنوان پایان نامه کارشناسی ارشد

تاثیر بیوچار و مایکوریزا آرباسکولار بر جذب، انتقال و انباشت کادمیوم در گیاه نعنا فلفلی

دانشجو

آیدا رضاییان

اساتید راهنما

دکتر حمید رضا اصغری

دکتر محمد رضا عامریان

اساتید مشاور

دکتر امیر لکزیان

مهندس جواد شباهنگ

پایان نامه جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد

تیر ۱۳۹۳

پیوست شماره ۲

دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده : کشاورزی

گروه : زراعت

پایان نامه کارشناسی ارشد خانم آیدا رضاییان

تحت عنوان: تاثیر بیوچار و مایکوریزا آرباسکولار بر جذب، انتقال و انباشت کادمیوم در گیاه نعنا فلفلی

در تاریخ ۹۳/۰۴/۱۱ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد آیدا رضاییان مورد ارزیابی و با درجه عالی ..... مورد پذیرش قرار گرفت.

اساتید راهنما	امضاء	اساتید مشاور	امضاء
نام و نام خانوادگی : دکتر حمیدرضا اصغری		نام و نام خانوادگی : دکتر امیر لکزیان	
نام و نام خانوادگی : دکتر محمدرضا عامریان		نام و نام خانوادگی :مهندس جواد شباهنگ	

اساتید داور	امضاء	نماینده تحصیلات تکمیلی	امضاء
نام و نام خانوادگی :دکتر حیدری		نام و نام خانوادگی : مهندس مهدی رحیمی	
نام و نام خانوادگی :دکتر عباس پور			
نام و نام خانوادگی :			
نام و نام خانوادگی :			

تقدیم به

پدر و مادر عزیزم برای دلسوزی هایشان

تقدیم به همسر خوبم

و تقدیم به همه آنانکه دوستشان دارم...

به نام خدای سزاوار پرستش

آن مهربان به روزی دادن

آن بخشنده به گناه آمرزیدن

پادشاه روز شمار و قضا و پاداش

ترا می پرستیم و بس و یاری از تو خواهیم و بس...

تشکر و قدردانی

نخست از استادان راهنمای ارجمندم جناب آقای دکتر حمیدرضا اصغری و آقای دکتر عامریان کمال تقدیر و تشکر را دارم که همواره با راهنمایی های ارزنده و دلسوزانه خود، اینجانب را راهنمایی نمودندو در دوره تحصیل از علم و اخلاق ایشان بهره مند شدم و نیز با حمایت از اجرای این تحقیق اینجانب را همراهی نمودند، بی نهایت سپاسگزارم. جناب آقای دکتر امیر لکزیان از اساتید به نام خاکشناسی ایران که در مقام استاد مشاور کمک شایانی در پیشبرد این پایان نامه نمودند.جناب آقای مهندس جواد شباهنگ در شکل گیری این پایان نامه اینجانب را یاری نمودند.لازم می دانم از تکنسین محترم آقای گرجی در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی فردوسی مشهد و نیز آقای مهندس صادقی مسئول آزمایشگاه دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد به خاطر فراهم نمودن فضای تحقیقاتی و همکاری های های فراوان برای اجرای این تحقیق قدردانی می نمایم.

همچنین سپاس و تشکر از تمام عزیزانی که در طی انجام این پژوهش از کمک های ایشان بهره مند بوده ام و توفیق روز افزانشان را از درگاه خداوند آرزو می کنم.

با ارزوی موفقیت...

تعهد نامه

اینجانب آیدا صفاییان دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته الکترونیک دانشکده فیزیک

دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه بررسی چاه و سیلیکون آمورف با شکاف نوار متغیر ،

استاد راهنمای دکتر سید رضا علوی تحت راهنمائی دکتر حمیدرضا امیدی متعهد می شوم.

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهشهای محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد و مقالات مستخرج با نام « دانشگاه صنعتی شاهرود » و یا « Shahrood University of Technology » به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه ، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری ، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است .

تاریخ

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه های رایانه ای، نرم افزار ها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی باشد.

* متن این صفحه نیز باید در ابتدای نسخه های تکثیر شده پایان نامه وجود داشته باشد .

چکیده

پالایش سبز یا گیاه پالایی عناصر سنگین از بوم سازگارترین و ارزان‌ترین روش‌ها است که در رفع آلودگی از زمین‌های زراعی قابل استفاده است. از اینرو به منظور بررسی پتانسیل گیاه نعنا فلفلی (*Menta piperita* L.) در پالایش خاک، آزمایشی به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۱ صورت گرفت. در این آزمایش تاثیر بیوچار و قارچ مایکوریزا آرباسکولار بر جذب، انتقال و انباشت کادمیوم در گیاه نعنا فلفلی مورد مطالعه قرار گرفت. تیمارهای آزمایش شامل تلقیح با قارچ مایکوریزا (بدون مایکوریزا و دو گونه مختلف *Glomus mosseae, Glomus intraradices*)، کاربرد بیوچار (بدون بیوچار و پنج درصد وزن خاک) و غلظت‌های کادمیوم (صفر، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. نتایج اثرات متقابل مایکوریزا و بیوچار نشان داد که کاربرد بیوچار به طور معنی دار سبب افزایش وزن خشک برگ و ریشه شد. همچنین کاربرد بیوچار باعث افزایش درصد اسانس در تمامی حالات استفاده از مایکوریزا گردید. چنین به نظر میرسد که تلقیح مایکوریزای *(Glomus intraradices)* همراه با کاربرد بیوچار در افزایش خاصیت گیاه پالایی نعنا فلفلی نقش موثری ایفا میکند. مقایسه اثرات متقابل بیوچار و کادمیوم نشان داد که استفاده از بیوچار در سطح ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم کادمیوم، بیشترین جذب کادمیوم ریشه را به همراه داشت. قارچ مایکوریزا و بیوچار نقش مثبتی در رشد و عملکرد گیاه نعنا فلفلی و همچنین در جذب کادمیوم برگ و ریشه به وسیله گیاه دارند.

کلید واژه: اسانس، خاک‌های آلوده، گیاه پالایی، گیاه دارویی

مقالات چاپ شده از این پایان‌نامه عبارتند از:

- ارزیابی تاثیر قارچ مایکوریزای آرباسکولار و بیوچار بر برخی شاخص‌های فیزیولوژیک و رشد گیاه دارویی نعنا فلفلی *(Mentha pipertia* L.*)*. همایش ملی گیاهان دارویی. ۲۹ و ۳۰ آبان ۹۲ در دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات آیت ا... آملی

- ارزیابی تاثیر کادمیوم و بیوچار بر درصد کلونیزاسیون ریشه گیاه نعنا فلفلی *(Mentha pipertia* L.*)*. سیزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۸ الی ۱۰ بهمن ۹۲ در دانشگاه شهید چمران اهواز

فهرست مطالب

عنوان **صفحه**

فصل اول مقدمه و کلیات ۱

۱-۱-اهمیت و ضرورت انجام پژوهش ۲

۱-۲- عنصر سنگین کادمیوم ۳

۱-۳- مقدار مجاز کادمیوم در خاک؛ گیاه و آب آبیاری ۳

۱-۴- واکنش گیاه به فلزات سنگین ۴

۱-۴-۱- گیاهان دفع‌کننده ۴

۱-۴-۲- گیاهان تجمع‌دهنده ۴

۱-۴-۳-گیاهان ابرجاذب یا بیش اندوز ۵

۱-۵-گیاه پالایی ۶

۱-۶- ساز و کارهای گیاه پالایی ۷

۱-۶-۱- استخراج توسط گیاه ۷

۱-۶-۲-گیاه تثبیتی ۹

۱-۶-۳-ریشه صافی ۹

۱-۶-۴-گیاه پالایی از طریق تبخیر ۱۰

۱-۶-۵-گیاه‌پالایی از طریق تجزیه ترکیبات آلوده ۱۱

۱-۷- مدیریت زیست توده‌های آلوده به فلزات سنگین پس از گیاه پالایی ۱۱

۱-۸-گیاهان مورد استفاده در گیاه پالایی ۱۲

۱-۹- گیاه دارویی نعنا فلفلی ۱۲

۱-۱۰- قارچ مایکوریزا ۱۳

۱-۱۱- بیوچار ۱۴
۱-۱۲- اهداف پژوهش: ۱۵
فصل دوم بررسی منابع ۱۷
۲-۱- جذب فلزات سنگین توسط گیاهان ۱۸
۲-۲- سازوکار جذب عناصر سنگین از ریشه ۲۰
۲-۳- فلزات سنگین و برخی خصوصیات مورفولوژیک گیاهان ۲۱
۲-۴- فلزات سنگین و صفات کیفی گیاهان دارویی ۲۴
۲-۵- اهمیت انتخاب گیاهان معطر و اسانس‌دار برای گیاه پالایی ۲۴
۲-۶- تاثیر مایکوریزا و جذب فلزات سنگین ۲۶
۲-۷- جذب نیتروژن در گیاهان مایکوریزایی ۳۰
۲-۸- جذب فسفر در گیاهان مایکوریزایی ۳۰
۲-۹- اثر بیوچار بر تثبیت آلاینده های خاک ۳۱
۲-۱۰- اثر بیوچار بر حاصلخیزی خاک و عملکرد محصول ۳۳
۲-۱۱- اثر بیوچار بر خصوصیات بیولوژیکی خاک ۳۴
فصل سوم مواد و روشها ۳۷
۳-۱- طرح آزمایشی و تیمارهای مورد مطالعه ۳۸
۳-۲-آماده سازی بستر آزمایشی ۳۸
۳-۳-تولید بیوچار ۳۹
۳-۴- تهیه ماده تلقیحی ۳۹
۳-۵- تهیه ریزوم و کشت نعنا فلفلی ۴۰
۳-۶- کاشت و آبیاری ۴۰
۳-۷- برداشت محصول ۴۰
۳-۸- اندازه گیری کلروفیل برگ ۴۱
۳-۹- اندازه گیری سطح برگ ۴۱

۳-۱۰- تعیین درصد اسانس ۴۱
۳-۱۱- تعیین میزان کادمیوم در اندامهای گیاه..... ۴۱
۳-۱۲- اندازه گیری درصد نیتروژن، فسفر و کربن در اندامهای نعنا فلفلی و خاک ۴۲
۳-۱۳- رنگ آمیزی ریشه ۴۴
۳-۱۴- تعیین درصد کلونیزاسیون ریشه ۴۵
۳-۱۵- تجزیه آماری ۴۵
فصل چهارم نتایج و بحث ۴۷
۴-۱-وزن خشک برگ..... ۴۸
۴-۲- سطح برگ ۴۹
۴-۳- وزن خشک ریشه ۵۱
۴-۴- نسبت بخش هوایی به ریشه ۵۳
۴-۵- عملکرد بیولوژیک..... ۵۶
۴-۶- درصد کلونیزاسیون ریشه ۵۷
۴-۷- کلروفیل برگ ۵۹
۴-۸- میزان کادمیوم موجود در برگ ۶۱
۴-۹- میزان کادمیوم موجود در ریشه ۶۵
۴-۱۰- فسفر گیاه ۷۰
۴-۱۱- فسفر خاک ۷۵
۴-۱۲- درصدکربن آلی خاک..... ۷۷
۴-۱۳- نیتروژن گیاه ۷۹
۴-۱۴-نیتروژن کل خاک..... ۸۲
۴-۱۵- درصد اسانس و بررسی آلودگی آن به کادمیوم..... ۸۴
فصل پنجم نتیجه گیری و پیشنهادات ۸۷
۵-۱- نتیجه گیری ۸۸

۵-۲- پیشنهادات ۸۹

فهرست شکل‌ها

عنوان **صفحه**

۳-۱- تولید بیوچار از شاخه های چنار ۳۹

۳-۲- برش طولی رنگ آمیزی شده ریشه گیاه نعنا فلفلی ۴۴

۴-۱- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر وزن خشک برگ گیاه نعنا فلفلی ۴۶

۴-۲- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر سطح برگ گیاه نعنا فلفلی ۴۹

۴-۳- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر وزن خشک ریشه گیاه نعنا فلفلی ۵۱

۴-۴- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر نسبت بخش هوایی به ریشه گیاه نعنا فلفلی ۵۴

۴-۵- اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر نسبت بخش هوایی به ریشه گیاه نعنا فلفلی ۵۴

۴-۶- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر درصد همزیستی قارچ مایکوریزا در گیاه نعنا فلفلی ۵۸

۴-۷- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر کلروفیل برگ گیاه نعنا فلفلی ۶۰

۴-۸- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر میزان کادمیوم موجود در برگ گیاه نعنا فلفلی ۶۲

۴-۹- اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر میزان کادمیوم موجود در برگ گیاه نعنا فلفلی ۶۲

۴-۱۰- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر میزان کادمیوم موجود در ریشه گیاه نعنا فلفلی ۶۶

۴-۱۱- اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر میزان کادمیوم موجود در ریشه گیاه نعنا فلفلی ۶۶

۴-۱۲- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر میزان فسفر گیاه نعنا فلفلی ۷۱

۴-۱۳- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر میزان فسفر گیاه نعنا فلفلی ۷۲

۴-۱۴- اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر میزان فسفر گیاه نعنا فلفلی ۷۴

۴-۱۵- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر فسفر خاک ۷۵

۴-۱۶- اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر فسفر خاک ۷۶

۴-۱۷- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بردرصد کربن آلی خاک ۷۷

۴-۱۸- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بردرصد کربن آلی خاک ۷۸

۴-۱۹- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بردرصد اسانس گیاه نعنا فلفلی ۸۴

۴-۲۰- اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بردرصد اسانس گیاه نعنا فلفلی ۸۴

فهرست جداول

جدول **صفحه**

۳-۱- ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش.....۳۹

فهرست جدول‌های پیوست

جدول **صفحه**

پیوست ۱- تجزیه واریانس داده های مایکوریزا و بیوچار و کادمیوم بر شاخص های مورد مطالعه نعنا فلفلی..... ۱۲۰

پیوست ۲- اثرات سطوح بیوچار، تلقیح مایکوریزا و کادمیوم بر شاخص های مورد مطالعه نعنا فلفلی در شرایط گلخانه ۱۲۱

پیوست ۳- جدول مقایسه میانگین اثرات متقابل سه گانه مایکوریزا، بیوچار و کادمیوم بر شاخص های مورد مطالعه نعنا فلفلی در شرایط گلخانه

فصل اول

مقدمه و کلیات

۱-۱-اهمیت و ضرورت انجام پژوهش

گسترش روز افزون شهرها، رشد سریع شهرنشینی و انقلاب صنعتی باعث ایجاد اثرات فراوان زیست محیطی در داخل و اطراف شهرها گردیده است. ته نشست انواع آلاینده‌ها از منابع مختلف آلوده کننده، بعلاوه انتقال از طریق محلول باعث آلودگی محیط‌های شهری به وسیله فلزات سنگین مانند سرب، روی، مس، کادمیوم و...گردیده است (آلتر و واهرا، ۱۹۹۵).

به علت افزایش آلودگی و صنعتی شدن شهرها، گیاهان تحت تاثیر بازه وسیعی از موادی هستند که موجب آلودگی آب و خاک و هوا می‌شوند. جوامع صنعتی، ذرات معلق در هوا و آلاینده‌های متشکل از فلزات سنگین را تولید می‌کنند. برخی از خاک ها بطور طبیعی یا در اثر فعالیت‌های انسان مانند فعالیت های صنعتی و معدن کاوی به مقدار بالایی از فلزات سنگین آلوده‌اند. با توجه به سمیت این فلزات، بیشتر موجودات قادر به زندگی در این شرایط نیستند. با این حال درچنین شرایطی، برخی جمعیتهای گیاهی مقاوم به فلزات سنگین می‌توانند رشد کنند (بروکز، ۱۹۹۸).

رسوب فلزات سنگین در خاک و اثر آن بر روی پوشش‌های گیاهی می‌تواند بسیاری از پارامترهای مربوط به رشد و نمو گیاهان را تحت تاثیر قرار دهد و مانع فعالیت بسیاری از واکنش‌های آنزیمی و متابولیکی در گیاهان شوند (باسیو و همکاران،۲۰۰۶). خاک های کشاورزی در بسیاری از مناطق جهان به وضوح توسط برخی از فلزات سنگین از قبیل کادمیوم، مس، روی، نیکل، کبالت، کروم، سرب و آرسنات آلوده هستند. این امر ممکن است در نتیجه استفاده از کودهای فسفاته، کاربرد فاضلاب و گرد و غبار حاصل از کارخانه‌های ذوب کننده و صنعتی باشد (یاداو،۲۰۱۰؛ بل و همکاران، ۲۰۰۱؛ اسچاورتز و همکاران،۲۰۰۱).

از نظر آلودگی، خاک های ایران هنوز در حد کشورهای پیشرفته نیست، ولی توسعه سریع صنعتی وکشاورزی و بهره جستن از مواد شیمیایی متنوع و همچنین مصرف زیاد کودهای شیمیایی عوامل

بالقوه ای را برای آلوده نمودن خاک‌های ایران فراهم ساخته است. آلودگی خاک به واسطه استفاده از کود شیمیایی در ایران بیشتر مربوط به مصرف بی‌رویه و نابه جای آن است.

۱-۲- عنصر سنگین کادمیوم

کادمیوم یکی از فلزات سنگین می‌باشد که بخاطر سمیت زیاد آن برای انسان و دام توجه زیادی به آن در محیط زیست شده است. کادمیوم ممکن است با غلظت‌هایی در گیاه تجمع یابد که برای آن سمی نباشد اما برای دامی که از آن تغذیه می‌کند سمی و خطرناک باشد. سمیت کادمیوم می‌تواند انسان را بیشتر از دام تحت تاثیر قرار دهد زیرا انسان طول عمر بیشتری دارد و تجمع این عنصر در اندام انسان بیشتر انجام می‌شود به عبارت دیگر کادمیوم دارای یک اثر تجمعی و تدریجی است (تودورنو و فیلیپس، ۲۰۰۴). فعالیت‌های مخاطره‌انگیز انسان که باعث ورود کادمیوم به محیط زیست می‌شود شامل زباله‌های صنعتی ناشی از فعالیت‌هایی نظیر صنایع آبکاری فلزات، ساخت پلاستیک، حفاری معادن، ضایعات رنگدانه‌ها، فلزکاری و تولید باطری مولد کادمیوم می‌باشند (کوردرو و همکاران، ۲۰۰۴). توتون کادمیوم را انباشته می‌نماید و از طریق استعمال دخانیات، انسان در معرض خطر کادمیوم قرار می‌گیرد (لاگون- مولین و همکاران، ۲۰۰۶). بیشترین احتمال آلودگی خاک‌های زراعی به کادمیوم ناشی از کاربرد کودهای فسفاته است (بوت،۲۰۰۵). کمپوست‌ها نیز منابع کادمیوم در کشاورزی هستند (لیفادزی و کرکهام،۲۰۰۶). کادمیوم یکی از فلزات تحت بازرسی دقیق توسط آژانس حفاظت از محیط زیست در آمریکا است و بیش از هشت درصد از خطرات ناشی از مناطق آلوده در آمریکا ناشی از کادمیوم است (یونگ و سو، ۲۰۰۵).

۱-۳- مقدار مجاز کادمیوم در خاک، گیاه و آب آبیاری

بطور طبیعی گیاهان بیش اندوز قادرند فلزات سنگین را به میزان ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ برابر بیشتر از سایر گیاهان در اندام‌های خود ذخیره نمایند بدون اینکه علائم سمیت در گیاه مشاهده شود (پیوک و

رینبرگ، ۲۰۰۵). مقدار غلظت طبیعی کادمیوم در گیاهان ۲-۰/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است. این در حالی است که غلظت‌های مسموم‌کننده گیاهان برای کادمیوم ۷۰۰-۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (پادماواتیاما و لی، ۲۰۰۷).

میزان کادمیوم مجاز در خاک‌های زراعی با توجه به ظرفیت تبادل کاتیونی متفاوت و برای خاک‌های با ظرفیت تبادل کاتیونی ۱۵-۵ میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم خاک برابر ۱۶۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک در سال گزارش شده است (آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا، ۲۰۰۰).

۱-۴- واکنش گیاه به فلزات سنگین

گیاهان سه استراتژی برای رشد در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین دارند (راسکین و همکاران، ۱۹۹۴).

۱-۴-۱- گیاهان دفع‌کننده (Metal excluder)

این دسته از گیاهان از ورود فلزات سنگین به اندام‌های هوایی خود جلوگیری می‌کنند یا مقادیر کم و ثابتی از غلظت فلزات را در اندام‌های هوایی خود نگه می‌دارند. حتی اگر دامنه وسیعی از غلظت فلزات سنگین در خاک وجود داشته باشد. آنها عمدتاً فلزات سنگین را در ریشه‌های خود نگه می‌دارند. این گیاهان ممکن است نفوذپذیری غشاء خود را تغییر دهند، ظرفیت دیواره سلولی خود را برای پیوند با فلزات سنگین تغییر دهند مواد کلات کننده بیشتری در ریشه ترشح نمایند (کانینگهام، ۱۹۹۵).

۱-۴-۲- گیاهان تجمع‌دهنده (Metal indicator)

گونه‌هایی که بطور فعال فلزات سنگین را در بافت‌های اندام‌های هوایی خود انباشته می‌کنند و می‌توانند بطور معمول معرف غلظت فلزات در خاک باشند. این گیاهان از طریق تولید کلات‌کننده‌ها

در فضای بین‌سلولی با فلزات سنگین پیوند ایجاد نموده و یا الگوی ساختاری عنصر سنگین را از طریق ذخیره نمودن عنصر در اندامک‌های غیرحساس خود تغییر می‌دهند (بیکر و همکاران، ۱۹۹۴).

۱-۴-۳-گیاهان ابرجاذب یا بیش اندوز (Hyperaccumulator)

این گیاهان قادرند فلزات سنگین را در اندام‌های هوایی خود در غلظت‌هایی بسیار بیشتر از آنچه در خاک موجود است انباشته نمایند. گیاهان ابرجاذب می‌توانند مقادیر بالایی از فلزات سنگین را به ریشه، بخش‌های هوایی یا برگ‌ها انتقال دهند (راسکین و همکاران، ۱۹۹۴؛ کانینگهام و همکاران، ۱۹۹۶). بروکز و همکاران (۱۹۹۸)، گیاه ابرجاذب را گیاهی معرفی نمودند که بتواند حداقل ۰/۰۱ درصد از ماده خشک خود (مثلاً ۱۰۰۰ میلی‌گرم در گرم) مس، کرم، سرب، نیکل، کبالت و یک درصد (بیش از ۱۰۰۰۰ میلی‌گرم در گرم) روی و منگنز جذب نماید. برای کادمیوم و سایر فلزات سنگین کمیاب این مقدار بیشتر از ۰/۰۱ درصد وزن خشک می‌باشد (تستر و لیگ، ۲۰۰۱). محققین بیان نمودند که گیاهان ابرجاذب از طریق جمع‌آوری آن‌ها در مناطقی که غلظت فلزات در خاک از حد معمول بیش از سایر مناطق می‌باشند شناسایی می‌شوند. این مناطق ممکن است بصورت جغرافیایی غنی از برخی فلزات سنگین باشند (گلبا و همکاران، ۱۹۹۹). بطور تقریبی ۴۰۰ گونه ابرجاذب از ۲۲ خانواده گیاهی شناسایی شده است. خانواده شب بو (*Brassicaceae*) شامل تعداد زیادی گونه‌های دارای قدرت جذب بسیار زیاد با دامنه وسیعی از مقادیر فلزات سنگین که شامل ۸۷ گونه و ۱۱ جنس می‌باشد (بیکر و بروکز، ۱۹۸۹).

۱-۵-گیاه پالایی

بشر از قدیم با گیاهان آشنا بوده و از آن برای مقاصد خوراکی، دارویی، ساخت ابزار و وسایل استفاده نموده است. از جمله کاربردهای جدید گیاهان، استفاده از آنها برای بازیابی یا استخراج فلزات است که به آن گیاه پالایی (Phytoremidation) گفته می‌شود. بازیابی فلزات از خاک‌های غنی از مواد فلز توسط گیاهان phytoextraction (استخراج توسط گیاه) نیز نامیده می‌شود. از این تکنولوژی می‌توان برای پاکسازی محیط‌ها و خاک‌های آلوده به فلزات سنگین و خطرناک مانند سرب بهره برد (پاجیلو و همکاران، ۲۰۰۷؛ اندرسون و همکاران، ۲۰۰۳). یکی از روش‌های سمیت زدایی و کاهش مواد سمی از جمله فلزات سنگین در محیط‌های آلوده استفاده از گیاهان بیش انباشگر است (ایبس و همکاران، ۱۹۹۷؛ لاست، ۲۰۰۲).

استخراج فلزات توسط گیاهان روشی است که معمولاً برای پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این تکنولوژی معمولا از گیاهانی استفاده می‌شود که قابلیت برداشت این فلزات از خاک و انتقال به اندام‌های هوایی را دارند. سپس زیست توده گیاهی از مزرعه برداشت شده و برای کاهش حجم آلودگی سوزانده می‌شود که در نهایت در محل دفن زباله دفن میگردد (کرکهام، ۲۰۰۶). پتانسیل گیاهان مختلف برای جذب فلزات سنگین متفاوت است. از طرفی در صورت کشت گیاهان زراعی این فلزات وارد اندام‌های مصرفی نظیر دانه، میوه و بطور کلی بافت‌های گیاهی شده و در صورت مصرف این اندامها و بافتها توسط انسان و یا دام باعث تجمع فلزات سنگین در بدن آن‌ها و ایجاد بیماری‌های خطرناک می‌گردد (براما و همکاران، ۲۰۰۷). لذا انتخاب گیاهانی که بخش اقتصادی آن‌ها (مثلا اسانس) عاری از فلزات سنگین باشند بسیار حائز اهمیت است.

امروزه گیاهان دارویی استفاده‌های زیادی در علم پزشکی و صنعت دارند. این گیاهان اخیراً جایگاه ویژه‌ای در کشاورزی اکولوژیک پیدا کرده‌اند. اگر چنین گیاهانی در مناطق آلوده به عناصر سنگین کشت شوند یک خطر بزرگ احساس می‌شود و آن انتقال این عناصر خطرناک به فراورده دارویی این

گیاهان و ایجاد مشکلات جدی برای سلامتی انسان می باشد (رای و همکاران،۲۰۰۴). از طرفی محققین نشان دادند که برخی از گیاهان دارویی می‌توانند بعنوان یک جایگزین مناسب برای گیاهان زراعی با ارزش بالا در زمین‌های زراعی دارای آلودگی به فلزات سنگین معرفی شوند و به دلیل عدم ورود فلزات سنگین به فراورده نهایی (اسانس) در فراورده دارویی این گیاهان، فلزات خطرناک مذکور وجود ندارد و لذا از لحاظ سلامتی برای انسان بی‌خطر می‌باشند (زلجازکو و همکاران، ۲۰۰۶).

۱-۶- ساز و کارهای گیاه پالایی

ساز و کارهای گیاه پالایی فلزات سنگین شامل موارد زیر می شود:

استخراج توسط گیاه (Phytoextraction)

گیاه تثبیتی (Phytostabilization)

ریشه صافی (Rhizofilteration)

گیاه پالایی از طریق تبخیر (Phytovolatilization)

گیاه پالایی از طریق تجزیه ترکیبات آلوده (Phytodegradation)

۱-۶-۱- استخراج توسط گیاه

استخراج توسط گیاه به پالایش آلودگی از خاک اطلاق می‌شود که در این سازوکار گیاهان فلزات سنگین را جذب، تغلیظ و به زیست توده بخش‌های هوایی (ساقه‌ها، برگ‌ها و غیره) منتقل می‌کنند (هنری، ۲۰۰۰). این روش بهترین رەیافت برای پالایش مقدماتی فلزات سنگین از خاک و ایزوله‌کردن آن بدون تخریب ساختمان و باروری خاک می‌باشد. این روش، پالایش تجمعی نیز نامیده می‌شود (آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا، ۲۰۰۰). دو رەیافت بعنوان استراتژی‌های این روش محسوب می‌شوند. اول اینکه با کمک کلات‌های فلزات سنگین عمل استخراج توسط گیاهان افزایش می‌یابد.

این کلات‌ها به تحرک فلزات در خاک کمک می‌کنند و بطور مصنوعی به خاک افزوده می‌شوند. دوم اینکه استخراج مداوم برای جذب فلزات سنگین به پتانسیل طبیعی گیاه برای پالایش بستگی دارد (سالت و همکاران، ۱۹۹۵). یافتن گیاهان ابرجاذب به این روش کمک می‌کند. برای اینکه این تکنولوژی عملی شود، گیاهان باید مقادیر زیادی از فلزات سنگین را استخراج و توسط ریشه جذب نموده و به زیست توده بخش‌های هوایی خود انتقال دهند و نیز مقدار زیادی زیست توده تولید نمایند. چند مزیت برای این روش ذکر شده است. هزینه استخراج توسط گیاه در مقایسه با سایر روش‌های متداول ارزان‌تر است. بعنوان مثال برای گیاه پالایی یک منطقه آلوده به سرب با مساحت پنج هکتار ۲۰۰۰۰۰ دلار هزینه نیاز است و این در حالی است که هزینه پالایش توسط روش‌های فیزیکی و برداشت از خاک آلوده ۱۲ میلیون دلار، روش ته‌نشین کردن آلودگی ۶۳۰۰۰۰۰ دلار و برای روش جلوگیری از جابجایی آلودگی از خاک، ۶۰۰۰۰۰۰ دلار می‌باشد. مزیت دیگر گیاه پالایی این است که آلودگی بطور دائم حذف می‌شود (هنری، ۲۰۰۰). بعلاوه مقدار مواد آلوده‌ای که باید از خاک حذف شود بیش از ۹۵ درصد کاهش می‌یابد (گزارش آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا، ۲۰۰۰). در برخی از موارد آلودگی ممکن است از طریق زیست توده گیاهان آلوده مجدداً به خاک برگردد. کارایی استفاده از گونه‌های ابرجاذب از طریق رشد کند، سیستم ریشه کم‌عمق و تولید زیست توده کم محدود می‌شود. سایر عواملی که باعث محدود شدن گسترش گیاه پالایی از طریق گیاه پالایی می‌شوند عبارتند از (هنری، ۲۰۰۰):

۱- فراهمی زیستی فلزات سنگین در ریشه سپهر

۲-میزان جذب فلزات سنگین توسط ریشه

۳-سهم فلزات تثبیت شده توسط ریشه

۴-میزان بارگیری و انتقال فلزات سنگین از ریشه به ساقه و برگ

۵-مقاومت سلولی زیاد جهت ورود فلزات سنگین به سلول

۱-۶-۲-گیاه تثبیتی

تثبیت توسط گیاه به غیرفعال شدن آلودگی در محل نیز گفته می‌شود (آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا، ۲۰۰۰). این اصطلاح عبارت از محدودکردن تحرک و فراهمی زیستی عنصر در خاک است (هنری، ۲۰۰۰). اهداف اولیه گیاه در این ساز و کار عبارتند از (راسکین و انسلی، ۲۰۰۰).

الف) کاهش مقدار نفوذ آب آلوده به اعماق خاک که ممکن است به تشکیل رسوبات آلوده و خطرناک منجر شود.

ب) عمل کردن بعنوان یک سد در برابر تماس مستقیم آلودگی با خاک.

ج) جلوگیری از فرسایش خاک و انتقال آلودگی به سایر مناطق.

تثبیت فلزات سنگین توسط گیاه ممکن است از طریق کاهش فرایندهای جذب توسط کلوئیدها، رسوب، ایجاد کمپلکس در خاک انجام شود و برای فلزات سرب، آرسنیک، کادمیم، کرم، مس و روی مفید است. یکی از مزایای این سازوکار این است که نیازی به انهدام آلودگی ناشی از مواد یا زیست توده خطرناک نیست (آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا، ۲۰۰۰) و جهت غیرقابل تحرک کردن فلزات در خاک بسیار موثر است. لذا آب سطحی و زیرزمینی از آلودگی در امان می‌ماند (هنری، ۲۰۰۰). از معایب عمده سازوکار تثبیت توسط گیاهان این است که آلودگی در خاک باقی می‌ماند و بعلت کاربرد وسیع کودها، اصلاح خاک به پایش مستمر نیاز دارد. این سازوکار عمدتاً برای زمین‌هایی که تحت تاثیر فعالیت‌های معادن قرار گرفته‌اند مورد استفاده قرار گرفته است.

۱-۶-۳-ریشه صافی

این روش تحت عنوان فیلترکردن توسط ریشه برای پالایش آب‌های زیرزمینی، آب‌های سطحی و آب‌های آلوده با غلظت کم استفاده می‌شود. این سازوکار شامل استفاده از گیاهان در شرایط آبی و یا

خشکی برای جذب، تغلیظ و رسوب دادن آلودگی‌ها از منابع آب‌های آلوده به ریشه‌های گیاهان می‌باشد. این سازوکار می‌تواند برای سرب، کادمیوم، مس، نیکل، روی و کرم استفاده شود (گزارش آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا، ۲۰۰۰). از مزیت‌های این ره‌یافت توانایی استفاده از آن هم در محیط‌های خشکی و هم در محیط‌های آبی است. مزیت دیگر آن این است که آلودگی به اندام‌های هوایی منتقل نمی‌شود. بنابراین گونه‌های غیر ابرجاذب نیز می‌توانند مورد استفاده قرار گیرند. گیاهان خشکی‌زی در این روش بیشتر ترجیح داده می‌شوند زیرا آنها یک سیستم ریشه‌ای فیبری و گسترده‌تری نسبت به گیاهان آبزی دارند (راسکین و همکاران، ۲۰۰۰). از معایب این روش در محیط آبی (مانند کشت هیدروپونیک) این است که نیاز به تنظیم اسیدیته محیط دارد و گیاهان مورد استفاده باید در محیط گلخانه یا خزانه رشد نمایند و سپس مورد استفاده قرار گیرند و نیز برداشت گیاهان آلوده به صورت دوره‌ای آلوده باید انجام شود، همچنین باید اطلاعات درستی از اثرات متقابل فلزات موجود در آب وجود داشته باشد (آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا، ۲۰۰۰).

۱-۶-۴-گیاه پالایی از طریق تبخیر

در این سازوکار، گیاه فلزات سنگین را از خاک جذب نموده و آن‌ها را به شکل بخار تبدیل می‌کند و از طریق تعرق به اتمسفر منتقل می‌نماید. این روش در طی فصل رشد و با جذب آن توسط درختان و گیاهان رخ می‌دهد و به این طریق آلودگی‌های آلی و معدنی را جذب می‌نماید. برخی از این ترکیبات به برگ‌ها منتقل شده و با غلظت‌های نسبتاً کم به اتمسفر تبخیر می‌شوند (مولر و همکاران، ۱۹۹۹). این روش ابتدا برای جیوه مورد استفاده قرار گرفت. یون‌های جیوه به شکل کم‌خطر این عنصر تبدیل و از طریق تبخیر به اتمسفر وارد می‌شوند. عیب بزرگ این سازوکار این است که ترکیب تبخیرشده به اتمسفر قابلیت برگشت مجدد از طریق بارندگی به اکوسیستم‌ها در زمین را دارد (هنری، ۲۰۰۰). تبخیر سلنیوم به شکل‌های دی‌متیل‌سلناید و دی‌متیل‌دی‌سلناید در شرایط مناطق آلوده به سلنیوم گزارش شده است (بانولوس، ۲۰۰۰).

۱-۶-۵-گیاه‌پالایی از طریق تجزیه ترکیبات آلوده

در این روش، متابولیسم گیاه از طریق سازوکارهای تغییر شکل، تجزیه، تبخیر ترکیبات آلوده برای کاهش آلودگی دخالت می‌کند. تجزیه آلودگی شامل تجزیه ترکیبات و تبدیل آن‌ها به مولکول‌های ساده‌تر می‌باشد (چادری و همکاران، ۱۹۹۸). در گیاهان وجود آنزیم‌هایی نظیر دهالوژناز، اکسیژناز و ردوکتاز عوامل تجزیه ترکیبات آلوده می‌باشند (بلک، ۱۹۹۵). پالایش از طریق تجزیه که فقط به ناحیه ریشه سپهر محدود شده و توسط میکروارگانیزم‌ها انجام می‌شود Rhizodegradation نامیده می‌شود و خیلی کندتر از گیاه‌پالایی از طریق تجزیه است.

۱-۷- مدیریت زیست توده‌های آلوده به فلزات سنگین پس از گیاه پالایی

گیاه پالایی شامل تکرار کشت گیاهان در خاک‌های آلوده تا زمانی است که غلظت فلزات سنگین به حد قابل قبول کاهش یابد. با توجه به اینکه هر گیاه از محل آلوده برداشت می‌شود این امر باعث می‌شود که مقادیر زیادی از زیست توده آلوده به فلزات سنگین تولید و ذخیره شود. لذا باید این آلودگی زیاد ذخیره یا در محلی انباشته شود تا به طور مناسب خطرات آلودگی محیط زیست کاهش داده شود.

از جمله روش‌های مناسب، تخلیه زیست توده آلوده در زمین‌های امن و مطمئن و جلوگیری از انتقال به سطح زمین، تزریق عمیق به درون خاک، دفن در اعماق اقیانوس و یا سوزاندن می‌باشد. یکی از روش‌های کم‌کردن حجم زیست توده، تولید کمپوست می‌باشد (راسکین و همکاران، ۱۹۹۷). اما با کم‌کردن حجم زیست توده آلوده، فلزات سنگین حذف نمی‌شوند لذا فرایندهای حرارتی ـ شیمیایی باید بر روی کمپوست انجام شود تا فلزات سنگین موجود در آن کاهش یابد. روش‌های متداول شامل سوزاندن فلزات سنگین، تبدیل‌کردن به گاز و هیدرولیز می‌باشد. اگر استخراج فلزات سنگین توسط گیاهان با تولید زیست توده برای تولید انرژی توام شود، فرایندی مفید و سازگارتر با محیط زیست

خواهد بود چرا که بقایای زیست توده و خاکستر آن برای تولید انرژی استفاده می‌شود (بروکز، ۱۹۹۸؛ کومیس، ۱۹۹۶؛ کانینگهام و اوو، ۱۹۹۶).

۱-۸-گیاهان مورد استفاده در گیاه پالایی

بیش از ۴۰۰ گیاه ابرجاذب برای جذب فلزات سنگین گزارش شده است که شامل خانواده‌های *Euphurbiaceae, Violaceae, Fabaceae, Lamiaceae, Poaceae, Flacourtianceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae, Cunouniaceae, Brassicaceae* و *Asteraceae* می‌باشد (پادماواتیما و لورتا، ۲۰۰۷).

پس از کشت این گیاهان به مدت چندین هفته یا ماه و برداشت گیاهان و تکرار این عمل، سطح آلودگی‌ها کاهش یافته و به حد مجاز می‌رسد (ناندا ـ کومار و همکاران، ۱۹۹۵). زمان مورد نیاز برای گیاه‌پالایی بستگی به نوع و سطح گسترش آلودگی، مدت زمان رشد گیاه و کارایی گیاه در حذف فلزات سنگین از خاک دارد اما بطور عادی این فرایند بین یک تا ۲۰ سال زمان نیاز دارد. این روش برای مناطق وسیع آلوده با عمق آلودگی کم و دامنه آلودگی کم تا وسیع قابل استفاده است (ناندا- کومار و همکاران، ۱۹۹۵؛ بلی لاک و هانگ، ۲۰۰۰).

۱-۹- گیاه دارویی نعنا فلفلی

نعنا فلفلی با نام علمی *Mentha pipertia* L. از خانواده *Lamiaceae* از جمله گیاهان دارویی و معطری است که اسانس آن مصارف دارویی، غذایی، آرایشی و بهداشتی فراوانی دارد. این گونه، هیبریدی است که از تلاقی بین گونه‌های *Mentha spicata* و *Mentha aquatica* به دست آمده است. نعنا گیاهی علفی و چند ساله است که اندام‌های هوایی آن در سرمای زمستان خشک می‌شود و در سال بعد ساقه‌های جدیدی از اندام‌های زیرزمینی رشد می‌کنند (فوستر، ۱۹۹۶؛ پیرس، ۱۹۹۹). روغن نعنا سرشار از منتول است که یک بخش بزرگ در تولید عطر و اسانس دارد (لورنز و ماتوس،

۲۰۰۲). متخصصین طب گیاهی از نعنا فلفلی به عنوان قابض، آنتی‌سپتیک، تب‌بر، ضداسپاسم، ضداستفراغ، ضدنفخ، معرق، اشتهاآور خفیف، ضددرد، ضداسهال، ضدمیکروب و محرک و مدر استفاده می‌کردند (بلومنتال، ۱۹۹۸؛ فلمینگ، ۱۹۹۸).

عوامل محیطی مختلفی از جمله میزان مواد غذایی موجود در خاک، شرایط اقلیمی منطقه کاشت (از جمله ارتفاع از سطح دریا، دما و بارندگی) و زمان برداشت از جمله عوامل مهم و موثر بر روی میزان متابولیت‌های ثانویه گیاه می‌باشند. نعنا را در اکثر نقاط ایران می‌توان کشت کرد اما مناطق خیلی سرد برای کشت این گیاه مناسب نمی‌باشد. گیاه در ۲ تا ۳ درجه سانتی‌گراد از طریق رویش ریزوم‌ها شروع به رویش می‌نماید ولی درجه حرارت مطلوب برای رویش نعنا ۱۰ درجه سانتی‌گراد است. درجه حرارت مناسب به منظور تسریع در رشد و همچنین افزایش در تولید اسانس ۱۸ تا ۲۰ درجه سانتی‌گراد است. بعضی محققان معتقدند که در حرارت‌های بالاتر ۲۲ تا ۲۵ درجه سانتی‌گراد مقدار تولید اسانس در گیاه افزایش می‌یابد ولی میزان منتول اسانس کاهش می‌یابد. قسمت‌های مورد استفاده این گیاه برای تولید اسانس عمدتاً برگ‌ها و ساقه‌ها می‌باشند. این گیاه در هر سال ۳-۲ بار برداشت می‌شود (امیدبیگی، ۱۳۷۴).

۱-۱۰- قارچ مایکوریزا

هر گونه عاملی که باعث بهبود جذب عناصر سنگین توسط گیاهان پالاینده شود حائز اهمیت و توجه است. یکی از این عوامل، قارچ‌های همزیست با ریشه گیاهان (مایکوریزا) می‌باشد. قارچ های مایکوریزا می‌توانند نقش مهمی در جذب عناصر سنگین داشته باشند. هیف های مایکوریزا قادرند باعث توسعه ریشه فراتر از ناحیه جذب شده و قادرند عناصر غذایی و عناصر سنگین را به مقدار زیاد جذب و به ریشه گیاه میزبان انتقال دهند (خان و همکاران، ۲۰۰۵). گاهی ممکن است فلزات سنگین توسط هیف های مایکوریزا تثبیت و باعث عدم انتقال فلزات سنگین به گیاه شود. بدین طریق گیاه قابلیت کشت در مناطق آلوده به عناصر سنگین را خواهد داشت با خطر کمتر ورود عناصر سنگین به محصول

نهایی خصوصاً در اندام‌های هوایی وجود داشته باشد (اولریخ، ۲۰۰۷). لذا با عنایت به حجم عظیم آلودگی‌ها در سیستم‌های شهری و روستایی و کم‌توقع بودن و حاشیه‌ای بودن گیاهان تولید کننده اسانس از جمله نعنا فلفلی استفاده از این گیاهان همراه با قارچ‌های همزیست مایکوریزا می‌تواند ضمن تصفیه بیولوژیکی اینگونه منابع، منافع اقتصادی قابل قبولی را برای کشاورزان به همراه داشته باشد.

۱-۱۱- بیوچار

بیوچار، زغال تهیه شده از زیست توده‌های گیاهی و ضایعات کشاورزی است که طی فرایند پیرولوسیس تولید می شود، این فرایند، سوختن کند و آرام مواد آلی در شرایط کمبود اکسیژن یا نبود آن است. تفاوت عمده ی بیوچار با زغال در هدف تولید آن‌ها می‌باشد، که بیوچار به طور کلی با هدف افزودن به خاک، افزایش دخیره کربن و بهبود ویژگی‌های خاک تولید می شود (لهمن و جوزف، ۲۰۰۹). ویژگی کلی مشترک بین زغال و بیوچار این است که هر دو عمدتاً شامل فرم‌های آروماتیک پایدار کربن آلی هستند که به دلیل کند بودن سرعت تجزیه، حتی در شرایط محیطی و بیولوژیکی مناسب، به آسانی به صورت دی اکسیدکربن در اتمسفر آزاد نمی شود، از این جهت گزینه مناسبی برای ترسیب کربن بیومس گیاهی در خاک می باشد (سوهی و همکاران، ۲۰۱۰). گانت و لهمن (۲۰۰۸) نیز با فرض ثابت بودن منبع تولید بیوچار، در شرایط متفاوت تولید، نیمه عمر متغیر ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ سال را گزارش کردند.

بیوچار به علت سرعت تجزیه بسیار کند نسبت به سایر مواد آلی ظرفیت زیادی برای کاهش گازهای گلخانه ای از قبیل دی اکسید کربن و متان که از ضایعات آزاد می شود، دارد و می تواند کربن را برای دوره‌های طولانی ذخیره کند (لهمن و همکاران، ۲۰۰۶). یکی دیگر از دلایل تولید و کاربرد بیوچار، مدیریت بهینه ی ضایعات کشاورزی می باشد، اما از دیدگاه کشاورزی علاوه بر مدیریت ضایعات کشاورزی اهمیت بیوچار در خاک قابل توجه است، به خصوص نقش آن در کیفیت خاک که شامل افزایش در ظرفیت نگهداری آب، ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار کربن خاک است (لهمن و همکاران،

۲۰۰۸). بیوچار می تواند به خنثی کردن pH خاک های اسیدی و آماده کردن شرایط برای فعالیت بیشتر ریز جانداران (تایز و ریلیگ، ۲۰۰۹) و جلوگیری از آبشویی عناصر غذایی نیز کمک کند (فولس، ۲۰۰۷). اغلب مطالعات بیوچار بر روی خاک های اسیدی و در مناطق حاره ای انجام شده اند که در اکثر آن‌ها افزایش جذب عناصر غذایی و اثرات باقیمانده طولانی مدت بیوچار برای فصل های بعدی مشاهده شده است (لهمن و جوزف، ۲۰۰۹). یکی دیگر از مزایای بیوچار این است که توانایی کاهش اثرات منفی آلودگی های آلی و معدنی خاک را دارا می باشد. پژوهش های مختلف در پی کاربرد بیوچار به صورت دلگرم کننده ای کاهش تحرک و فراهمی برخی عناصر سنگین مثل سرب، نیکل و کادمیوم و روی را گزارش کردند (بیسلی و همکاران، ۲۰۱۰؛ کرمی و همکاران، ۲۰۱۱).

بنابراین بیوچارها قابلیت بکارگیری در بسیاری از مناطق تحت مدیریت زیست محیطی را دارند. اگرچه که برای بالا بردن صرفه اقتصادی تولید بیوچار، باید ارزش‌های دیگری به محصول اضافه شود، نیاز صنایع برای پاکسازی زمین‌ها از فلزات سنگین می‌تواند یکی از این ارزش‌های افزوده به آن باشد. این مطالعه به منظور بررسی نقش بیوچار و مایکوریزا در جذب، انتقال و انباشت کادمیوم در گیاه نعنا فلفلی انجام شد.

۱-۱۲- اهداف پژوهش:

۱- بررسی رشد گیاه نعنا فلفلی در حضور فلز سنگین کادمیوم

۲- تعیین پتانسیل گیاه دارویی مورد بررسی جهت گیاه پالایی فلز کادمیوم در شرایط کشت در خاک آلوده به فلزات سنگین

۳- بررسی نقش مایکوریزا و بیوچار در جذب فلز کادمیوم و بهبود جذب این فلز توسط گیاه دارویی نعنا فلفلی

۴-ردیابی فلز سنگین در اسانس گیاه و بررسی عاری بودن آن از نظر فلز سنگین

فصل دوم

بررسی منابع

۲-۱- جذب فلزات سنگین توسط گیاهان

گیاهان بیش‌اندوز قادرند فلزات سنگین را در بخش‌های هوایی خود در غلظت‌های خیلی بیشتر از غلظت فلزات در خاک انباشته نمایند. تجمع فلزات سنگین در بخش‌های هوایی گیاه خارخسک نشان‌دهنده این موضوع بود که این گیاه می‌تواند برای گیاه‌پالایی مورد استفاده قرار بگیرد. در گیاهان خارخسک کشت شده در خاک آلوده به فلزات سنگین، میزان کادمیوم و سرب به ترتیب ۲/۳ و ۲/۸ برابر بیشتر از اندام هوایی بود (استانچوا و همکاران، ۲۰۱۱).

در یک تحقیق، غلظت‌های صفر، ۲۴، ۴۸، ۹۷، ۱۹۳ و ۳۸۶ میکرومول بر لیتر بر گیاه *Arabis paniculata French* بررسی شد. نتایج نشان داد که با افزایش سرب و کادمیوم، تجمع آنها در ریشه و اندام هوایی گیاه بصورت خطی افزایش یافت (تانگ و همکاران، ۲۰۰۹). نتایج آزمایش نشان داد که افزایش جذب غلظت کادمیوم توسط گیاه تداخلی برای جذب سرب توسط گیاه ایجاد نکرد به عبارتی بهتر اثرات ضدیت کادمیوم برای جذب سرب مشاهده نشد. میانگین غلظت سرب و کادمیوم در این گیاه به ترتیب ۲۳۰۰ میلی‌گرم و ۴۳۴ میلی‌گرم به ازاء هر کیلوگرم ماده خشک گیاه بود که این گیاه را بعنوان ابر جاذب معرفی نمودند. ویژگی کلیدی گیاهان ابرجاذب، انتقال کارآمدتر فلزات سنگین از ریشه به اندام هوایی است که توسط پارامتری بنام فاکتور انتقال (Transfer factor) بررسی می‌شود و گیاهان کارآمد فاکتور انتقال بیش از یک دارند (ژائو و همکاران، ۲۰۰۳).

مینکشی و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای اثر غلظت‌های صفر، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر کادمیوم و غلظت‌های صفر، ۵۰، ۱۰، ۲۵۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب بر گیاه دارویی ریحان *Ocimum tenuifolium* L. را بررسی نمودند. ۱۲۰ روز پس از کشت، بیشترین تجمع کادمیوم در ریشه‌ها در غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر کادمیوم مشاهده شد. همچنین مقدار سرب در غلظت ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب برابر ۱۳۰۹/۱۳ میلی‌گرم در لیتر بود. تجمع هر دو عنصر در ریشه‌ها بیشتر از اندام‌های هوایی بود که منجر به کاهش بیشتر طول ریشه و وزن تر آن نسبت به اندام هوایی شد.

اگرچه تحمل گیاه به فلزات سنگین و میزان انتقال عنصر از ریشه به اندام هوایی اغلب همبستگی منفی با یکدیگر دارند و تحمل به منزله نگهداری عنصر در ریشه‌ها است، اما این موضوع ضرورتاً به معنی این نیست که افزایش ذخایر عنصر سنگین در ریشه بخودی خود باعث ایجاد مقاومت در گیاه می‌شود (هارمنز و همکاران، ۱۹۹۳). بعلاوه انتقال کادمیوم از ریشه به اندام هوایی عامل مهمی در تجمع آن در بافت‌های اندام‌های هوایی است. مینکشی و همکاران (۲۰۱۲) بیان نمودند که سازوکار عدم انتقال زیاد کادمیوم و سرب از ریشه‌ها به اندام هوایی ریحان، سازوکار اجتناب از کادمیوم و سرب بود که با نتایج ژو و همکاران (۱۹۹۹) مطابقت داشت. اگرچه مقدار کادمیوم و سرب از حد مجاز آنها در خاک افزایش یافت (کاباتا ـ پندیاس و پندیاس، ۱۹۹۱)، اما عملکرد گیاهان نعنا فلفلی (*Mentha pipermint* L.)، ریحان گونه (*Ocimum basilicum* L.) و شوید (*Anethum graveolens* L.) تحت تاثیر قرار نگرفت (زلجازکو و همکاران، ۲۰۰۶). یک دلیل احتمالی برای توجیه این نتیجه این بود که عدم کاهش عملکرد و عدم ایجاد سمیت برای گیاهان به دلیل افزایش ماده آلی در خاک بود که باعث شد قابلیت در دسترس بودن این فلزات از طریق جذب توسط ماده آلی کاهش یابد (کاباتا ـ پندیاس و پندیاس، ۱۹۹۱؛ مریت و اریک، ۲۰۰۳؛ نیگام و همکاران، ۲۰۰۱). جذب این فلزات توسط گیاه همچنین تحت تاثیر ترشحات ریشه قرار می‌گیرد که ممکن است باعث تحرک بیشتر فلزات و یا عدم تحرک آن‌ها شود.

گیاهان انواع و مقادیر مختلف ترشحات ریشه تولید می‌کنند که این امر یکی از دلایل تفاوت بین گونه‌های گیاهی در جذب فلزات سنگین و همچنین تحمل این فلزات می‌باشد (منچ و مارتین، ۱۹۸۹). براساس نتایج زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶) ریشه نعنا فلفلی، ریحان و شوید مقادیر زیادی از کادمیوم، سرب و مس را جذب نمودند. آن‌ها گزارش کردند که اگرچه کادمیوم، سرب و مس تمایل زیادی برای برقراری پیوند با مواد آلی خاک دارند، مقدار قابل توجهی از یون‌های این فلزات ممکن است از طریق افزودن محلولی آنها در آب دردسترس گیاه قرار گیرد. به احتمال زیاد، برقراری پیوند بین عنصر سنگین و مواد آلی برخی اوقات اتفاق می‌افتد و معمولاً مقدار کافی از فلزات سنگین به

صورت قابل دسترس برای گیاه در خاک وجود دارد. این محققین دریافتند که غلظت کادمیوم نسبت به وقتی که کادمیوم با سایر فلزات مانند سرب و مس بکار برده شود در ریشه بیشتر بود. دلیل این موضوع رقابت یونی بین فلزات سنگین و جذب کمتر کادمیوم در حضور سرب و مس بود. اگرچه اکثر محققین نشان دادند که کادمیم براحتی از ریشه‌ها به اندام‌های هوایی منتقل می‌شود (الووی، ۱۹۹۰؛ کاباتا ـ پندیاس و پندیاس، ۱۹۹۱)، اما در غلظت‌های زیاد کادمیوم، انتقال آن از ریشه به اندام هوایی ممکن است دچار اختلال شود (کانینگهام و همکاران، ۱۹۷۵؛ زلجازکو و همکاران، ۲۰۰۶). سرب عمدتاً در ریشه‌ها ذخیره می‌شود (کاباتا ـ پندیاس و پندیاس، ۱۹۹۱؛ زلجازکو و همکاران، ۲۰۰۶). اگرچه زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶) گزارش کردند که انتقال سرب از ریشه‌ها به اندام‌های هوایی در غلظت‌های خیلی زیاد افزایش یافت. دلیل این امر اختلال در ساختمان غشاء پلاسمایی سلول‌های ریشه بعلت وجود غلظت‌های بالای سرب و کاهش موانع ورودی سرب از خاک به ریشه گزارش شد (هال، ۲۰۰۲).

ووکیک و همکاران (۲۰۰۵) دریافتند که تجمع کادمیوم و سرب در ریشه‌های گیاه *Thlaspi caerulescens* L. بیشتر از اندام‌های هوایی بود. برخی از گزارشات حاکی از تجمع بیشتر کادمیوم در اندام‌های هوایی نسبت به ریشه‌ها بود (روسنز و همکاران، ۲۰۰۳).

۲-۲- سازوکار جذب عناصر سنگین از ریشه

عنصر سنگین باید در محلول خاک دارای تحرک باشد تا ریشه‌های گیاه بتوانند آن را جذب نمایند. در دسترس بودن فلزات سنگین در محلول خاک به چند طریق افزایش می‌یابد. یک روش این است که گیاهان از طریق ترشح سیدروفورهای گیاهی از ریشه به محیط ریشه سپهر باعث کلات کردن و قابل حل ساختن عنصر سنگین در خاک می‌شوند (کینرسلی،۱۹۹۳). اسیدی کردن محیط ریشه سپهر و نیز ترشح ربوکسیلات‌ها بعنوان عوامل بالقوه برای افزایش تجمع فلزات سنگین در نظر گرفته می‌شوند. پس از متحرک‌سازی در خاک، عنصر سنگین باید توسط سلول‌های ریشه جذب شود. عنصر سنگین

باید در ابتدا با دیواره سلولی پیوند برقرار نماید. سیستم‌های انتقال عنصر در دیواره سلولی و محل‌های با میل ترکیبی زیاد در فضاهای بین‌سلولی باعث جذب عنصر و انتقال آن از غشاء سلولی می‌شود. انتقال عنصر سنگین از طریق کانال‌های پروتئینی و حاملین پروتئینی با جابجایی H^+ در عرض غشاء انجام می‌شود. پتانسیل غشاء در درون غشاء پلاسمایی منفی است و ممکن است تا ۲۰۰ میکروولت در سلول‌های اپیدرمی برسد. این پتانسیل ایجاد یک نیروی قوی برای جذب کاتیون‌ها از طریق حاملین می‌نماید (هیرچ، ۱۹۹۸). اکثر فلزات سنگین در داخل گیاه غیرقابل حل هستند و براحتی در سیستم آوندی جابجا نمی‌شوند لذا آن‌ها همیشه به اشکال کربنات، سولفات یا فسفات رسوب کرده و در سیستم آپوپلاست و سیمپلاست غیرمتحرک می‌شوند (راسکین و همکاران، ۱۹۹۷). فلزات سنگین غیرضروری با فلزات سنگین ضروری برای عبور از غشاء سلولی رقابت می‌کنند. فلزات سنگین سمی، مانند کادمیوم بطور جدی با ناقلین غشاء سلولی که برای حمل فلزات ریزمغذی استفاده می‌شوند رقابت می‌کنند. فقدان ویژگی انتخابی غشاء سلولی تا حدودی دلیل ورود فلزات سنگین غیرضروری برای گیاه را توجیه می‌کند، حتی زمانی که شیب غلظت در دو طرف غشاء وجود ندارد. بعنوان مثال فلزات کادمیوم و نیکل با فلزات روی و مس برای حاملین مشابه رقابت می‌کنند (کرولی، ۱۹۹۱). همچنین ممکن است حاملین ویژه‌ای برای عبور عنصر سنگین از غشاء سلولی وجود داشته باشد همانطور که برای آهن دو ظرفیتی سیدروفور گیاهی ـ آهن در خانواده گرامینه بعنوان حامل وجود دارد (کانینگهام و برتی، ۱۹۹۳). واکوئل‌ها اندامک‌های مهمی برای ذخیره عنصر سنگین هستند. در این اندامک‌ها عنصر سنگین توسط اسیدهای آلی یا کلات‌های طبیعی کلاته می‌شوند. کلاته شدن عنصر سنگین و رسوب کردن آن عوامل عمده و حائز توجه در مقاومت گیاه به سمیت عنصر سنگین می‌باشند (کانینگهام و همکاران، ۱۹۹۵).

۲-۳- فلزات سنگین و برخی خصوصیات مورفولوژیک گیاهان

سیدها و خان (۲۰۱۲) اثر غلظت‌های کلرید کادمیوم (صفر، ۸- ۱۰، ۵- ۱۰، ۴- ۱۰، ۲- ۱۰ مولار) را

بر گیاه لوبیا *Phaseolus mungo* L. بررسی کردند. آنها گزارش کردند که در غلظت‌های کم کادمیوم ارتفاع گیاه افزایش یافت، اگرچه غلظت‌های بیشتر از ۲- ۱۰ مولار باعث کاهش معنی‌دار ارتفاع گیاه شد. برگ‌های در غلظت بیشتر از ۲- ۱۰ مولار دچار پیچیدگی و ریزش شدند. همچنین تعداد شاخه‌های فرعی، تعداد برگ در گیاه و سطح برگ در گیاه با افزایش غلظت کادمیوم نسبت به شاهد کاهش نشان داد. سطح برگ این گیاه در شاهد ۷۳۵۷/۱۱۳ سانتی‌متر مربع و در بالاترین غلظت کادمیوم ۵۶۶۸/۷۵۸ سانتی‌متر مربع بود.

کاهش چشمگیر در سطح برگ گیاه، همبستگی قوی با تجمع کلروفیل‌های تجزیه شده در غلظت‌های زیاد کادمیوم و ایجاد یک کمپلکس پایدار از کلروفیل‌های تخریب‌شده داشت (اسکورزینسکاپولیت و بازینسکی، ۱۹۹۷). نتایج مشابهی توسط مهیندیراتا و همکاران (۲۰۰۰) بر روی گیاه تاج ریزی *Solanum melongena* گزارش شد. بهارواج و همکاران (۲۰۰۹) اثر غلظت‌های سرب (صفر، ۱/۵، ۲، ۲/۵ و ۳ گرم بر کیلوگرم خاک) و کادمیوم (صفر، ۴، ۶ و ۸ گرم بر کیلوگرم خاک) را بر روی لوبیا (*Phaseolus vulgareis* L.) بررسی نمودند. سطح برگ لوبیا با افزایش غلظت‌های سرب به ترتیب نسبت به شاهد ۱۶/۸۷ درصد، ۵۶/۲۷ درصد، ۶۸/۶۲ درصد و ۷۹/۷۸ درصد کاهش نشان داد. همچنین با افزایش غلظت‌های کادمیوم، کاهش سطح برگ به ترتیب ۲۲/۹۶ درصد، ۶۳/۴۷ درصد و ۸۴/۹۱ درصد نسبت به شاهد بود.

سازوکار کادمیوم در القاء زردی در گیاه روشن نیست (باریلا و همکاران، ۲۰۰۱). کادمیوم همچنین می‌تواند با کمپلکس پروتئین ـ رنگدانه که در تکمیل ساخت کلروفیل نقش دارد تداخل ایجاد نماید (هورواث و همکاران، ۱۹۹۶). جایگزینی منیزیم در ساختار کلروفیل با کادمیوم دلیل دیگری برای مکانیسم اثر کادمیوم بر تخریب کلروفیل است (کوپر و همکاران، ۱۹۹۸).

باریلا و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند که علت زردی برگ‌های کلزا (*Brassica napus* L.) ناشی از تیمار کادمیوم به علت اثر مستقیم عنصر سنگین بر بیوسنتز رنگدانه‌های فتوسنتزی و یا سایر

ساختارهای فتوسنتزی نیست، بلکه این محققین معتقد بودند که کادمیوم باعث ایجاد تغییر در تقسیم سلولی و جلوگیری از چرخه تولید کلروپلاست می‌شود که منجر به کاهش چشمگیر در تعداد کلروپلاست‌ها و در نتیجه در مقدار کلروفیل‌ها در واحد سطح برگ می‌شود.

فیزان و همکاران (۲۰۱۱) اثر غلظت‌های کلرید کادمیوم (صفر، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) را بر ارقام نخود (*Cicer arietinum* L.) مطالعه نمودند. آنها گزارش کردند که سطح برگ و تعداد برگ‌ها در گیاه با افزایش غلظت کادمیوم کاهش یافت. در آزمایش این محققین واکنش برخی ارقام به غلظت کادمیوم متفاوت بود، به طوری که از غلظت صفر تا ۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک افزایش سطح برگ و سپس تا حداکثر غلظت کادمیوم، سطح برگ کاهش یافت که دلیل آن تفاوت ژنتیکی واکنش ارقام مختلف در واکنش به کادمیوم گزارش شد.

برای یک گیاه بیش‌اندوز، معمولاً زیست توده گیاه در مرحله رسیدگی نقطه انتهایی ارزیابی می‌باشد و یکی از خصوصیات مهم این گیاهان مقاومت به سمیت فلزات سنگین، عدم کاهش معنی‌دار زیست توده و ارتفاع گیاه است (یانگ و همکاران، ۲۰۰۴). زیست توده گیاهی در چنین گیاهانی تا غلظت‌های بحرانی فلزات سنگین کاهش معنی‌داری نشان نمی‌دهد و فقط وقتی غلظت فلزات بیش از حد بحرانی افزایش می‌یابد رشد گیاه دچار اختلال شده و کاهش نشان می‌دهد. علائم این اختلال و کاهش رشد بصورت زردی، کاهش ارتفاع گیاه و کاهش زیست توده بخش هوایی قابل مشاهده است (وی و ژو، ۲۰۰۴).

براساس گزارش استانچوا و همکاران (۲۰۱۰)، چرخه آسکوربات ـ گلوتاتیون نقش بسیار حیاتی در حذف گونه‌های اکسیژن آزاد در گیاه ذکر کردند. آنها بیان نمودند که افزایش کادمیوم و سرب باعث کاهش وزن خشک ریشه و اندام هوایی مریم‌گلی *(Salvia officinalis* L.*)* به ترتیب به میزان ۱۵ و ۱۰ درصد شد و دلیل اینکه وزن خشک گیاه کاهش زیادی نداشت به دلیل افزایش آنزیم‌های گایاکول پراکسیداز، آسکوربات پراکیداز و کاتالاز بعنوان سیستم دفاعی گیاه بیان نمودند.

۲-۴- فلزات سنگین و صفات کیفی گیاهان دارویی

زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶) گزارش نمودند که تیمارهای کادمیوم (۲، ۶، ۱۰ میلی‌گرم در لیتر) و سرب (۵۰، ۱۰۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر) بر روی درصد اسانس نعنا فلفلی تاثیر معنی‌داری نداشت، اما باعث کاهش معنی‌دار درصد اسانس ریحان و شوید شد. در یک آزمایش، استفاده از کمپوست حاوی مس (۳۱۱ میلی‌گرم در کیلوگرم)، سرب (۲۲۳ میلی‌گرم در کیلوگرم)، مولیبدن (۱۷ میلی‌گرم در کیلوگرم) و روی (۷۶۷ میلی‌گرم در کیلوگرم) باعث کاهش درصد اسانس گیاه ریحان شد، اما اسانس این گیاه فاقد فلزات سنگین بود (زلجازکو و فیلیپ، ۲۰۰۳).

عزیز و همکاران (۲۰۱۱) تاثیر غلظت‌های صفر، ۷/۵، ۱۵، ۲۲/۵ و ۳۰ میلی‌گرم در لیتر کبالت را بر ترکیبات اسانس نعنا فلفلی بررسی نمودند. نتایج این محققین نشان داد که با افزایش غلظت کبالت از صفر تا ۱۵ پی.پی.ام، درصد اسانس نعنا فلفلی افزایش و بعد از آن تا حداکثر غلظت (۳۰ پی.پی.ام) کبالت، درصد اسانس کاهش نشان داد اما نسبت به شاهد درصد اسانس در این غلظت بیشتر بود.

استانچوا و همکاران (۲۰۱۰) مریم‌گلی *(Salvia officinalis* L.*)* را در خاک‌های آلوده به کادمیوم و سرب (کادمیوم با غلظت ۸۲ میلی‌گرم در لیتر و سرب با غلظت ۳۰۱/۷۵ پی.پی.ام) کشت نمودند. آنها گزارش نمودند که بیشترین عملکرد اسانس از خاک‌های آلوده به فلزات سنگین (نسبت به خاک شاهد) به دست آمد.

۲-۵- اهمیت انتخاب گیاهان معطر و اسانس‌دار برای گیاه پالایی

مقادیر فلزات سنگین در گیاهان اسانس دار و ادویه‌ای بستگی به عوامل اقلیمی، گونه گیاهی، آلودگی هوا و سایر عوامل محیطی دارد (سولجانسکی و همکاران، ۱۹۸۹). گل راعی (*Hypericum perforatum* L.) یکی از مهمترین گیاهان دارویی است که برای گیاه‌پالایی مورد استفاده قرار می‌گیرد. تحقیقات نشان داد که این گیاه قادر است مقادیر زیادی کادمیوم از خاک جذب و در اندام

هوایی خود ذخیره نماید و این در حالی است که کادمیوم اثر منفی بر رشد و تجمع ماده خشک گیاه ندارد (مالکو و مارکورات، ۲۰۰۲؛ مریت و اریک، ۲۰۰۳). به دلیل اینکه میزان کادمیوم در اندام‌های گل راعی بسیار بیشتر از غلظت آن در خاک بود، این گیاه بعنوان بیش‌اندوز کادمیوم معرفی شده است (ماسارووویکوا و همکاران، ۲۰۰۴). در شرایط طبیعی گیاهان زراعی به دلیل سیستم ریشه گسترده‌تر و تولید اندام‌های هوایی بیشتر قادرند کادمیوم بیشتری از گل راعی در اندام‌های خود ذخیره نمایند اما چون فلزات سنگین به بافت‌های ساقه، برگ‌ها و دانه منتقل می‌شود لذا مصرف گیاهان زراعی برای انسان و دام می‌تواند بسیار خطرناک باشد (چیزولا، ۲۰۰۵) و این در حالی است که براساس گزارش تریلینی (۲۰۰۶) ماده اصلی مورد استفاده از گل راعی (هایپریسین) فاقد فلزات سنگین بود. اسکاورونی و همکاران (۲۰۰۹) نعنا فلفلی را در لجن فاضلاب (با مقدار کادمیوم ۱۰/۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و سرب ۱۶۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کشت کردند. این محققین، ۱۰۰ روز پس از کشت دریافتند که اثر این لجن فاضلاب بر عملکرد اسانس معنی‌دار نبود. اثر متقابل لجن فاضلاب و درصد اسانس نیز معنی‌دار نبود.

زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶) اثر غلظت‌های کادمیوم (۲، ۶ و ۱۰ پی.پی.ام) و سرب (۵۰، ۱۰۰ و ۵۰۰ پی.پی.ام) را بر ریحان، نعنا فلفلی و شوید بررسی نمودند. آنها گزارش نمودند که مقدار اسانس نعنا فلفلی تحت‌تاثیر تیمارها قرار نگرفت. اگرچه مقدار اسانس ریحان در تیمار اثر متقابل کادمیوم و سرب کمتر از شاهد بود. با این حال آنها گزارش کردند که اسانس بدست آمده از ریحان، شوید و نعنا فلفلی تحت تیمارهای فلزات سنگین، عاری از این فلزات و به راحتی قابل فروش بود.

سایر محققین نیز گزارش کردند که در اسانس گیاهان اسانس‌دار مورد کشت در شرایط محیط آلوده به فلزات سنگین، اسانس گیاهان فاقد این فلزات بود (آنجلووا و همکاران، ۲۰۰۴؛ زلجازکو و وارمان، ۲۰۰۴؛ زلجازکو و همکاران، ۲۰۰۶).

۲-۶- تاثیر مایکوریزا و جذب فلزات سنگین

قارچ‌های مایکوریزا اثر قابل توجهی بر فلزات ضروری و غیرضروری دارند که این فلزات در محیط ریشه سپهر انتشار محدودی دارد. این فلزات شامل فسفر (مارشنر و همکاران، ۱۹۹۵)، کادمیوم (جونر و همکاران، ۱۹۹۷)، سرب (دیاز و همکاران، ۱۹۹۶) و سایر فلزات می‌باشد. همزیستی ریشه گیاهان با قارچ‌های مایکوریزا ممکن است باعث کاهش یا افزایش جذب فلزات سنگین توسط گیاهان شود که بستگی به شرایط رشد گیاه، قارچ و نوع و مقدار فلزات سنگین دارد (وایزنهورن و همکاران، ۱۹۹۵). اهمیت مایکوریزا در پاک‌سازی فلزات سنگین توسط برخی از محققین گزارش شده است (گار، ۲۰۰۴؛ خان، ۲۰۰۵).

استراتژی‌هایی که توسط قارچ‌های مایکوریزا برای تثبیت فلزات سنگین در خاک به کار می‌گیرند شامل ترکیبات مترشحه از قارچ، رسوب گرانول‌های پلی فسفات در خاک، جذب فلزات سنگین توسط دیواره سلولی قارچ و کلات‌شدن فلزات در داخل قارچ می‌باشد (گار و ادهولیا، ۲۰۰۴). گلومالین یک مثال از گلایکوپروتئینی است که توسط هیف‌های قارچ مایکوریزا تولید و آزاد می‌شود و باعث ایجاد حالت سیمانی در خاک می‌شود (گنزالس ـ چاوز و همکاران، ۲۰۰۴). گلومالین می‌تواند مقادیر قابل توجهی از فلزات سنگین را از طریق ایجاد پیوند در ساختار خود از خاک جذب نماید. آنها مقادیر ۴/۳ میلی‌گرم مس، ۰/۰۸ میلی‌گرم کادمیوم و ۱/۱۲ میلی‌گرم سرب به ازاء هر گرم گلومالین از خاک‌های آلوده در شرایط آزمایشگاهی گزارش نمودند که نشان‌دهنده تثبیت ریز عناصر توسط گلومالین بود. به دلیل اینکه یک همبستگی بین مقدار گلومالین در خاک و مقدار باند شده فلزات سنگین وجود دارد لذا نژادهایی از قارچ با ترشح مقادیر قابل توجه گلومالین برای فرایند تثبیت فلزات سنگین در خاک مناسب‌ترند. درگیرشدن فلزات سنگین توسط کیتین موجود در دیواره سلولی قارچ باعث کاهش غلظت عنصر در خاک می‌شود. جذب فعال مس توسط هیف‌های مایکوریزا منجر به باندشدن ۰/۵ میلی‌گرم مس به ازاء هر میلی‌گرم وزن خشک گلومالین شد. به دلیل افزایش سطح قابل توجه هیف‌ها

در خاک، هیف‌ها می‌توانند مخازن مهمی برای پیوند شدن با فلزات سنگین باشند. علاوه بر این هیف‌ها ۲ تا ۴ برابر تمایل بیشتری برای درگیرشدن با فلزات سنگین نسبت به ریشه گیاهان دارند، بنابراین برای تثبیت فلزات سنگین در خاک مناسب هستند (جونر و همکاران، ۲۰۰۰).

چن و همکاران (۲۰۰۵) جذب سرب و غیرمتحرک شدن آن توسط هیف‌های مایکوریزا در تیمارهای مایکوریزایی نسبت به شاهد را گزارش نمودند. جریان سرب به داخل ریشه گیاه در شرایطی که کلونیزاسیون مایکوریزا با ریشه گیاه کم باشد افزایش می‌یابد. اما در شرایط افزایش درصد کلونیزاسیون، ترتیب سرب در هیف‌ها افزایش می‌یابد. افزایش تعداد وزیکول‌ها در مایکوریزا نیز باعث افزایش ترسیب عنصر سنگین می‌شود. وزیکول‌ها همانند واکوئل‌های گیاه قادرند ترکیبات سمی را در خود ذخیره نمایند و بنابراین می‌توانند سازوکار سم‌زدایی را تقویت نمایند.

در نخود (ریورا ـ بکریل و همکاران، ۲۰۰۲)؛ شبدرسفید *(Trifolium repens* L.*)* (مدینا و همکاران، ۲۰۰۵) و بارهنگ برگ باریک *(Plantago Ianceolata* L.*)* (هاچینسون و همکاران، ۲۰۰۴)، کادمیوم از طریق مایکوریزا در ریشه گیاهان تثبیت شد بنابراین هیف‌ها آن را به ریشه گیاه انتقال دادند. ریورا ـ بکریل و همکاران (۲۰۰۲)، پیشنهاد کردند که یک مکانیسم بافرکننده کادمیوم در ریشه گیاه وجود دارد که در سم‌زدایی کادمیوم موثر است. پارادی و همکاران (۲۰۰۳) سازوکار آن را تغییر در متابولیسم پلی‌آمین‌ها گزارش نمود. همچنین این محققین فرض نمودند که تغییرات در مقدار پلی‌آمین و نسبت آن در گیاهان مایکوریزایی باعث تحمل به کادمیوم می‌شود. بنابراین به نظر می‌رسد همزیستی قارچ با گیاه شرایط مساعدی را برای ریشه برای مواجه‌شدن با مقادیر بالای فلزات سنگین فراهم می‌کند. در درون هیف‌های قارچی ژن‌های مولد تنش اکسیداتیو در شرایط آلودگی فلزات سنگین القاء می‌شوند (اوزیاد و همکاران، ۲۰۰۵). اینکه چگونه مایکوریزا در برابر تنش اکسیداتیو مقاومت می‌کند شناخته نشده است. افزایش انباشت روی در ریشه گیاهان ذرت که با مایکوریزا همزیست شده‌اند گزارش شده است (چن و همکاران، ۲۰۰۱ و ۲۰۰۳)، اما تحت شرایط محدودیت

روی در خاک، تحرک این عنصر و انتقال آن از ریشه به اندام هوایی در گیاهان شبدر قرمز همزیست با مایکوریزا افزایش یافت (چن و همکاران، ۲۰۰۳).

گیاهان غیربیش‌اندوز نیز می‌توانند برای گیاه پالایی مورد استفاده قرار گیرند در صورتی که به اندازه کافی به فلزات سنگین مقاوم باشند و زیست توده زیاد تولید نمایند. بعنوان مثال گیاهان گوجه‌فرنگی که با مایکوریزا تلقیح شدند در غلظت‌های ارسنیک بیش از ۷۵ میلی‌گرم در هر کیلوگرم خاک، بیش از ۳۰ درصد زیست توده ریشه و اندام هوایی بیشتری نسبت به گیاهان شاهد تولید نمودند. این امر به دلیل افزایش جذب فسفر بود (لیو و همکاران، ۲۰۰۴).

نواک (۲۰۰۷) اثر غلظت‌های کادمیوم (صفر، ۱۰، ۲۰ و ۴۰ پی.پی.ام) و سرب (۱۰۰، ۱۰، ۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) را بر مریم‌گلی *(Salvia splendens Sello 'Torreador')* تحت تاثیر مایکوریزا بررسی کرد. افزایش غلظت کادمیوم و سرب باعث کاهش درصد کلونیزاسیون ریشه با مایکوریزا شد. کلونیزاسیون مایکوریزا با افزایش غلظت فلزات سنگین، یا به تاخیر افتاد، کاهش یافت یا از بین رفت (گیلدون و تینکر، ۱۹۸۳؛ کول و همکاران، ۲۰۰۱). نواک (۲۰۰۷) همچنین گزارش کرد که وزن خشک اندام‌های هوایی مریم‌گلی تلقیح شده با مایکوریزا کمتر از گیاهان تلقیح نشده بود. در شرایط فراوانی و قابلیت دسترس فلزات غذایی در خاک، مایکوریزا از طریق رقابت با ریشه و ساقه برای دریافت مواد فتوسنتزی رشد گیاه را کاهش می‌دهند اما در شرایط فقر فلزات غذایی، مایکوریزا در دریافت فلزات معدنی بیشتر از طریق گسترش هیف‌ها در خاک کارآمدتر است (ساواکی و سایتو، ۲۰۰۱). در آزمایش نواک (۲۰۰۷) بر مریم‌گلی، با افزایش غلظت کادمیوم وزن خشک اندام هوایی در گیاهان غیرمایکوریزایی کاهش یافت اما در گیاهان مایکوریزایی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. همچنین با افزایش میزان کادمیوم میزان جذب کادمیوم در اندام هوایی مریم‌گلی هم در گیاهان مایکوریزایی و هم غیر مایکوریزایی افزایش یافت اما در بالاترین غلظت کادمیوم، میزان کادمیوم جذب شده در اندام هوایی مریم‌گلی در گیاهان مایکوریزایی بیشتر از گیاهان غیرمایکوریزایی بود. توانایی

هیف‌های مایکوریزا در بدست آوردن و انتقال کادمیوم از طریق ایجاد منطقه‌ای جداگانه برای ریشه و هیف‌ها گزارش شده است (گوا و همکاران، ۱۹۹۶). سازوکارهایی که قارچ‌های مایکوریزا برای کاهش تنش فلزات سنگین برای گیاهان اعمال می‌کنند شامل کلات‌شدن و غیرپویایی فلزات سنگین در هیف‌های خارجی، بهبود تغذیه معدنی بویژه فسفر، تغییر اسیدیته ریشه سپهر، تنظیم بیان ژن ناقل‌های فلزی و غیره می‌باشد (گونزالس کورو و همکاران، ۲۰۰۵). علاوه بر این، قارچ‌های مایکوریزا جذب فلزات توسط گیاهان را از خاک و انتقال آن به ریشه و اندام هوایی تحت تاثیر قرار می‌دهند که به نوع فلز، گیاه و گونه یا اکوتیپ قارچ بستگی دارد (لی ، ۲۰۰۱).

در دو دهه اخیر مطالعاتی در رابطه با نقش قارچ های مایکوریزای آرباسکولار در انتقال عنصر کادمیوم به گیاه صورت گرفته است. نتایج به دست آمده از آزمایشات حاکی از افزایش انتقال عنصر کادمیوم در نتیجه مایکوریزایی شدن گیاهان می باشد. در این بررسی ها، از قارچ‌های مایکوریزای آربسکولار به عنوان سدی بیولوژیکی نام برده شده است که با تجمع عناصر سنگین در ریشه گیاهان مایکوریزایی مانع از انتقال عناصر سنگین به اندام‌های هوایی گیاه می شوند (ویزن هورن و همکاران، ۱۹۹۵ و جونر و لیوال،۱۹۹۷). قارچ مایکوریزا بعد از انتقال عنصر کادمیوم به گیاه با غیرمتحرک ساخت عناصر در درون ریشه گیاه مانع از انتقال این عنصر به سمت اندام‌های هوایی گیاه می شود. جونر و لیوال (۱۹۹۷) در مطالعه خود در مورد نقش مایکوریزا در انتقال کادمیوم مشاهده کردند که بخش زیادی از کادمیوم در ریشه گیاهان مایکوریزایی تثبیت شد. در این مطالعه گزارش شد که قارچ مایکوریزا بدون تغییر غلظت کادمیوم در اندام هوایی باعث افزایش کادمیوم در ریشه‌ها شد. به طوریکه غلظت کادمیوم در نسبت ریشه به اندام هوایی در گیاهان مایکوریزایی ۳/۱۵ و بیشتر از این غلظت در گیاهان غیرمایکوریزایی (۱/۶۶) بود. این محققان نتیجه گرفتند که هیف‌های قارچ باعث انتقال کادمیوم به سمت گیاه می شود، اما انتقال این عنصر، به واسطه تثبیت عناصر در ریشه گیاه، به اندام‌های هوایی گیاه محدود می شود. ریورابسریل و همکاران (۲۰۰۲) نیز وجود یک "سد مایکوریزایی" را در برابر تنش حاصل از عنصر کادمیوم پیشنهاد دادند.

۲-۷- جذب نیتروژن در گیاهان مایکوریزایی

یکی از اثرات قارچ های مایکوریزای آرباسکولار بالا بردن افزایش جذب نیتروژن در گیاه میزبان می باشد. این محققان توانایی قارچ های مایکوریزا در تجزیه مواد آلی و آزادسازی نیتروژن از منابع آلی را نشان داده اند. به طوری که گفته شده قارچ‌های مایکوریزای آرباسکولار سبب افزایش سرعت پخشیدگی نیتروژن از خاک به سمت گیاه میزبان می‌شوند. در واقع قارچ‌های مایکوریزای آرباسکولار به عنوان قارچ‌های ساپروفیت با تجزیه مواد آلی باعث افزایش جذب موادغذایی می شوند (هودگ و همکاران،۲۰۰۱). با کاربرد مدلی پیشنهادی توسط گووینداراجولو و همکاران (۲۰۰۵) مشخص شد که هیف های خارجی قارچ مایکوریزای آرباسکولار نیتروژن را به شکل معدنی جذب کرده و به صورت آمینواسید در اختیار هیف‌های درون ریشه ای قرار می‌دهند. هیف‌های درون ریشه ای با تجزیه آمینواسید و دسترسی به کربن مورد نیاز خود، باقی مانده نیتروژن را به شکل آمونیوم در اختیار گیاه میزبان می‌گذارند. به این ترتیب قارچ‌های مایکوریزای آرباسکولار می توانند نقش مهمی در انتقال عنصر نیتروژن به گیاه میزبان داشته باشند. هرچند نقش قارچ مایکوریزای آرباسکولار در انتقال عنصر نیتروژن که عنصری متحرک در خاک می باشد، در مقایسه با عناصر کم تحرک در خاک کم رنگ تر می باشد. علت اصلی این امر به وسعت منطقه تخلیه نیتروژن در اطراف ریشه گیاهان بر می گردد. به طوری که هیف های خارجی قارچ‌های مایکوریزا قادر به پل زدن از چنین مناطق، تخلیه وسیعی در اطراف ریشه نمی باشند (وندرهیجدن، ۲۰۱۰).

۲-۸- جذب فسفر در گیاهان مایکوریزایی

فسفر به عنوان دومین عنصر مهم و ضروری بعد از نیتروژن برای رشد گیاه می باشد. فسفر در بسیاری از خاک‌ها به صورت نسبتاً غیرفعال و به شکل آلی یا کمپلکس‌های معدنی نامحلول وجود دارد. به خاطر حلالیت کم فسفر گیاهان قادر به استفاده از شکل های آلی و کمپلکس های معدنی این عنصر نیستند (کوید و کبیر، ۲۰۰۰). قارچ‌های مایکوریزای آرباسکولار به عنوان یکی از مهمترین

ریزجانداران خاک با توسعه هیف‌های خارج ریشه ای خود در خاک اطراف ریشه و حل کردن منابع غیرقابل دسترس فسفر از طریق ترشح آنزیم هایی نظیر فسفاتاز باعث افزایش جذب فسفر از خاک به گیاه میزبان می شوند (آمارانتوس، ۱۹۹۹). آنزیم فسفاتاز تولید شده توسط قارچ های مایکوریزا باعث حل کردن و رهاسازی فسفر از کمپلکس های آلی این عنصر و تسهیل جذب فسفر و دیگر موادغذایی می شود (لی و همکاران، ۱۹۹۱). نتیجه جذب فسفر از اطراف ریشه ایجاد یک ناحیه تخلیه در اطراف ریشه‌ها می‌باشد. این نواحی تخلیه باعث محدود شدن جذب فسفر توسط گیاهان غیرمایکوریزایی شده، حال آنکه گیاهان مایکوریزایی به خاطر وجود هیف‌های خارج ریشه ای قادر به عبور از منطقه تخلیه، بالا بردن جذب می باشند (لین و همکاران، ۲۰۰۰؛ لی و همکاران، ۱۹۹۱). در مطالعات زیادی افزایش رشد گیاهان مایکوریزایی در مقایسه با گیاهان غیر مایکوریزایی را به جذب فسفر بیشتر نسبت داده اند (اصغری و همکاران، ۲۰۰۵؛ تینکر، ۱۹۷۸). تواورایا همکاران (۲۰۰۶) همچنین نشان دادند که همزیستی قارچ مایکوریزای آرباسکولار با گیاه پیاز در نتیجه حل کردن فسفر غیرآلی باعث افزایش غلظت فسفر در بافت‌های گیاهی شد. شن و همکاران (۲۰۰۶) نیز در تحقیقی مشابه بیان کردند که مایکوریزایی شدن گیاه ذرت موجب افزایش غلظت فسفر در اندام‌های هوایی و ریشه گیاهان مایکوریزایی شد.

۲-۹- اثر بیوچار بر تثبیت آلاینده های خاک

همان طور که در بخش‌های قبلی هم بیان شد، امروزه استفاده از اصلاح کننده‌ها برای زیست پالایی خاک یک روش پرکاربرد به شمار می رود که هدف آن کاهش خطر انتقال آلاینده‌ها به آب‌ها و چرخه ی غذایی موجودات زنده است. در حال حاضر اصلاح کننده های آلی یک انتخاب قابل قبول در جهت زیست پالایی خاک به شمار می رود و کاربرد آن ها در خاک می تواند روشی برای دفع اصولی پسماندهای آلی باشد.

مطالعات جدید به توانایی بیوچار در جذب آلاینده‌های آلی و معدنی و کاهش تحرک و زیست فراهمی

آن‌ها در خاک اشاره می‌کنند (بیسلی و همکاران، ۲۰۱۱). کرمی و همکاران (۲۰۱۱)، گزارش کردند که کاربرد تیمارهای بیوچار و کمپوست در یک خاک آلوده به عناصر سنگین، غلظت مس و سرب را در محلول خاک کاهش داد و موجب کاهش فراهمی زیستی این دو عنصر شد. بیسلی و همکاران (۲۰۱۰)، تیمار کمپوست و بیوچار تهیه شده از چوب را در یک خاک آلوده به فاضلاب به کار بردند، با کاربرد هر دو تیمار بیوچار و کمپوست، کاهش غلظت هیدروکربن های آلاینده ی خاک گزارش شد و اثر بیوچار نیز بیش از اثر کمپوست بود. در این مطالعه دو تیمار کمپوست و بیوچار موجب کاهش غلظت عناصر سنگین کادمیوم و روی در محلول خاک شدند ولی بیوچار به میزان بیشتری تاثیر گذار بود. در یک آزمایش ستون‌های آبشویی که حاوی خاک آلوده و تیمار بیوچار بود، بیوچار موجب کاهش غلظت کادمیوم و روی در زه آب خروجی از سیستم آبشویی شد. در این مطالعه تصاویر میکروسکوپ الکترونی تهیه شده از بیوچار (پس از به کار بردن در ستون آبشویی) تجمع فلزات کادمیوم و روی را بر سطح بیوچار نشان داد (بیسلی و مارمیلوری، ۲۰۱۱). فلت و همکاران (۲۰۱۱)، پس از به کار بردن بیوچار در یک خاک آلوده، علاوه بر افزایش pH و CEC، کاهش غلظت قابل جذب کادمیوم، روی و سرب را گزارش کردند. وجود سطوح تبادلی زیاد و به خصوص گروه‌های عاملی کربوکسیل و همچنین افزایش pH خاک از دلایل جذب سطحی کادمیوم و روی در سطوح بیوچار عنوان شد. به طوری که در پی افزودن بیوچار به خاک یک ارتباط مثبت بین تغییرات pH خاک و میزان عنصر کادمیوم جذب شده توسط بیوچار به وجود آمده است (بیسلی و مارمیلوری، ۲۰۱۱). علاوه بر شرایط خاک، نوع بیوچار و خصوصیات آن هم بر نقش بیوچار اثرگذار است، بیوچارهای مختلف حتی از نظر میزان آزاد سازی کربن آلی محلول در خاک با هم تفاوت دارند (جل و همکاران، ۲۰۱۱).

۲-۱۰- اثر بیوچار بر حاصلخیزی خاک و عملکرد محصول

بسیاری از مطالعات به این نکته اشاره دارند که بیوچار ماده ای سودمند برای حاصلخیزی خاک است (گلاسر، ۲۰۰۱). خاک هایی که حاوی بیوچار هستند، به خاطر مقادیر زیاد عناصر غذایی، حاصلخیزی بالای خاک (لهمن و همکاران، ۲۰۰۳) و مقادیر زیاد ظرفیت تبادل کاتیونی (لیانگ و همکاران، ۲۰۱۰)، نسبت به سایر خاک های منطقه ممتاز می باشند، با نتایج دلگرم کننده ای که از مطالعات انجام شده در آمازون به دست آمد، مطالعات زیادی در مناطق دیگر جهان انجام شد. در برخی از مطالعات تاثیر بیوچار بر افزایش عملکرد گیاه گزارش نشد (بلک ول و همکاران، ۲۰۰۹). حتی بعضی مطالعات اثر منفی بیوچار بر عملکرد گیاه را گزارش کردند (میکان و ابرامز، ۱۹۹۵). این نتایج معمولاً در پی کاربرد بیوچار به تنهایی و بدون افزودن سایر کودهای آلی یا معدنی گزارش شده است. با این وجود نواک و همکاران (۲۰۰۹) در پی افزودن تیمار بیوچار (به تنهایی) اثرات مثبت بسیاری را در خاک و بر رشد گیاه گزارش کردند.

مطالعات نشان می‌دهد که بسیاری از بیوچارها به دلیل داشتن سطوح تبادلی زیاد می‌توانند منجر به افزایش نگهداری عناصر غذایی در خاک شوند، افزودن بیوچار موجب می‌شود که کارایی استفاده از عناصر غذایی افزایش یابد (ماژور و همکاران، ۲۰۰۹)، اما از طرف دیگر ممکن است فراهمی برخی از عناصر غذایی را در خاک های با حاصلخیزی کم، کاهش دهد. بنابراین کاربرد بیوچار در شرایط محدودیت عناصر غذایی خاک، به صورت ترکیب شده با یک تیمار کود آلی دیگر مثل کمپوست، قارچ مایکوریزا و... ممکن است برای احیای پوشش گیاهی در زمین های آلوده مناسب تر باشد (پلتز و همکاران، ۲۰۱۰). واکاری و همکاران (۲۰۱۱)، در یک اقلیم مدیترانه ای با کاربرد ۶۰ تن بر هکتار بیوچار در مزرعه گندم میزان ۳۰ درصد افزایش عملکرد را گزارش کردند. اضافه کردن مقادیر زیاد بیوچار به برخی خاک های مناطق حاره ای که شدیداً آبشویی شده اند، منجر به افزایش جذب عناصر فسفر، پتاسیم، کلسیم، روی و مس شده است، علاوه براین عناصر، بیوچار حاوی عناصری مثل سلنیوم

است که پتانسیل خوبی را برای افزایش رشد گیاه فراهم می کند (لهمن و راندون، ۲۰۰۶). اثرات مثبت متعددی که بیوچار در خاک ایجاد می‌کند از عواملی هستند که منجر به افزایش عملکرد محصول می شوند این اثرات مثبت شامل: افزایش pH خاک‌های اسیدی، کاهش سمیت آلومینیوم، افزایش ظرفیت نگهداری آب و عناصر غذایی در خاک، کاهش مقاومت کششی خاک، افزایش کارایی استفاده از کودها، بهبود شرایط خاک برای میکروارگانیسم‌ها و کرم‌های خاکی می‌باشد (سوهی و همکاران، ۲۰۰۹؛ دوکو و همکاران، ۲۰۱۱).

۲-۱۱- اثر بیوچار بر خصوصیات بیولوژیکی خاک

سطح ویژه و فضای داخلی زیاد و همچنین وجود سطوح قطبی و غیر قطبی موجب شده تا بیوچار توانایی بالایی برای جذب مولکول‌های آلی و عناصر مختلف داشته باشد از آنجایی که بیوچار موجب تحریک فعالیت میکروبی (استینر و همکاران، ۲۰۰۸) و به خصوص قارچ‌های مایکوریزا می‌شود به میزان زیادی می تواند بر چرخه عناصر غذایی اثرگذار باشد (لامبرز و همکاران، ۲۰۰۸).

بیوچار با تغییری که در جمعیت میکروبی خاک ایجاد می کند می تواند موجب تغییر در چرخه ی عناصر غذایی و تغذیه رشد گیاه شود (کولتون و همکاران، ۲۰۱۱). بیوچار می تواند از راه‌های مختلفی بر بیومس میکروبی تاثیرگذار باشد، مثلاً می تواند فراهم کننده ی یک زیست بوم جدید کوچک برای برخی ریزجانداران خاک باشد و آن‌ها را از سایر جانداران شکارچی محافظت کند (تایز و ریلیگ، ۲۰۰۹). از طرفی می توان گفت که تغییر در فعالیت میکروبی و ساختار جمعیتی میکروارگانیسم ها اثر غیر مستقیم بیوچار است که از سایر اثرات آن بر خاک مثل تغییرات pH و فراهمی عناصر حاصل شده است (جونس و همکاران، ۲۰۱۲). بسیاری از مطالعات انجام شده، اثرات مثبت بیوچار را بر قارچ های مایکوریزا و فرایند مایکوریزایی شدن گزارش کرده اند (هرمن و همکاران، ۲۰۰۴؛ یاماتو و همکاران، ۲۰۰۶). در حالی که در برخی مطالعات اثر منفی بیوچار بر مایکوریزایی شدن گیاهان گزارش شده است (روندون و همکاران، ۲۰۰۷؛ ولستد و همکاران، ۲۰۰۲). کاربرد بیوچار در خاک

حداقل به وسیله ی چهار مکانیسم زیر منجر به تغییر فراوانی و فعالیت قارچ‌های مایکوریزا در خاک می‌شود.

۱- افزودن بیوچار به خاک منجر به تغییر سطوح و همچنین فراهمی عناصر غذایی خاک و یا سایر تغییرات فیزیکی و شیمیایی در خاک می شود.

۲- بیوچار در خاک موجب ایجاد تغییرات در جمعیت و فعالیت سایر ریزجانداران خاک می شود که هر کدام از آن‌ها می توانند برای قارچهای مایکوریزا مفید و یا مضر باشند

۳- بیوچار می تواند موجب ایجاد تغییراتی در فرایند تبادل سیگنال بین ریشه گیاه و قارچ مایکوریزا شود و از این طریق بر فرایند مایکوریزایی شدن اثر دارد

۴- بیوچار می تواند پناه گاهی برای هیف‌های قارچی باشد تا آن‌ها را در برابر شکارچیان محافظت کند (وارنوک و همکاران، ۲۰۰۷).

فصل سوم

مواد و روش‌ها

۳-۱- طرح آزمایشی و تیمارهای مورد مطالعه

این آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی در سال ۱۳۹۱ در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد اجرا شد. آزمایش دارای سه فاکتور بود، فاکتور اول تلقیح با قارچ مایکوریزا (بدون مایکوریزا و دو گونه مختلف *Glomus mosseae, Glomus intraradices*)، فاکتور دوم شامل کاربرد بیوچار در دو سطح بدون بیوچار و پنج درصد وزن خاک و فاکتور سوم شامل غلظت‌های کادمیوم صفر، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بود.

۳-۲-آماده سازی بستر آزمایشی

خاک انتخاب شده دارای میزان شوری پایینی، بدون حضور فلزات سنگین و محتوای فسفر قابل دسترس کم بود (جدول۳-۱). این خاک با شن، پرلیت و خاک برگ مخلوط (۵۰٪ خاک، ۲۵٪ شن، ۱۵٪ پرلیت، ۱۰٪ خاک برگ) و خاک نهایی حاصل شد. سپس این خاک به مدت ۴۸ ساعت انکوبیت شد و سپس به گلدان‌ها منتقل و آماده کشت گردید.

پس از تهیه خاک، گلدان‌های پلاستیکی سه کیلویی تهیه شد و سپس گلدان‌ها توسط خاک پر شد. جهت کشت یک واحد از واحدهای گلخانه تحقیقاتی به مساحت ۵۰ متر مربع انتخاب شد. درجه حرارت گلخانه نیز در حد بهینه ۲۰ تا ۲۵ درجه سانتیگراد تنظیم شد. برای جلوگیری از سفیدک و ازدیاد مگس سفید از تله زرد استفاده شد.

جدول ۳-۱. ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش

ویژگی	مقدار
شن	%۷۰
سیلت	%۱۲
رس	%۱۸
شوری	dS/m۱/۲
pH	۷/۶
کربن آلی	%۰/۴۲
نیتروژن (کل)	ppm ۵۳۲
فسفر قابل دسترس	ppm۳/۲
پتاسیم قابل دسترس	ppm ۲۵۶
کادمیوم کل	ppm nd

Nd: not detectable

۳-۳-تولید بیوچار

به منظور تولید بیوچار از چوب درخت چنار استفاده گردید (هیرست و ول، ۲۰۰۹).

شکل۳-۱. تولید بیوچار از شاخه های چنار

۴-۳- تهیه ماده تلقیحی

مواد تلقیحی مورد استفاده در این آزمایش از دو نوع گونه قارچ مایکوریزای آربسکولار به نام‌های گلوموس موسه (*G.mosseae*) و گلوموس اینترارادیسز (*G.intraradices*) از شرکت زیست فناور توران

(پارک علم و فناوری استان سمنان) سفارش داده شد. ماده تلقیحی مایکوریزا حاوی محیط کشت خاک، ریشه‌های مایکوریزایی گیاه شبدر برسیم، اسپور قارچی، هیف‌های خارجی قارچ مایکوریزا بود.

۳-۵- تهیه ریزوم و کشت نعنا فلفلی

ریزوم‌های نعنا فلفلی در دی ماه ۱۳۹۱ از مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد تهیه و به گلخانه تحقیقاتی منتقل شد. سپس کلیه ریزوم‌های دارای چهار جوانه از نظر وزنی به سه گروه وزنی تقسیم شدند و سپس از گروه وزنی متوسط، ریزوم‌های یکنواخت و دارای چهار جوانه انتخاب و در داخل ماسه کاملا شسته شده در درون ظرف‌های پلاستیکی به تعداد ۵ تا ۴ ریزوم کشت شدند و با آب مقطر آبیاری شدند. پس از سه هفته ریزوم‌های جوانه زده و یکنواخت انتخاب و در داخل گلدان‌ها کشت شدند. در هر گلدان سه لیوان نشا نعنا فلفلی کشت شد.

۳-۶- کاشت و آبیاری

پس از آماده سازی گلدان‌های سه کیلویی، عنصر کادمیوم به شکل نمک نیتراتی (نیترات کادمیوم No_3Cd) به هر گلدان ۱۰۰ سی سی و بیوچار به ۵ درصد خاک هر گلدان اضافه شد و همچنین مواد تلقیحی دو گونه قارچ مایکوریزا آربسکولار گلوموس موسه و گلوموس اینترارادیسز و به میزان ۳۰ گرم در هر گلدان مخلوط شدند. کاشت نعنا فلفلی به عنوان گیاه میزبان در تاریخ ۹۱/۱۱/۲۶ انجام شد. آبیاری براساس ۷۵ درصد ظرفیت زراعی خاک و در هر هفته دو بار انجام شد. با محاسبه درصد رطوبت ظرفیت زراعی خاک به روش وزنی، در طول دوره آزمایش با وزن کردن گلدان‌ها ، رطوبت خاک در حد ۷۵ درصد ظرفیت زراعی با آب مقطر تنظیم شد.

۳-۷- برداشت محصول

بعد از هفت هفته از تاریخ کاشت، عملیات برداشت شامل جداسازی اندام هوایی از سطح خاک و جداسازی ریشه‌ها با شستشوی کامل خاک اطراف ریشه صورت گرفت. نمونه‌های گیاهی به مدت ۷۲

ساعت در داخل آون با دمای ۷۰ درجه سانتیگراد خشک شدند. نمونه‌های خشک شده توزین و سپس آسیاب و برای انجام آنالیزهای شیمیایی در ظروف پلاستیکی نگهداری شدند.

۳-۸- اندازه گیری کلروفیل برگ

میزان کلروفیل برگ با دستگاه اسپد مدل Minolta 502 در مرحله قبل از گلدهی اندازه گیری شد.

۳-۹- اندازه گیری سطح برگ

با دستگاه اندازه‌گیری سطح برگ مدل Li_cor ساخت انگلستان در مرحله ای که بیشترین سطح برگ دارد (قبل گلدهی) اندازه گیری شد.

۳-۱۰- تعیین درصد اسانس

برای تعیین درصد اسانس از ساقه و برگ های خشک شده نعنا فلفلی استفاده کردیم. استخراج اسانس توسط دستگاه اسانس‌گیر Clevenger (کلونجر) در آزمایشگاه دانشکده کشاورزی فردوسی مشهد انجام شد. اسانس گیر دستگاهی شیشه‌ای است که کار آن تقطیر با آب می باشد. روش تقطیر با آب برای جداسازی مواد غیر محلول در آب (مانند اسانس‌ها) استفاده می‌شود. در واقع آب و اسانس با هم تقطیر می‌شوند. با استفاده از این روش به سهولت می‌توان اقدام به استخراج اسانس‌ها از گیاهان مورد نظر نمود (امامی، ۱۳۷۵).

۳-۱۱- تعیین میزان کادمیوم در اندام‌های گیاه (برگ و ریشه)

نمونه‌های گیاهی انتقال یافته ابتدا در آون در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد به مدت ۴۸ ساعت گذاشته تا کاملاً خشک شوند. سپس وزن خشک اندام‌های گیاهی با ترازوی دیجیتالی با دقت ۱ میلی گرم اندازه‌گیری و سپس نمونه‌ها کاملاً آسیاب شده و پس از آسیاب کردن از الک ۰/۵ میلی متر گذرانده

شدند. نمونه‌های آسیاب شده در ظروف پلاستیکی مخصوص ریخته و برای مراحل بعدی نگه‌داری شدند.

یک گرم از نمونه‌های گیاهی توزین شده در داخل بشرهای کوچک مخصوص هضم تر ریخته شد و به مقدار ۵ میلی لیتر اسید نیتریک به آن‌ها افزوده شد و توسط هیتر نمونه‌ها حرارت داده شدند سپس از روی هیتر برداشته شدند و بعد از سرد شدن مقدار ۲ میلی لیتر اسید کلریدریک به همه نمونه‌ها اضافه شد و به مدت یک ساعت توسط هیتر حرارت داده شدند سوسپانسیون حاضر پس از اینکه به حجم ۵۰ میلی لیتر رسانده شد از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد (لینزی و نورول، ۱۹۸۷). غلظت عناصر کادمیوم در عصاره حاصل با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شدند.

۳-۱۲- اندازه گیری درصد نیتروژن، فسفر و کربن در اندام‌های نعنا فلفلی و خاک

اندازه گیری کربن آلی خاک به روش واکلی و بلاک (آلیسون، ۱۹۶۵)، فسفر قابل دسترس خاک با روش اولسن (اولسن، ۱۹۵۴) و نیتروژن خاک به روش کجلدال (پیج و همکاران، ۱۹۸۲) انجام گرفت.

بر طبق این روش، نیتروژن آمونیاکی ($N\text{-}NH_4$) ماده آلی بر اثر ترکیب با اسید سولفوریک غلیظ به صورت سولفات آمونیوم تبدیل خواهد شد. آمونیوم حاصل پس از ترکیب با سود غلیظ در دستگاه تقطیر به گاز آمونیاک تبدیل شده و گاز حاصل بوسیله اسید بوریک جمع آوری خواهد شد. سرعت فعل و انفعالات فوق با افزایش دما و در حضور کاتالیزور فزونی خواهد یافت. به منظور افزایش دما، از سولفات پتاسیم استفاده خواهد شد. در پایان باز تشکیل شده با کمک اسید سولفوریک رقیق تیتر خواهد شد. در نهایت، مقدار کل نیتروژن خاک و یا گیاه تعیین خواهد شد.

جهت اندازه گیری فسفردر نمونه های گیاهی، ابتدا مقدار ۰/۳ گرم نمونه آسیاب شده گیاه وزن و داخل کروزه ریخته شد، سپس کروزه به مدت چهار ساعت در کوره الکتریکی با دمای ۴۵۰ درجه سانتی گراد قرارداده شد، پس از سرد شدن کروزه، خاکستر حاصل داخل بشر ۱۰۰ میلی لیتری ریخته و مقدار ۱۰ میلی لیتر اسید کلر ئیدریک ۰/۱ نرمال به ظرف اضافه گردید. سپس به مدت ۱۰

دقیقه برروی هیتر با دمای ۸۰ درجه سانتی گراد گذاشته شد و با استفاده از آب مقطر حجم نمونه به ۵۰ میلی لیتر رسانده شد. سپس در مرحله بعد مقدار ۰/۵ میلی لیتر از عصاره گرفته شده همراه با چهار میلی لیتر محلول B (ترکیبی از چند ماده شیمیایی) با آب مقطر به حجم ۲۵ میلی لیتر رسانده شد، سپس مقداری از محلول بدست آمده، داخل دستگاه اسپکتروفتومتر باطول موج ۶۶۰ نانومترقرار داده شدو عدد قرائت شده با استفاده از نرم افزار Excel محاسبه و درصد فسفر موجوددر نمونه گیاهی بدست آمد.

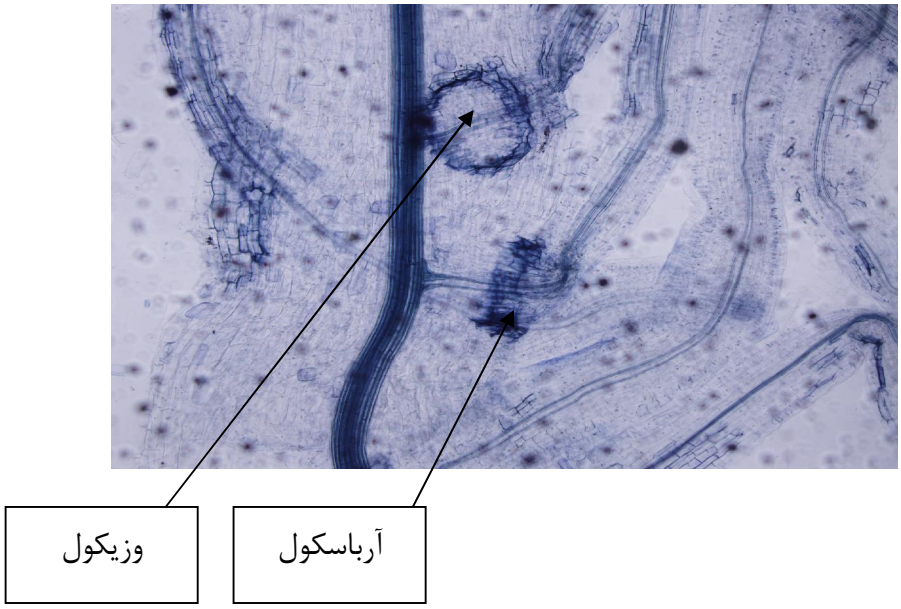
بمنظور اندازه گیری فسفر، پنج گرم خاک داخل یک ارلن ریخته و سپس ۱۰۰ میلی لیتر بی کربنات کلسیم نیم مولار به آن اضافه خواهد شد. سوسپانسیون ایجاد شده به مدت نیم ساعت شیک و پس از آن، با استفاده از کاغذ صافی صاف خواهد شد تا عصاره‌ای زلال حاصل گردد. ۱۵سی سی از عصاره در یک بالن ۲۵ سی سی پیپت و به آرامی پنج سی سی محلول آمونیوم مولیبدات به آن اضافه خواهد شد. بالن به تدریج تکان داده خواهد شد تا دی اکسید کربن خارج شود. یک سی سی کلرید قلع به آن اضافه و حجم بالن با آب مقطر به ۲۵ سی سی رسانیده خواهد شد. در نهایت، شدت عبور نور (T) پس از کالیبراسیون استانداردهای صفر، ۰/۱، ۰/۳، ۰/۷ و ۰/۹ پی پی ام در طول موج ۶۶۰ نانومتر قرائت خواهد شد.

جهت تعیین محتوی کربن آلی خاک از روش اکسایش با دی کرومات استفاده خواهد شد. مطابق با این روش، میزان کربن آلی به وسیله $K_2Cr_2O_7$ و اسید سولفوریک رقیق تعیین خواهد شد. مقدار اضافی بی کرومات پتاسیم که در اکسیداسیون مصرف نشده با محلول فرّوآمونیوم سولفات استاندارد در مقابل شناساگر دی فنیل آمین با استفاده از اسید فسفریک و سولفات نقره تیتراسیون خواهد شد. در پایان آزمایش، رنگ محلول از ارغوانی به آبی تا سبز روشن تغییر خواهد کرد و میزان کربن آلی بر اساس حجم محلول مورد استفاده برای تیتراسیون تعیین خواهد شد.

۳-۱۳- رنگ آمیزی ریشه

ریشه‌های نمونه برداری شده با آب بخوبی شسته شدند، بطوریکه تمامی خاک و باقیمانده گیاهی از ریشه‌ها حذف گردیدند. بعد از نمونه برداری از ریشه‌های شسته شده، ریشه‌ها به داخل ظروف شیشه ای شفاف به حجم ۵۰ میلی لیتر منتقل شدند. سپس محلول KOH ۱۰٪ به ریشه‌ها اضافه شده و در درجه حرارت اتاق بمدت ۳-۵ روز نگهداری شدند (مدت زمان نگهداری در محلول KOH به قطر ریشه‌ها بستگی داشت). جهت خنثی کردن محیط قلیائی ریشه‌های رنگبری شده حاصل از روش قبل، ریشه‌ها با آب مقطر شسته شده و بمدت ۱-۲ دقیقه در محلول ۱HCL مولار قرار داده شدند.

جهت رنگ آمیزی ریشه‌ها از روش تغییر یافته فیلیپس و هیمن (۱۹۷۰), (حذف فنل از محلول رنگ) استفاده گردید. در این روش ریشه‌های رنگبری شده بمدت ۱۲-۶ ساعت در محلول رنگ آمیزی Trypan blue 0.01% در درجه حرارت اتاق نگهداری شدند. ریشه‌ها پس از خارج کردن از محلول رنگ و شستشو با آب مقطر آماده تعیین میزان کلونیزاسیون بودند. برای نگهداری ریشه‌ها تا زمان اندازه‌گیری میزان کلونیزاسیون از محلول اسید لاکتیک، گلیسرول و آب استفاده گردید.



شکل۳-۲. برش طولی رنگ آمیزی شده ریشه گیاه نعنا فلفلی (وزیکول و آرباسکول در تصویر قابل مشاهده است)

۳-۱۴- تعیین درصد کلونیزاسیون ریشه

برای تعیین میزان کلونیزاسیون قارچ میکوریزا با ریشه گیاهان مورد بررسی از روش جیوانتی و موسه (۱۹۸۰) استفاده گردید. براساس این روش ریشه‌های رنگ آمیزی شده به قطعات یک سانتیمتری تقسیم شده و در سطح یک پتری دیش مشبک پخش گردیدند. سپس با استفاده از میکروسکوپ با بزرگنمائی ۴۰ تعداد برخورد هر یک از اندام قارچی (شامل ریسه، آرباسکول، کویل و وزیکول) با خطوط شبکه پتری دیش شمارش و بر حسب درصد محاسبه گردید.

۳-۱۵- تجزیه آماری

تجزیه آماری اطلاعات جمع‌آوری شده با استفاده از نرم افزار SAS.9.1, MSTAT-C و مقایسه میانگین‌ها با روش آزمون حداقل تفاوت معنی دار (LSD) در سطح اطمینان پنج درصد انجام شد. نمودارها با نرم افزار Excel ترسیم شدند.

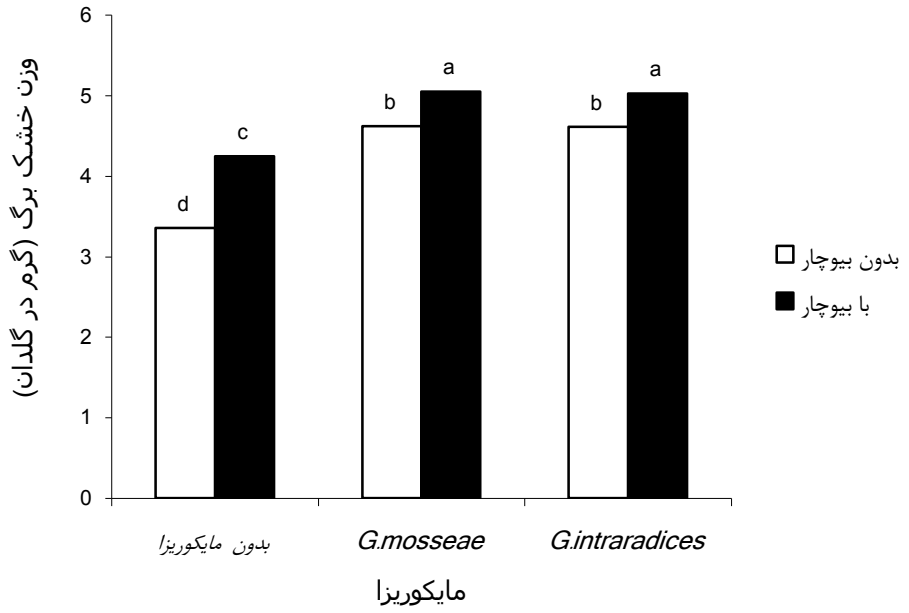
فصل چهارم

نتایج و بحث

۴-۱-وزن خشک برگ

براساس نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱ پیوست) مشاهده شد که اثرات ساده و اثر متقابل مایکوریزا × بیوچار بر وزن خشک برگ گیاه نعنا فلفلی معنی‌دار بود. با افزایش سطح کادمیوم خاک، وزن خشک برگ به طور معنی داری کاهش یافت (جدول ۲ پیوست).

نتایج اثر متقابل گونه‌های مایکوریزا × بیوچار در شکل (۴-۱) نشان داد که کاربرد بیوچار در هر یک از سطوح تلقیح مایکوریزا منجر به افزایش وزن خشک برگ گردید. به‌طوریکه در شرایط تلقیح با گونه G.mosseae کاربرد بیوچار در مقایسه با عدم کاربرد آن منجر به افزایش ۱۰ درصدی وزن خشک برگ گردید.



شکل۴-۱. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر وزن خشک برگ گیاه نعنا فلفلی

نتایج به دست آمده در آزمایش مشابه نتایج کائو و همکاران (۲۰۰۴) بود. این محققان اظهار داشتند که وزن خشک برگ‌ها در گیاه *Arabidopsis halleri* که با غلظت ۲/۵ میلی گرم در لیتر کادمیوم تیمار شده بود، به میزان ۲۶ درصد (در مقایسه با شاهد) کاهش یافت. در گیاه *Salsola kali* که به

عنوان گیاه مقاوم به کادمیوم باعث کاهش ۳۱ درصدی در وزن خشک بخش هوایی شده است (روزا و همکاران، ۲۰۰۴). کاهش رشد شاخساره گیاهان در نتیجه سمیت کادمیوم می‌تواند به دلیل از دست رفتن قابلیت ارتجاعی سلولی و کاهش طویل شدن سلول‌ها باشد. در آزمایش حاضر، به نظر می‌رسد که کاهش وزن تر و خشک اندام هوایی در نعنا فلفلی با افزایش غلظت‌های کادمیوم به دلیل اثرات سمی این عناصر بر رشد سلول‌های گیاه، کاهش فتوسنتز و تنفس (مویا و همکاران، ۱۹۹۳)، کاهش متابولیسم کربوهیدرات‌ها و نیز ایجاد اختلال در جذب آب باشد (وایرزبیکا، ۱۹۹۵).

چن و همکاران (۲۰۰۳) گزارش کردند که بر اثر افزایش غلظت کادمیوم (۵ ، ۱۰، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ میکرومول بر لیتر)، رشد ریشه و در نتیجه جذب عناصر و آب شبدر قرمز *(Trifolium pretense* L.*)* کاهش یافت، لذا رشد بخش هوایی کاهش نشان داد.

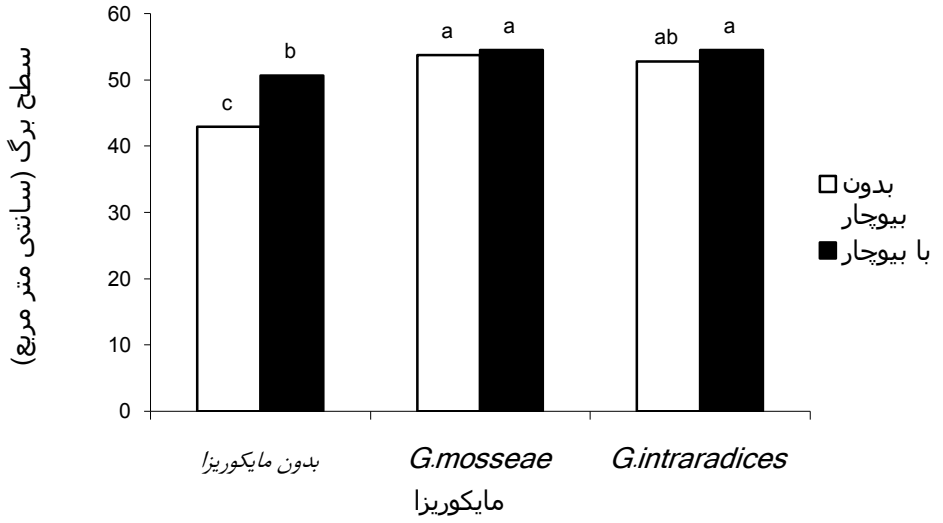
سوبرامانیان و کارست (۱۹۹۸) گزارش کردند که زیست توده هوایی گیاه ذرت تلقیح شده با مایکوریزا *(Glomus intraradices)* افزایش یافت. آنها دلیل این موضوع را بهبود وضعیت عناصر غذایی و در نهایت رشد گیاه دانستند. نواک و همکاران (۲۰۰۹) گزارش نمود که با افزایش غلظت کادمیوم وزن خشک اندام هوایی در گیاهان غیر مایکوریزایی کاهش یافت اما در گیاهان مایکوریزایی اختلاف معنی-دار مشاهده نشد. در پی کاربرد بیوچار (به تنهایی) در خاک، اثرات مثبت آن را بر خاک و بر رشد گیاه گزارش کردند. چنین به نظر می‌رسد که کاربرد بیوچار در گیاهان تلقیح شده با مایکوریزا گونه‌های گلوموس موسه و اینترا باعث افزایش وزن خشک برگ می‌گردد که این احتمالاً اثر به نقش مثبت بیوچار و مایکوریزا مثل بهبود فرایند تثبیت نیتروژن در گیاه و افزایش عناصر غذایی کم مصرف و پر مصرف به خصوص فسفر و پتاسیم که از عوامل افزایش دهنده‌ی رشد گیاه بوده است بر می‌گردد.

۴-۲- سطح برگ

براساس نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱ پیوست) مشاهده شد که اثرات ساده و اثر متقابل مایکوریزا × بیوچار بر سطح برگ گیاه نعنا فلفلی معنی‌دار بود. با افزایش سطح کادمیوم خاک، سطح برگ نیز به

طور معنی داری کاهش یافت. به طوریکه بیشترین مقدار سطح برگ را در سطح صفر میلی گرم در کیلوگرم کادمیوم (۵۴/۴۷ سانتی متر مربع) مشاهده شد (جدول ۲ پیوست).

برهمکنش قارچ‌های مایکوریزا × بیوچار (شکل ۴-۲) توانسته حداکثر سطح برگ را حاصل نماید و در مورد اثرات متقابل کاربرد مایکوریزا و بیوچار بر سطح برگ اختلاف معنی داری بین دو گونه مایکوریزا مشاهده نشد و در تیمار شاهد (بدون مایکوریزا) کاربرد بیوچار باعث افزایش ۱۸ درصدی سطح برگ شد. گزارش شده است که بیوچار باعث بهبود نگهداری آب و سطح برگ گیاه می شود (لیرد و همکاران، ۲۰۱۰).



شکل۴-۲. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر سطح برگ گیاه نعنا فلفلی

نتایج به دست آمده در آزمایش مشابه نتایج بارسلو و همکاران (۱۹۸۸ الف) بود، که نشان دادند بین اثر کادمیوم و سطح برگ رابطه منفی وجود داشت. آنها گزارش نمودند که کاهش پتانسیل آماس سلولی و خاصیت کشسانی دیواره سلولی منجر به تشکیل سلول‌های کوچکتر و فضاهای بین سلولی کمتر در گیاهان تیمار شده با کادمیوم شد. پتانسیل آماس کمتر بعلت بهم خوردن بالانس آب در گیاه رخ می‌دهد. اثرات کادمیوم بخوبی بر کاهش جذب و انتقال آب و کاهش تعرق شناخته شده است

(واسیلو و همکاران، ۱۹۹۷). کاهش جذب آب در گیاهان تیمار شده توسط کادمیوم بخوبی از طریق کاهش رشد ریشه‌ها قابل توجیه است.

تاکور و همکاران (۱۹۹۷) در تحقیق خود بر روی لوبیای تلقیح شده با باکتری ریزوبیوم و قارچ مایکوریزا (جنس گلوموس) مشاهده کردند که سطح برگ ۹ درصد، محتوای کلروفیل ۱۱ درصد، فعالیت فتوسنتزی ۲۱ درصد، بیشتر از گیاهان تلقیح نشده بود. گزارش‌هایی وجود دارد مبنی بر اینکه قارچ‌های همزیست مایکوریزا سطح برگ را مستقیماً افزایش نمی دهند بلکه بر دوام سطح برگ و وزن مخصوص برگ تاثیر می‌گذارند. با وجود این آنها گزارش کردند که مایکوریزا در گیاه لوبیا باعث ۹/۱ درصد افزایش در سطح برگ شد.

از آنجایی که میزان تولید ماده خشک توسط گیاه، به طور مستقیم در برگ‌ها انجام می شود، لذا هر عاملی از قبیل نیتروژن که سطح برگ را افزایش دهد، سبب بالا رفتن میزان تولید ماده خشک خواهد شد (هی و واکر، ۱۹۸۹). براساس نتایج حاضر چنین به نظر میرسد کاربرد مایکوریزا و بیوچار به دلیل نقش مثبت مایکوریزا در جذب آب و عناصر غذایی توسط گیاه و همچنین فراهمی عناصر غذایی خاک به وسیله بیوچار باعث افزایش سطح برگ شد.

۴-۳- وزن خشک ریشه

براساس نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱ پیوست) وزن خشک ریشه به طور معنی‌دار تحت تاثیر اثرات اصلی مایکوریزا، بیوچار و کادمیوم قرار گرفت. با این وجود به جز اثرات مایکوریزا × بیوچار سایر اثرات متقابل بر میزان وزن خشک ریشه معنی دار نبود. براساس نتایج (جدول ۲ پیوست) بیشترین میزان وزن خشک ریشه در تیمار شاهد (عدم مصرف کادمیوم) مشاهده شد. به طوریکه با افزایش سطوح کادمیوم میزان وزن خشک ریشه به طور معنی داری رو به کاهش گذاشت.

اثرات متقابل مایکوریزا × بیوچار بر وزن خشک ریشه (شکل ۴-۳) نشان داد که بیشترین میزان وزن خشک ریشه مربوط به کاربرد بیوچار در گیاه تلقیح شده با گونه گلوموس موسه می باشد که میزان افزایش در این تیمار نسبت به تیمار شاهد (عدم کاربرد بیوچار) ۳۵ درصد بود. به طور کلی کاربرد بیوچار در گیاهان تلقیح شده باعث افزایش وزن خشک ریشه نسبت به عدم کاربرد بیوچار شد. به نظر می‌رسد کاربرد بیوچار در گیاهان تلقیح شده باعث افزایش وزن خشک ریشه می‌گردد.

شکل۴-۳. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر وزن خشک ریشه گیاه نعنا فلفلی

حیدری و سارانی (۲۰۱۱) نشان دادند که با افزایش غلظت کادمیم وزن ریشه و اندام هوایی در خردل وحشی *(Sinapis arvensis* L.*)* کاهش یافت و این کاهش در ریشه بیشتر از اندام هوایی بود. پونز و همکاران (۱۹۹۳) گزارش کردند که هنگامی که ریشه چه گیاه (*Nerium oleander* L.) در معرض غلظت‌های بالای عناصر سنگین قرار می‌گیرد رشد آن بدلیل کاهش سنتز اجزا دیواره سلولی، تغییرات در میزان تجمع پلی ساکارید ها و اختلال در ساختار جسم گلژی کاهش می‌یابد. کلمنز (۲۰۰۶) گزارش کرد که به نظر می‌رسد که چون ریشه‌ها اولین اندام‌هایی هستند که در معرض یون‌های عناصر سنگین قرار می‌گیرند، ممانعت از رشد به دلیل تداخل در تقسیم سلولی، طویل شدن و نیز گسترش حجم سلول بیشتر از اندام هوایی تحت تاثیر قرار می‌گیرد.

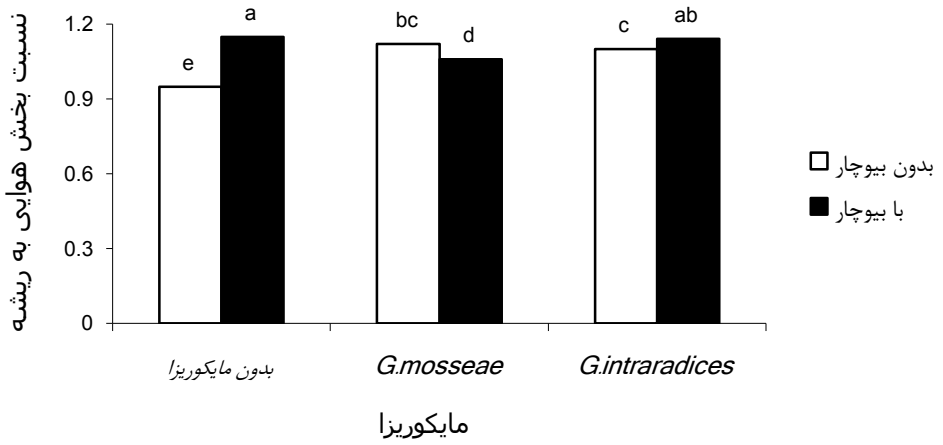
کبیر و همکاران (۲۰۰۸) نشان دادند که وقتی ریشه در معرض سمیت عناصر سنگین قرار گرفت فراوانی تقسیم سلولی در ناحیه مریستمی انتهای ریشه کاهش یافت. ارنست و همکاران (۱۹۹۲) سازوکار تحمل به کادمیوم در گیاهانی که دارای رشد مناسب بوده ولی مقدار تجمع کادمیوم در آنها زیاد است را به کمپلکس شدن کادمیوم با اسیدهای آلی و ترکیبات غیر آلی و در نتیجه جلوگیری از ورود آن به قسمت‌های حساس سوخت و ساز سلولی نسبت داده‌اند.

در زمان جداسازی ریشه از خاک مشاهده شد که بخش هایی از ریشه کاملاً به ذرات بیوچار متصل بودند. به نظر می‌رسد سطوح تبادلی بیوچار که حاوی عناصر غذایی مختلف است یکی از عواملی بوده که توانسته ریشه گیاه را به سمت خود جذب کند. حتی این احتمال وجود دارد که ریشه‌های مویین گیاه به داخل ذرات بیوچار نفوذ کرده باشند. جوزف و همکاران (۲۰۱۰) بیان کردند که وقتی ریشه‌ی گیاه در مجاورت ذرات بیوچار قرار می‌گیرد ریشه‌های مویین به سطوح بیوچار متصل می‌شوند و حتی برخی از آن‌ها به داخل منافذ بیوچار نفوذ می‌کنند. به طور کلی می‌توان گفت اثرات مثبت بیوچار بر رشد گیاه و به خصوص نقش بیوچار در بهبود شرایط فیزیکی خاک می‌تواند نقش قابل توجهی در افزایش رشد و توسعه ریشه داشته باشد. چان و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند که در خاک‌هایی که به علت تراکم و خشکی محدودیت رشد ریشه در آن‌ها وجود دارد، کاربرد بیوچار می‌تواند سبب افزایش توسعه ریشه در خاک شود.

۴-۴- نسبت بخش هوایی به ریشه

براساس نتایج تجزیه واریانس(جدول ۱ پیوست) مایکوریزا و بیوچار اثر معنی داری بر نسبت بخش هوایی به ریشه داشت و کادمیوم اثر معنی داری بر شاخص فوق نداشت. در بین اثرات متقابل، تنها اثر متقابل مایکوریزا × کادمیوم اثر معنی داری بر نسبت بخش هوایی به ریشه نداشت و الباقی اثرات متقابل دو جانبه و اثر سه جانبه معنی دار بودند.

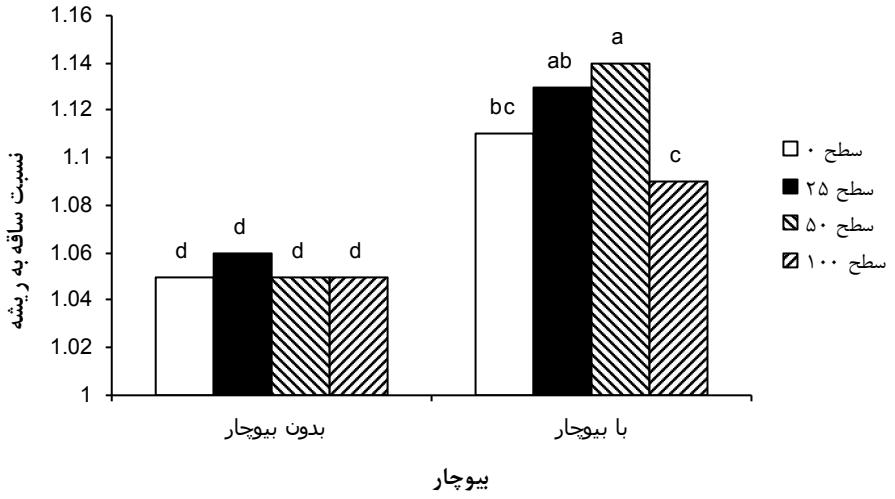
اثرات متقابل مایکوریزا × بیوچار (شکل۴-۴) نشان داد که بیشترین نسبت بخش هوایی به ریشه در تیمار بدون مایکوریزا و استفاده از بیوچار مشاهده شد که با تیمار تلقیح شده با گونه G.intraradices و استفاده از بیوچار اختلاف معنی دار نداشت. و استفاده از بیوچار در تیمار بدون مایکوریزا باعث افزایش ۲۱ درصدی نسبت به عدم کاربرد بیوچار شد. نتایج نشان می‌دهد که عموماً کاهش طول ریشه و ساقه در گیاهان مایکوریزایی کمتر از گیاهان شاهد است. بنابراین می‌توان رشد بهتر گیاهان مایکوریزایی را مربوط به بهبود وضعیت تغذیه‌ای گیاه و دسترسی آن به عناصر غذایی دانست، چون فسفر باعث رشد بیشتر گیاه میزبان می‌شود. از طرفی در گیاهان آغشته به مایکوریزایی، هیف‌های قارچی قادرند با نگهداری فلز در خود و عدم انتقال آن به داخل سیستم گیاه باعث کاهش سمیت فلز سنگین شود (هورست، ۲۰۰۴).



شکل۴-۴. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر نسبت بخش هوایی به ریشه گیاه نعنا فلفلی

اثرات متقابل کادمیوم × بیوچار (شکل۴-۵) نشان داد که بیشترین میزان نسبت بخش هوایی به ریشه در سطح ۵۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم به همراه کاربرد بیوچار حاصل شد که با سطح ۲۵ کادمیوم به همراه بیوچار اختلاف معنی دار نداشت و در تیمارهای بدون بیوچار در سطوح مختلف کادمیوم کمترین نسبت‌های بخش هوایی به ریشه حاصل شد چنین به نظر می‌رسد که بین بیوچار و کادمیوم، بیوچار اثر بیشتری بر نسبت بخش هوایی به ریشه دارد به طوریکه در تیمارهای فاقد بیوچار

اختلاف معنی داری بین سطوح مختلف کادمیوم مشاهده نشد و این سطوح کمترین میزان‌ها را دارا بودند.



شکل۴-۵. اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر نسبت بخش‌های هوایی به ریشه گیاه نعنا فلفلی

بررسی اثر متقابل سه گانه (مایکوریزا در بیوچار در کادمیوم) نشان داد که تیمار عدم استفاده از مایکوریزا در کاربرد بیوچار و غلظت ۵۰ کادمیوم بیشترین نسبت ساقه به ریشه نعنا فلفلی (۱/۱۹) و اثر عدم استفاده از مایکوریزا و بیوچار در سطح های کادمیوم (صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم) کمترین نسبت را به خود اختصاص دادند (جدول ۳ پیوست).

اوزدنز (۲۰۱۱) گزارش کرد که هم وزن تر و هم وزن خشک ساقه و ریشه گیاه گل ماهور (*Verbascum wiedemannianum* L.) با افزایش میزان کادمیوم کاهش یافت.

براساس نتایج حاضر می‌توان بیان کرد که کاربرد بیوچار و مایکوریزا باعث افزایش معنی دار نسبت بخش هوایی به ریشه گیاه نعنا فلفلی در شرایط تنش کادمیوم شدند، که همان طور که دیگر محققین دریافتند به دلیل بهبود وضعیت تغذیه‌ای گیاه با افزایش فسفر باعث رشد بیشتر گیاه می‌شوند.

۴-۵- عملکرد بیولوژیک

همانطوریکه در جدول تجزیه واریانس (جدول ۱ پیوست) مشاهده می‌شود عملکرد بیولوژیک (وزن خشک بخش هوایی) به طور معنی داری تحت تاثیر اثرات اصلی مایکوریزا، بیوچار و کادمیوم قرار گرفت و اثرات متقابل تیمارها بر عملکرد بیولوژیک معنی دار نبود. نتایج نشان داد که تلقیح گیاه نعنا فلفلی با هر دو گونه مایکوریزا باعث افزایش معنی دار عملکرد بیولولوژیک شد و با وجود اختلاف غیر معنی دار عملکرد بیولوژیک در گیاه تلقیح شده با گلوموس موسه از نظر عددی بیشتر از گیاه تلقیح شده با گونه اینترا بود و تیمار فاقد مایکوریزا کمترین عملکرد بیولوژیک را داشت (جدول ۲ پیوست).

همچنین اعمال بیوچار به طور معنی دار منجر به افزایش عملکرد بیولوژیک گیاه نعنا فلفلی شده است به طوریکه کاربرد بیوچار باعث افزایش ۱۱ درصدی عملکرد بیولوژیک نسبت به تیمار فاقد بیوچار شد (جدول ۲ پیوست). همچنین با افزایش سطوح کادمیوم میزان عملکرد بیولوژیک به طور معنی داری رو به کاهش گذاشت. به طوریکه تیمار فاقد کادمیوم باعث افزایش ۳۹ درصد عملکرد بیولوژیک نسبت به سطح ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم شد (جدول ۲ پیوست).

مطابق با نتایج آزمایش حاضر، آزکون و همکاران (۲۰۰۳) نیز گزارش کردند که تلقیح گیاهچه‌های کاهو با مایکوریزا باعث افزایش عملکرد شد. آنها دلیل این امر را افزایش راندمان مصرف آب و بهبود وضعیت عناصر غذایی گیاه ذکر کردند. نتایج آزمایش گوپتا و همکاران (۲۰۰۲) نیز نشان داد که همزیستی قارچ مایکوریزا *(G.fasiculatum)* با ریشه گیاه نعنا، از طریق افزایش جذب آب و عناصر غذایی موجب افزایش فتوسنتز شده و این امر موجب تولید فراورده بیشتر و بهبود عملکرد زیست توده گردید.

نواک و همکاران (۲۰۰۹) در پی کاربرد بیوچار (به تنهایی) در خاک، اثرات مثبت آن را بر خاک و بر رشد گیاه گزارش کردند. واکاری و همکاران (۲۰۱۱)، نیز در یک اقلیم مدیترانه ای با کاربرد بیوچار به میزان ۶۰ تن بر هکتار، ۳۰ درصد افزایش عملکرد گندم را گزارش کردند. بر طبق نتایج آزمایش

حاضر و دیگر محققین به نظر می‌رسد افزایش زیست توده به دلیل افزایش فسفر قابل دسترس برای گیاه بود (ویت فیلد و همکاران، ۲۰۰۴)، که گواه بر تاثیر مثبت مایکوریزا بر افزایش عمکرد گیاه می باشد.

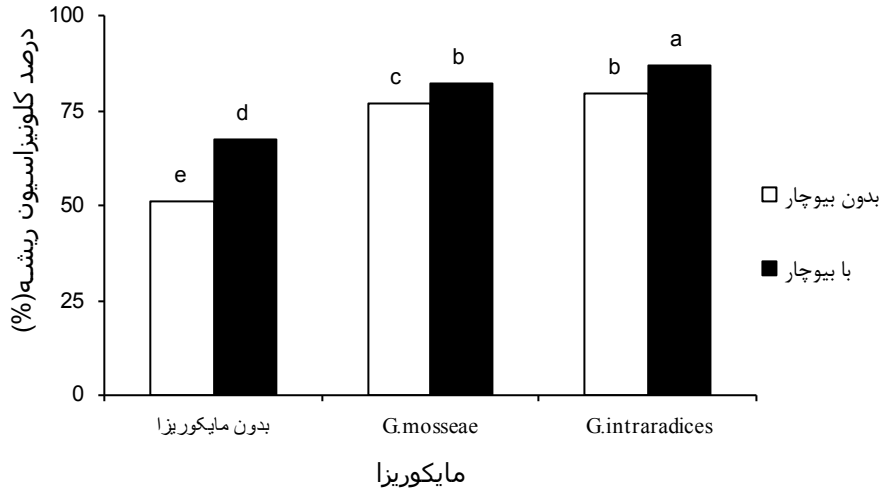
۴-۶- درصد کلونیزاسیون ریشه

براساس نتایج تجزیه واریانس به جز اثر متقابل مایکوریزا × کادمیوم و بیوچار × کادمیوم و اثر سه جانبه، سایر اثرات ساده و متقابل از نظر شاخص درصد همزیستی مایکوریزا معنی دار بود (جدول۱ پیوست). افزایش سطوح کاربرد کادمیوم تاثیر منفی بر درصد کلونیزاسیون ریشه در گیاه نعنا فلفلی داشت به طوریکه با افزایش درصد کاربرد کادمیوم تا سطح ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم، درصد همزیستی مایکوریزایی در ریشه به طور معنی دار تا ۳۰ درصد کاهش یافت (جدول ۲ پیوست).

براساس گزارش اووتوی و همکاران (۲۰۰۹)، در شرایط تلقیح گیاهان آفتابگردان (*Heliantus annus* L.) با مایکوریزا و تحت رژیم محلول‌های سولفات کادمیوم و سرب، درصد کلونیزاسیون گیاهان مایکوریزایی نسبت به گیاهان غیرمایکوریزایی بیشتر بود. همچنین گیاهانی که با گونه *G. intraradices* تلقیح شدند درصد کلونیزاسیون بیشتری نسبت به آنهایی که با گونه *G.mosseae* تلقیح شدند، داشتند. با افزایش غلظت کادمیوم و سرب درصد کلونیزاسیون در هر دو گونه کاهش معنی‌دار نشان داد. آنها گزارش کردند که قارچ‌های مایکوریزا جذب کادمیوم و سرب توسط آفتابگردان را تحت‌تاثیر قرار داد. نتایج این تحقیق نشان‌دهنده این موضوع بود که مایکوریزا بعنوان سدی برای ورود کادمیوم و سرب به گیاه عمل نمود. لی و کریستی (۲۰۰۱) با نقش مایکوریزا در تعدیل‌کردن تنش عناصر غذایی و کمک به حفاظت آفتابگردان در برابر اثرات مضر این فلزات سنگین موافق بودند. خان (۲۰۰۵) گزارش کرد که پروتئین‌های دیواره سلولی قارچ‌های مایکوریزا برای جذب فلزات سنگین سمی و ترسیب آنها نقش دارند و لذا در افزایش توان مقاومتی گیاه آفتابگردان در برابر سمیت فلزات سنگین موثر می‌باشند.

گیلدون و تینکر (۱۹۸۳) و کول و همکاران (۲۰۰۱) مطابق با نتایج آزمایش حاضر نیز گزارش کردند که درصد کلونیزاسیون مایکوریزا با افزایش غلظت عناصر سنگین کاهش یافت. پائولوسکا و همکاران (۱۹۹۶) اثر منفی عناصر سنگین را بر تنوع میکروبی فعالیت قارچ‌های خاک نشان دادند. در آزمایش حاضر هم با افزایش غلظت کادمیوم درصد کلونیزاسیون مایکوریزی ریشه نعنا فلفلی کاهش یافت.

براساس نتایج شکل (۴-۶)، در هر سه سطح تلقیح مایکوریزا، کاربرد بیوچار منجر به افزایش درصد کلونیزاسیون مایکوریزایی شد. در بین تیمارهای آزمایش نیز بیشترین درصد همزیستی مایکوریزایی ریشه در نتیجه تلقیح قارچ گلوموس اینترا × کاربرد بیوچار مشاهده شد به طوریکه تیمار ذکر شده در مقایسه با تیمار شاهد منجر به افزایش معنی دار درصد کلونیزاسیون ریشه تا ۳۶ درصد شد.



شکل ۴-۶. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر درصد همزیستی قارچ مایکوریزا گیاه نعنا فلفلی

پاولوسکا و چاروات (۲۰۰۴) در آزمایشی اثر عنصر روی، سرب و کادمیم بر درصد کلونیزاسیون و گسترش هیف‌های دو گونه مایکوریزا (*Glomus etunicatum* و *Glomus intraradices*) را بررسی نموده و گزارش کردند که گونه *G. intraradices* به عناصر سنگین مقاومت بیشتری داشت. آنالیز آماری داده‌های مربوط به تعیین درصد همزیستی در ریشه گیاهان همزیست با گونه قارچی مورد

مطالعه ما نشان داد که در ریشه گیاهان همزیست با گونه قارچی، همراه با افزایش غلظت کادمیوم در محلول آزمایش، درصد همزیستی کاهش می‌یابد.

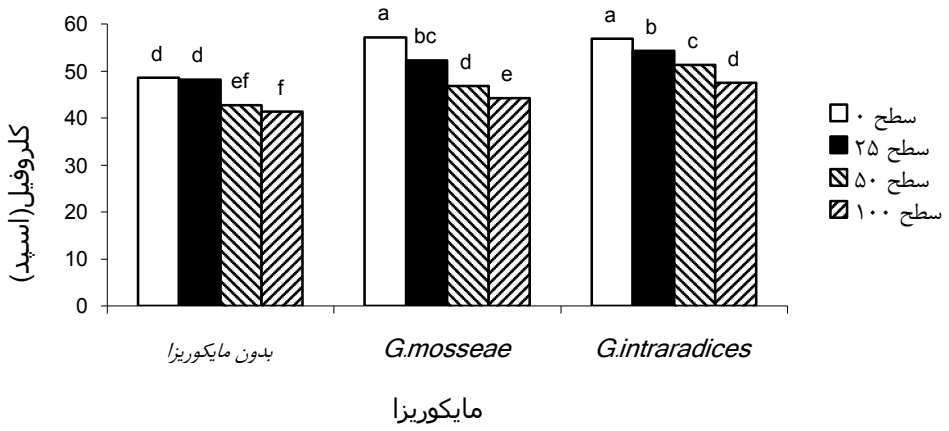
به نظر می‌رسد گونه *G.intraradices* به عناصر سنگین مقاومت بیشتری دارد و درصد کلونیزاسیون مایکوریزا با افزایش غلظت عناصر سنگین کاهش می‌یابد و همچنین نتایج آزمایش نشان دهنده نقش موثر کاربرد بیوچار در افزایش درصد کلونیزاسیون ریشه نعنا فلفلی بود. از این رو به نظر می‌رسد تامین میزان مناسبی از ماده آلی خاک در رشد و استقرار قارچ‌های مایکوریزا آربسکولار نقش ویژه‌ای داشته باشد. همچنین براساس نتایج آزمایش به نظر می‌رسد افزایش میزان عنصر کادمیوم از عوامل اصلی کاهش دهنده درصد کلونیزاسیون ریشه نعنا فلفلی باشد.

۴-۷- کلروفیل برگ

براساس نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱ پیوست) میزان کلروفیل برگ به طور معنی داری تحت تاثیر اثرات اصلی مایکوریزا، بیوچار و کادمیوم قرار گرفت. با این وجود به جز اثرات متقابل مایکوریزا × کادمیوم، سایر اثرات متقابل بر میزان کلروفیل کل برگ معنی دار نبود. کاربرد بیوچار به طور معنی‌دار در مقایسه با عدم اعمال بیوچار منجر به افزایش میزان کلروفیل برگ به میزان ۴ درصد شد (جدول۲ پیوست).

برهمکنش قارچ های مایکوریزا × چهار سطح مختلف کادمیوم (صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ میلی گرم کادمیوم بر کیلوگرم) بر کلروفیل برگ گیاه نعنا فلفلی (شکل۴-۷) نشان داد که با افزایش میزان کادمیوم در هر یک از سطوح کاربرد مایکوریزا میزان کلروفیل برگ به طور معنی داری کاهش یافت به طوریکه کاربرد ۱۰۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم باعث کاهش ۱۰ و ۲ درصدی میزان کلروفیل نسبت به شاهد به ترتیب در گونه‌های گلوموس موسه و اینترا شد. با این وجود، بیشترین مقدار کلروفیل کل برگ در سطح صفر کادمیوم در تلقیح با دو گونه گلوموس موسه و اینترا دیده شد که در

کل می‌توان بیان کرد که میزان کلروفیل کل برگ با تلقیح مایکوریزا بیشتر از عدم تلقیح در سطوح مختلف کادمیوم بود که نشان دهنده نقش مثبت مایکوریزا در شرایط آلودگی خاک می‌باشد.



شکل۴-۷. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر کلروفیل برگ گیاه نعنا فلفلی

میزان کلروفیل در گیاه گندم *Triticum aestivum cv. Vergina* که تحت تنش خاک آلوده به مس قرار داشت کاهش یافت (لاناراس و همکاران، ۱۹۹۳). قرارگیری گیاه لوبیا *Phaseolus vulgaris* L. در معرض غلظت‌های فلزات سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه نشان داد که مقدار کلروفیل کل کاهش می‌یابد (زمگین و مانزوراگلو، ۲۰۰۵). مقدار کلروفیل با افزایش غلظت کادمیوم کاهش می‌یابد (هیگدوس و همکاران، ۲۰۰۱).

کادمیوم همچنین می‌تواند با کمپلکس پروتئین ـ رنگدانه که در تکمیل ساخت کلروفیل نقش دارد تداخل ایجاد نماید (هورواث و همکاران، ۱۹۹۶). جایگزینی منیزیم در ساختار کلروفیل با کادمیوم دلیل دیگری برای مکانیسم اثر کادمیوم بر تخریب کلروفیل است (کوپر و همکاران، ۱۹۹۸). براساس نتایج آزمایش حاضر و دیگر محققین به نظر می‌رسد کادمیوم با ایجاد اختلال در ساختار کلروفیل باعث تخریب و کاهش معنی دار آن شده است.

برخی محققین چنین نتیجه گرفته‌اند که مایکوریزا به طور مستقیم در افزایش فتوسنتز گیاه میزبان نقش ندارد، بلکه از طریق بهبود روابط آبی در سیستم متشکل از آب-خاک-گیاه و نیز تولید هورمون و

تغییر روابط هورمونی، سطح فتوسنتز گیاه میزبان را نسبت به گیاهان شاهد بالاتر نگه می دارد. عده ای از محققین معتقدند که مایکوریزا باعث افزایش سرعت فتوسنتز در واحد سطح برگ گیاه میزبان می‌شود و دلیل این امر را افزایش غلظت نیتروژن برگ و به تبع آن افزایش مقدار کلروفیل سیستم فتوسنتزی، افزایش راندمان مصرف فسفر فتوسنتزی، افزایش فعالیت آنزیم‌هایی چون نیترات ریداکتاز، نیتروژناز و گلوتامین سینتتاز در گیاه میزبان می‌دانند.

براساس نتایج حاصل به نظر می‌رسد کاربرد قارچ‌های مایکوریزا و بیوچار تحت تنش کادمیوم باعث افزایش معنی دار میزان کلروفیل برگ گیاه شد که بیوچار می‌تواند موجب ایجاد تغییراتی در فرایند تبادل سیگنال بین ریشه گیاه و قارچ مایکوریزا شود و از این طریق بر فرایند مایکوریزایی شدن اثر مثبت دارد.

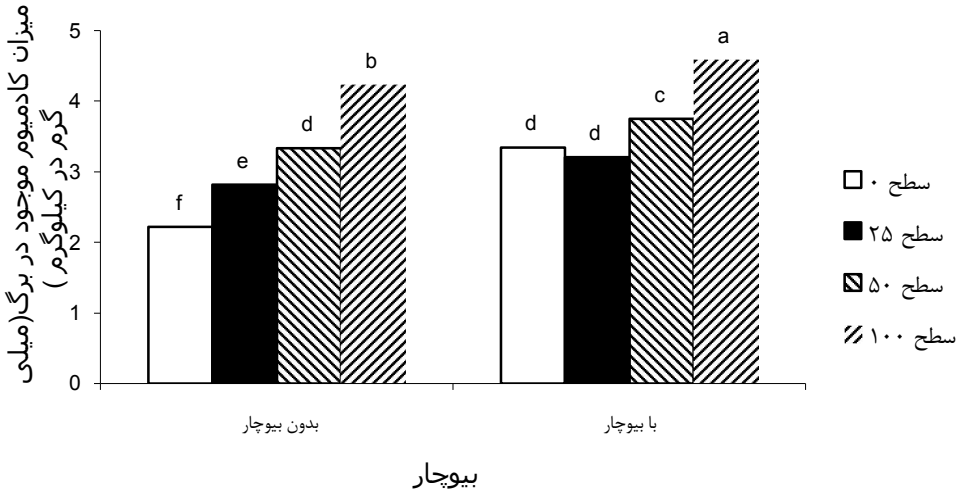
۴-۸- میزان کادمیوم موجود در برگ

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که تمامی تیمارهای آزمایش به جز اثرات متقابل مایکوریزا × کادمیوم و اثر سه جانبه اثر معنی داری در جذب کادمیوم برگ داشتند.

اثرات متقابل مایکوریزا × بیوچار (شکل۴-۸) بر جذب کادمیوم برگ نشان داد که تیمار تلقیح شده با گونه اینترا همراه با کاربرد بیوچار بیشترین جذب کادمیوم برگ را به همراه داشت که نسبت به تیمار فاقد مایکوریزا و بیوچار ۲۵ درصد بیشتر بود. چنین به نظر می‌رسد که تلقیح مایکوریزای به خصوص با گونه اینترا همراه با کاربرد بیوچار در افزایش خاصیت گیاه پالایی نعنا فلفلی نقش موثری ایفا می-کند، می‌تواند راهی موثر برای تحقق هدف استفاده از نعنا فلفلی به منظور پالایش محیط از عناصر سنگین باشد. در کل، کاربرد بیوچار در هر سه سطح مایکوریزا باعث افزایش جذب کادمیوم برگ شده بود که حاکی از نقش مثبت بیوچار در انتقال کادمیوم به گیاه است.

شکل۴-۸. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر میزان کادمیوم موجود در برگ گیاه نعنا فلفلی

نتایج حاصل از اثرات متقابل کادمیوم × بیوچار (شکل۴-۹) نشان داد که استفاده از بیوچار در سطح ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم بیشترین سطح جذب کادمیوم برگ را به همراه داشت که ۱۰۶/۳۰ درصد از سطح صفر بدون بیوچار بیشتر بود. در مجموع بیوچار در تمامی سطوح کادمیوم باعث افزایش معنی دار تجمع کادمیوم در برگ گیاه نعنا فلفلی شده بود. چنین به نظر می‌رسد که بیوچار در افزایش خاصیت گیاه پالایی نعنا فلفلی نقش موثری ایفا می‌کند .



شکل۴-۹. اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر میزان کادمیم موجود در برگ گیاه نعنا فلفلی

چن و همکاران (۲۰۰۴) در مطالعه خود با اضافه کردن دو سطح مختلف کادمیوم ۲۵ و ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم به بخش هیفی گلدان‌های دو بخشی، در تیمار سطح ۲۵ کادمیوم، افزایش جذب کادمیوم در اندام هوایی گیاهان ذرت مایکوریزایی (با گلوموس موسه) را گزارش کردند. آنها عنوان کردند که سطوح مختلف آلودگی کادمیوم در خاک اثر مهمی بر رفتار قارچ مایکوریزا دارد. به این ترتیب که در سطح پایین آلودگی کادمیوم در خاک، هیف‌های خارجی قارچ مایکوریزا مقداری از کادمیوم بخش هیفی گلدان را جذب کرده و به گیاهان منتقل می‌کنند. در نتیجه افزایش جذب کادمیوم در گیاهان مایکوریزایی در مقایسه با گیاهان غیرمایکوریزایی مشاهده می‌شود. هنگامی که آلودگی خاک به کادمیوم افزایش می‌یابد (کادمیوم ۱۰۰)، تغییر فعالیت فیزیولوژیکی قارچ در غلظت بالای کادمیوم موجب کاهش انتقال کادمیوم به گیاه می‌شود.

برخی از محققان، اهمیت مایکوریزا در جذب و پاک سازی عناصر سنگین از خاک را گزارش نمودند (گار، ۲۰۰۴؛ خان، ۲۰۰۵). در آزمایشات نواک (۲۰۰۷) روی گیاه مریم گلی (*Salvia splendens Sello, Torreador,*) تحت تاثیر مایکوریزا، با افزایش غلظت کادمیوم، میزان جذب کادمیوم در اندام هوایی مریم گلی هم در گیاهان مایکوریزایی و هم غیر مایکوریزایی افزایش یافت اما در بالاترین غلظت کادمیوم (۲۰۰ میلی گرم بر لیتر)، میزان کادمیوم جذب شده در اندام هوایی مریم گلی در گیاهان مایکوریزایی بیشتر از گیاهان غیر مایکوریزایی بود. قارچ‌های مایکوریزا در اکوسیستم خاک آلوده می تواند از طریق همزیستی با گیاهان زراعی باعث جذب بیشتر عناصر سنگین از طریق هیف‌های خود شده و این عناصر را به گیاه انتقال دهند، اما در برخی موارد مایکوریزا باعث تثبیت عناصر سنگین در خاک می‌شود و از انتقال آن به گیاه جلوگیری می‌کند. این پدیده تحت تاثیر اثرات متقابل گیاه، مایکوریزا عنصر سنگین قرار می‌گیرد و شرایط خاک نیز بسیار تعیین کننده است.

همچنین، افزایش تعداد وزیکول‌ها در مایکوریزا نیز باعث افزایش ترسیب عنصر سنگین می‌شود چرا که وزیکول‌ها همانند واکوئل‌های گیاه قادرند ترکیبات سمی را در خود دخیره نمایند و بنابراین می

توانند ساز و کار سم زدایی را تقویت نمایند. افزایش تحمل گیاه توسط مایکوریزا در شرایط حضور عناصر سنگین توسط محققین گزارش شده است. در آزمایشی دیگر، جدایه ای از *G.intraradices* نیز در برابر عناصر سنگین مقاومت نشان داد و این درحالی بود که گیاهان غیر مایکوریزایی در همان محیط از بین رفتند (هیلدبرانت و همکاران، ۱۹۹۹). دلیل این پدیده در مطالعه‌ای بر روی ذرت در محیط آلوده به عناصر سنگین مشاهده شد. به این صورت که عناصر سنگین به طور انتخابی در لایه داخلی سلول‌های پارانشیمی در ساختار قارچ نگه داشته شدند (کالدورف و همکاران، ۱۹۹۹). زیرا هیف‌های گونه‌های مقاوم قارچ به عناصر سنگین تمایل بالاتری برای ایجاد پیوند با عناصر سنگین نسبت به دیواره سلولی ریشه دارند (جونر و همکاران، ۲۰۰۰).

مطالعات جدید به توانایی بیوچار در جذب آلاینده‌های آلی و معدنی و کاهش تحرک و زیست فراهمی آن‌ها در خاک اشاره می‌کنند (بیسلی و همکاران، ۲۰۱۱). به نظر می‌رسد بیوچارها دارای ساختارهایی با خلل و فرج بسیار بالایی می‌باشد و سطح منطقه‌ای بالایی را دارند که در جذب فلزات سنگین بسیار موثر بوده است.

استانچو و همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردند که میزان کادمیوم، سرب و روی در اندام‌های هوایی گیاه دارویی خارخسک *Tribulus terrestris* L. که در منطقه‌ای آلوده به عناصر سنگین کشت شدند به ترتیب ۳/۳، ۴/۳ و ۲/۳ برابر بیشتر از گیاهانی بود که در خاک غیر آلوده کشت شدند. این محققین گزارش کردند که گیاهان بیش اندوز قادرند عناصر سنگین را در بخش‌های هوایی خود در غلظت‌های خیلی بیشتر از غلظت عناصر در خاک انباشته نمایند و تجمع عناصر سنگین در بخش های هوایی گیاه خارخسک نشان دهنده این موضوع بود که این گیاه می تواند برای گیاه پالایی مورد استفاده قرار بگیرد چرا که جذب و تجمع کادمیوم و سرب چه در خاک‌های آلوده و چه در خاک‌های غیر آلوده بیشتر از اندام هوایی بود. تانگ و همکاران (۲۰۰۹) اثر غلظت‌های صفر، ۲۴، ۴۸، ۹۷، ۱۹۳ و ۳۸۶ میکرومول بر لیتر سرب و غلظت‌های صفر، ۹، ۴۴، ۸۹، ۱۷۸ و ۲۶۷ میکرومول بر لیتر کادمیوم در

گیاه *Arabis paniculata French* را بررسی و نشان دادند که با افزایش سرب و کادمیوم، تجمع آن‌ها در ریشه و اندام هوایی گیاه بصورت خطی افزایش یافت.

هارمنز و همکاران (۱۹۹۳) بیان کردند که اگرچه تحمل گیاه به عناصر سنگین و میزان انتقال عنصر از ریشه به اندام هوایی اغلب همبستگی منفی با یکدیگر دارند و تحمل گیاه در مقابل عناصر سنگین به منزله نگهداری عنصر در ریشه‌ها است، اما این موضوع ضرورتاً به معنی این نیست که افزایش ذخایر عنصر سنگین در ریشه بخودی خود باعث ایجاد مقاومت در گیاه می‌شود. بعلاوه انتقال کادمیوم از ریشه به اندام هوایی عامل مهمی در تجمع آن در بافت‌های اندام هوایی است. مینکشی و همکاران (۲۰۱۲) بیان نمودند که ساز و کار عدم انتقال زیاد کادمیوم و سرب از ریشه‌ها به اندام هوایی ریحان، ساز و کار اجتناب از کادمیوم و سرب بود که با نتایج ژو و همکاران (۱۹۹۹) مطابقت داشت.

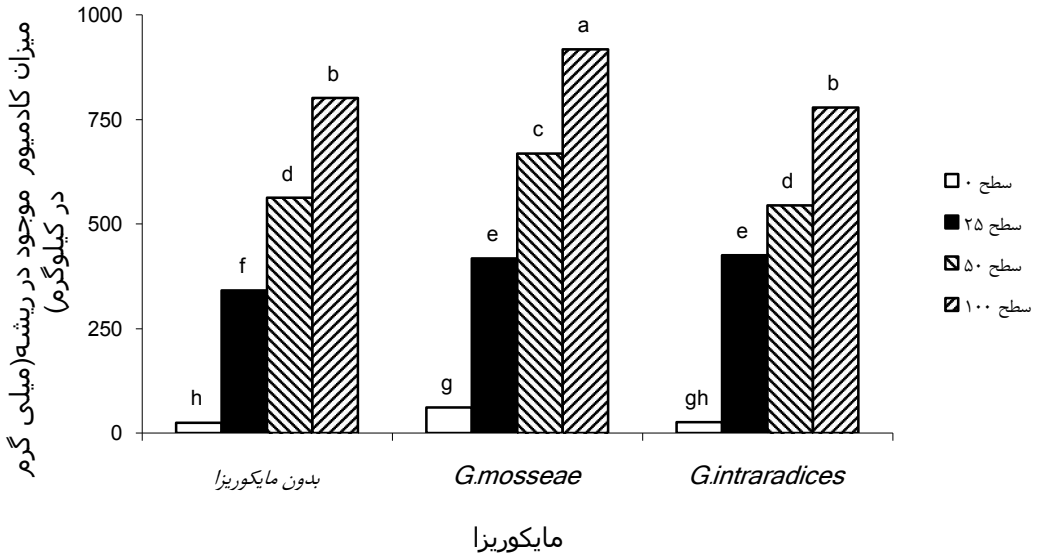
براساس نتایج آزمایش حاضر، می‌توان بیان کرد که رابطه معنی داری بین میانگین کادمیوم قابل جذب توسط برگ‌ها و غلظت کادمیوم در محیط کشت وجود دارد به این معنی که جذب کادمیوم توسط گیاه با افزایش آن در محیط افزایش می‌یابد.

۴-۹- میزان کادمیوم موجود در ریشه

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱ پیوست) نشان داد که تمامی تیمارهای آزمایش به جز اثر متقابل مایکوریزا × بیوچار و اثر سه جانبه اثر معنی داری بر جذب کادمیوم ریشه داشتند.

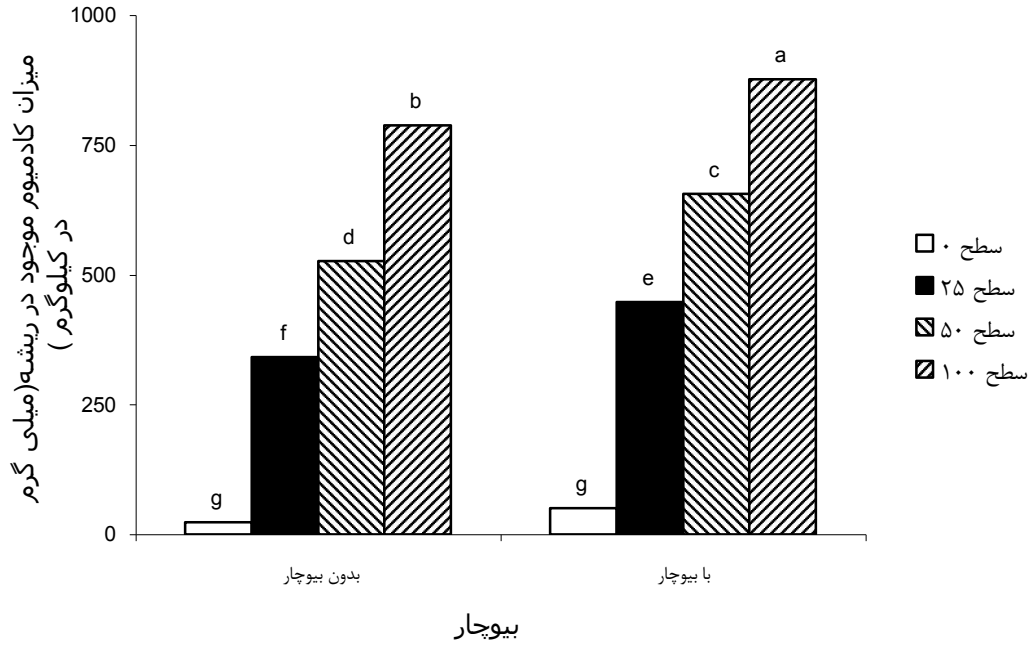
بررسی اثرات متقابل مایکوریزا × کادمیوم (شکل۴-۱۰) نشان داد که تلقیح شدن با گونه گلوموس موسه در سطح ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم بیشترین جذب کادمیوم ریشه را به همراه داشت و با تلقیح شدن با گونه اینترا درسطح ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم ۱۸ درصد اختلاف معنی دار داشت که دلیلی بر اثبات این مدعا است که تلقیح شدن با گونه گلوموس موسه باعث افزایش توان

نعنا فلفلی در پالایش محیط دارد و تیمارهای فاقد مایکوریزا کمترین میزان جذب کادمیوم ریشه را به همراه داشتند .



شکل۴-۱۰. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر میزان کادمیوم موجود در ریشه گیاه نعنا فلفلی

مقایسه اثرات متقابل بیوچار × کادمیوم (شکل ۴-۱۱) که استفاده از بیوچار در سطح ۱۰۰ کادمیوم بیشترین جذب کادمیوم ریشه را به همراه داشت که در مقایسه با تیمار فاقد بیوچار در همان سطح ۱۰۰ کادمیوم ۱۱ درصد بیشتر بود و تیمارهای فاقد بیوچار مقدارهای کمتری نسبت به تیمارهای دارای بیوچار به همراه داشت که نتیجه این نشان می‌دهد بیوچار به افزایش توان گیاه پالایی نعنا فلفلی حتی در سطوح ۱۰۰ کادمیوم کمک شایانی می‌کند.



شکل۴-۱۱. اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر میزان کادمیوم موجود در ریشه گیاه نعنا فلفلی

ژو و همکاران (۱۹۹۹) مشاهده کردند با افزایش غلظت کادمیوم در خاک جذب کادمیوم در گیاه افزایش یافت. آنها ارتباط مثبتی بین میزان جذب کادمیوم و غلظت کادمیوم قابل انتقال در خاک را نشان دادند. در ضمن مشاهده کردند که رابطه معنی داری بین میانگین کادمیوم قابل جذب توسط برگ‌ها و غلظت کادمیوم در محیط کشت وجود دارد. به این معنی که جذب کادمیوم توسط گیاه با افزایش آن در محیط افزایش می‌یابد. ریشه گسترده این گیاه به دلیل همزیستی بالا با میکروارگانیسم‌های موجود در خاک نظیر قارچ‌های مایکوریزا و افزایش سطح جذب خود موجب افزایش جذب عناصر سنگین می‌شود.

مینکشی و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه اثر غلظت‌های کادمیوم (صفر، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر) بر گیاه دارویی ریحان (*Ocimum tenuifolium* L.) گزارش کردند که بیشترین تجمع کادمیوم در ریشه‌ها در غلظت ۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم، ۱۰۴۲/۳۶ میلی گرم بر کیلوگرم ماده خشک بود.

منچ و مارتین (۱۹۸۹) گزارش نمودند که جذب عناصر سنگین توسط گیاه ممکن است تحت تاثیر ترشحات ریشه قرار گیرد که می‌تواند باعث تحرک بیشتر عناصر و یا عدم تحرک آن‌ها شود. آن‌ها بیان کردند که گیاهان، انواع و مقادیر مختلف ترشحات ریشه تولید می‌کنند که این امر یکی از دلایل تفاوت بین گونه‌های گیاهی در جذب عناصر سنگین و همچنین تحمل این عناصر می‌باشد.

براساس نتایج زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶)، ریشه نعنا فلفلی، ریحان و شوید مقادیر زیادی از کادمیوم، سرب و مس را جذب نمودند و آن‌ها گزارش کردند که اگرچه کادمیوم، سرب و مس تمایل زیادی برای برقراری پیوند با مواد آلی خاک دارند، مقدار قابل توجهی از یون‌های این عناصر ممکن است از طریق افزودن محلول آن‌ها در آب در دسترس گیاه قرار گیرد همچنین به احتمال زیاد، برقراری پیوند بین عنصر سنگین و ماده آلی همیشه اتفاق نمی‌افتد و معمولاً مقدار کافی از عناصر سنگین به صورت قابل دسترس برای گیاه در خاک وجود دارد.

اگرچه الووی (۱۹۹۰) و کاباتا-پندیاس و همکاران (۱۹۹۱) و کانینگهام و همکاران (۱۹۷۵) گزارش کردند که کادمیوم به راحتی از ریشه‌ها به اندام‌های هوایی منتقل می‌شود، اما علیرغم این مسئله، در غلظت‌های زیاد کادمیوم، انتقال کادمیوم از ریشه به اندام هوایی ممکن است دچار اختلال شود. محققین دیگری نشان دادند که یون سرب، عمدتاً در ریشه‌ها ذخیره می‌شود (کاباتا-پندیاس و پندیاس، ۱۹۹۱؛ زلجازکو و همکاران، ۲۰۰۶). علیرغم این یافته‌ها، زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶) گزارش کردند که انتقال سرب از ریشه‌ها به اندام‌های هوایی گیاهان در غلظت‌های خیلی زیاد سرب افزایش می‌یابد. هال (۲۰۰۲) این یافته را تایید و دلیل این امر را اختلال در ساختمان غشا پلاسمایی سلول‌های ریشه بعلت وجود غلظت‌های بالای سرب و کاهش موانع ورودی سرب از خاک به ریشه گزارش کرد. براساس آنچه محققین گزارش کردند، به نظر می‌رسد در آزمایش حاضر تجمع بیشتر کادمیوم در نعنا فلفلی در ریشه احتمالاً به علت اختلال در انتقال این کاتیون‌ها از طریق رسوب در سلول‌های ریشه بود، اما با افزایش غلظت، میزان جذب کادمیوم افزایش نشان داد که با نظر هال

(۲۰۰۲) مطابقت داشت. ووکیک و همکاران (۲۰۰۵) دریافتند که تجمع کادمیوم و سرب در ریشه‌های گیاه *Thlaspi caerulescens* L بیشتر از اندام‌های هوایی بود اما برخی از گزارشات حاکی از تجمع بیشتر کادمیوم در اندام‌های هوایی نسبت به ریشه‌ها در همین گیاه بود (روسنز و همکاران، ۲۰۰۳).

در مطالعات انجام شده توسط لی و جورج (۲۰۰۵) و آندرید و همکاران (۲۰۰۵) نیز افزایش جذب کادمیوم در ریشه گیاهان مایکوریزایی در برابر گیاهان غیر مایکوریزایی گزارش شد. در آزمایشی که تونین و همکاران (۲۰۰۱) در بررسی جذب کادمیوم توسط قارچ مایکوریزا در گیاه شبدر انجام دادند نیز قارچ مایکوریزا بدون هرگونه ایجاد تاثیری در غلظت کادمیوم اندام هوایی، موجب افزایش معنی دار غلظت کادمیوم در ریشه‌های گیاه شبدر شد. لی و جورج (۲۰۰۵) در بررسی انتقال عناصر کادمیوم، روی و مس در گیاهان مایکوریزایی دریافتند که در جذب عناصر مختلف توسط گیاه، بیشترین مقدار جذب ریشه نسبت به اندام هوایی مربوط به عنصر کادمیوم بود. آندرید و همکاران (۲۰۰۵) در مطالعه تاثیر کادمیوم در همزیستی بین قارچ آربسکولار با گیاه لوبیا گزارش کردند که میزان غلظت عنصر کادمیوم در ریشه گیاهان مایکوریزایی ۲۰ برابر بیشتر از غلظت کادمیوم در اندام هوایی این گیاهان بود. این موضوع نشان می‌دهد که ریشه‌های کلونیزه شده با قارچ مایکوریزا قابلیت بالایی در تثبیت و عدم انتقال کادمیوم به اندام هوایی گیاهان دارند (جونر و همکاران، ۲۰۰۰). به نظر می‌رسد با این راهکار قارچ‌های مایکوریزا گیاهان را در مقابل اثرات مضر عنصر کادمیوم حفاظت می‌کنند (جونر و لیوال، ۱۹۹۷). تاثیر متمایز کادمیوم بر ریشه و اندام هوایی را می‌توان به این امر نسبت داد که در اغلب گونه‌های گیاهی کادمیوم در ریشه تجمع می‌یابد و مقدار کمی به برگ‌ها منتقل می‌شود.

نقش مایکوریزا بر جذب بیشتر عناصر ضروری و غیر ضروری در محیط ریشه سپهر که انتشار محدودی دارند، شامل فسفر (مارشنر و همکاران، ۱۹۹۵)، کادمیوم (گائو و همکاران، ۱۹۹۶؛ جونر و همکاران، ۱۹۹۷) تایید شده است. در نخود (ریورا-بکریل و همکاران، ۲۰۰۲)، شبدر سفید (*Trifolium repens* L.)، (مدینا و همکاران، ۲۰۰۵) و بارهنگ برگ باریک (*Plantago lanceolata* L)،

(هوتچینسون و همکاران، ۲۰۰۴)، کادمیوم از طریق مایکوریزا در ریشه گیاهان تثبیت شد. ریورا-بکریل و همکاران (۲۰۰۲)، پیشنهاد کردند که یک مکانیسم بافر کننده کادمیوم در ریشه گیاه وجود دارد که در سم زدایی کادمیوم موثر است. بنابراین به نظر می‌رسد که همزیستی قارچ با گیاه شرایط مساعدی را برای ریشه برای مواجه شدن با مقادیر بالای عناصر سنگین فراهم می‌کند. همچنین در درون هیف‌های قارچی ژن های مولد تنش اکسیداتیو در شرایط آلودگی عناصر سنگین القا می‌شوند (اوزیاد و همکاران، ۲۰۰۵). اینکه چگونه مایکوریزا در برابر تنش اکسیداتیو ناشی از فلزات سنگین مقاومت می‌کند شناخته نشده است.

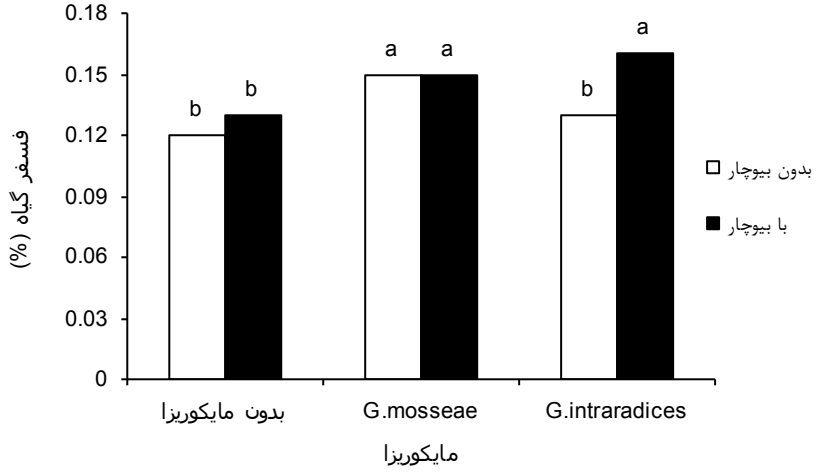
نتایج نشان داد که بیوچار میزان جذب فلزات سنگین را افزایش می‌دهد وقتی به خاک اضافه می‌شود، بیوچار و کربن فعال مقدار زیادی از فلزات مس، سرب و کادمیوم را جذب می کند و همچینن می‌تواند به وسیله موجودات زنده جذب فلزات سنگین را افزایش دهد (یوچیمیا و همکاران، ۲۰۱۰). به نظر می‌رسد که بیوچار چون در مناطق سطحی حضور دارند هنگامی که با خاک آمیخته می‌شوند باعث افزایش جذب فلزات می‌شوند و می‌توانند به عنوان پناهگاهی برای کلونیزه شدن قارچها باشند و به پالایش کادمیوم به وسیله گیاه تلقیح شده کمک شایانی کند.

۴-۱۰- فسفر گیاه

طبق نتایج (جدول ۱ پیوست) درصد فسفر در گیاه به طور معنی دار تحت تاثیر اثرات ساده و متقابل مایکوریزا و بیوچار و کادمیوم قرار گرفت.

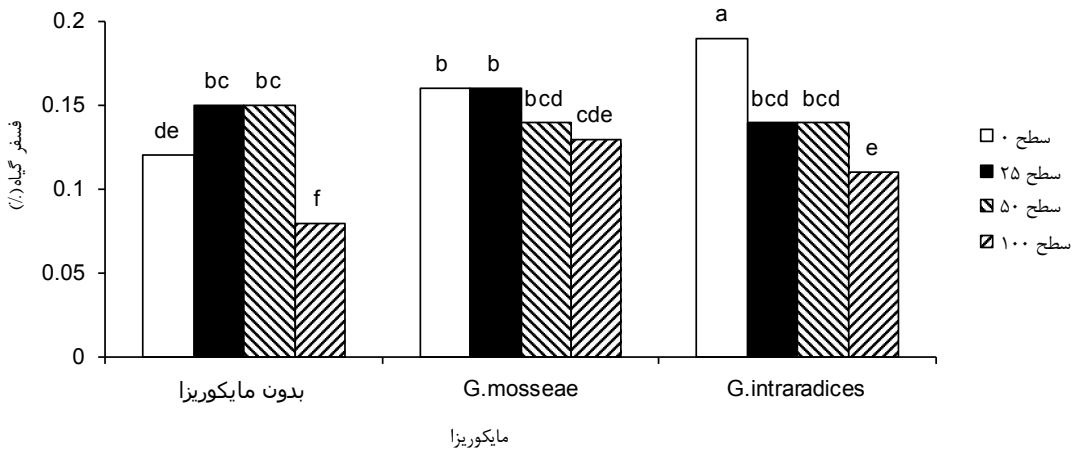
اثرات متقابل مایکوریزا × بیوچار (شکل۴-۱۲) بر جذب فسفر گیاه نشان داد که تلقیح مایکوریزایی (گلوموس موسه و گلوموس اینترا) نقش موثری در افزایش درصد فسفر گیاه داشت، به طوریکه در شرایط عدم کاربرد بیوچار، تلقیح با گونه گلوموس موسه در مقایسه با عدم تلقیح منجر به افزایش فسفر گیاه تا ۲۵ درصد شد.

به طور کلی کاربرد بیوچار به ویژه در شرایط حضور مایکوریزا (گلوموس اینترا) نقش موثری در افزایش درصد فسفر گیاه داشت. از این رو به نظر می رسد کاربرد بیوچار به عنوان یک منبع غذایی در افزایش هرچه بیشتر فعالیت گونه های مایکوریزایی موثر باشد.



شکل۴-۱۲. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر فسفر گیاه نعنا فلفلی

برهمکنش مایکوریزا × کادمیوم (شکل ۴-۱۳) نشان داد که همزیستی با گونه اینترا در سطح صفر کادمیوم بیشترین میزان فسفر گیاه را به همراه داشت. به طور کلی همزیستی با گونه‌های موسه و اینترا تا حدی از اثرات منفی کادمیوم کاسته و به حفظ فسفر گیاه در سطح قابل قبول کمک می‌نماید. به طورکلی در شرایط تلقیح و یا عدم تلقیح مایکوریزایی، با افزایش میزان کادمیوم خاک میزان جذب فسفر در گیاه به طور معنی دار کاهش یافت. در بین تیمارهای مورد مطالعه کمترین میزان فسفر در گیاه در شرایط عدم تلقیح مایکوریزا + ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم (۰/۰۸درصد) به دست آمد. به نظر می رسد جذب عناصر سنگین مانند کادمیوم عامل مهمی در کاهش میزان جذب فسفر توسط ریشه گیاه باشد.



شکل۴-۱۳. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر فسفر گیاه نعنا فلفلی

بررسی اثر متقابل سه گانه نشان داد که تیمار تلقیح شده با گونه اینترا در کاربرد بیوچار در سطح صفر کادمیوم بیشترین درصد فسفر گیاه نعنا فلفلی را به خود اختصاص داد که نسبت به شاهد ۱۲۰ درصد افزایش معنی دار یافت (جدول ۳ پیوست).

نتایج برخی پژوهشگران نشان داده است که عناصر سمی مانند کادمیوم بر فعالیت‌های میکروبی خاک تاثیر منفی داشته، سبب غیر فعال شدن آنها شده و در نهایت منجر به مختل شدن چرخه عناصر غذایی می‌شوند. شاه و دوبی (۱۹۹۸) اظهار داشتند که غلظت ۵۰۰ میکرومولار کادمیوم در محلول غذایی سبب کاهش معنی دار فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی شده و در نتیجه سبب کاهش ۶۸ تا ۷۷ درصدی جذب فسفات در شاخساره دو رقم برنج شد. بر طبق گزارش آنان، کاهش فعالیت آنزیمی در خاک‌های آلوده به کادمیوم سبب مختل شدت چرخه عناصر غذایی، به ویژه فسفر و نیتروژن می شود.

ناروال و همکاران (۱۹۹۳) کاهش جذب عناصر نیتروژن و فسفر در ریشه ذرت را در حضور کادمیوم گزارش نموده و عنوان کردند که سمیت کادمیوم می‌تواند سبب کاهش جذب فسفر به وسیله گیاه شود.

چن و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند که جذب فسفر در ذرت مایکوریزایی (با گونه گلوموس موسه) بیشتر از گیاهان غیرمایکوریزایی بوده است. لی و جورج (۲۰۰۵) در آزمایشی مشابه، افزایش معنی دار غلظت فسفر در اندام هوایی و ریشه گیاهان خیار مایکوریزایی در برابر گیاهان غیر مایکوریزایی را گزارش نمودند. گزارشات متعدد دیگری نیز مبنی بر موثر بودن قارچ‌های مایکوریزا بر جذب فسفر وجود دارد (چن و همکاران، ۲۰۰۳؛ لی و همکاران، ۱۹۹۷). آنها نیز اظهار داشتند که ورود مواد آلی به خاک باعث افزایش عناصر غذایی خاک و قابلیت جذب آنها توسط گیاه، افزایش تعادل نیتروژنی و کارایی جذب فسفر می‌شود. در تمام مطالعات اشاره شده که قارچ‌های مایکوریزای آربسکولار با گسترش هیف های خارجی خود در محیط خاک و بالا بردن سطح جذب سبب انتقال بیشتر فسفر از خاک به گیاه شده‌اند. به نظر می‌رسد در این تحقیق نیز بخشی از فسفر جذب شده توسط هیف‌های خارج سلولی منتقل شده است.

اصغری و غلامی (۱۳۸۶) گزارش کردند که کاربرد مایکوریزا باعث افزایش غلظت فسفر اندام های هوایی و ریشه در شبدر مایکوریزایی شده در شرایط شور شده و استقرار آن را بهبود بخشید. محمد و همکاران (۲۰۰۳) گزارش کردند که تلقیح جو با *G. intraradices* سبب افزایش غلظت فسفر بوته‌ها شد. ناظری اردکانی (۱۳۸۲) نیز گزارش کرد که گیاهان تلقیح شده با مایکوریزا به میزان ۱۵۳ درصد، غلظت فسفر بالاتری نسبت به گیاهان غیر مایکوریزایی داشتند.

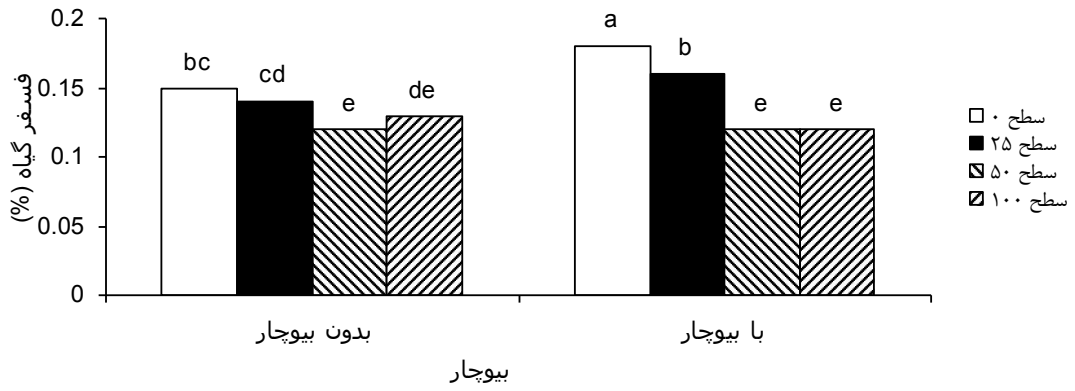
ساواکی و سایتو (۲۰۰۱) گزارش کردند که مایکوریزا در دریافت عناصرمعدنی بیشتر از طریق گسترش هیف‌ها در خاک کارآمدتر از ریشه گیاهان است. به نظر می‌رسد که مایکوریزا با افزایش قابلیت جذب عناصرغذایی توسط گیاه باعث افزایش معنی دار فسفر در گیاه می‌شود.

اثرات متقابل بیوچار × کادمیوم (شکل۴-۱۴) بر میزان فسفر گیاه نشان داد که بالاترین میزان فسفر گیاه در سطوح صفر کادمیوم به همراه کاربرد بیوچار حاصل شد. به طور کلی مقایسه تیمارهای دارای بیوچار در سطوح مختلف کادمیوم با تیمارهای فاقد بیوچار در همین سطوح گواهی بر این مدعا است

که بیوچار به کاهش اثرات منفی کادمیوم و حفظ فسفر گیاه در حد مطلوب (به عنوان یک عامل کیفی) کمک می‌نماید.

به طور کلی در شرایط کاربرد یا عدم کاربرد بیوچار با افزایش میزان کادمیوم درصد فسفر در گیاه به طور معنی دار رو به کاهش گذاشت به طوریکه بیشترین درصد فسفر گیاه در شرایط عدم کاربرد کادمیوم (به ترتیب ۰/۱۵ و ۰/۱۸ درصد مربوط به تیمارهای بدون بیوچار و با بیوچار) گزارش شد.

همانطور که ذکر گردید، افزایش مصرف کادمیوم می تواند نقش مهمی در کاهش هرچه بیشتر میزان فسفر گیاه داشته باشد.



شکل۴-۱۴. اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر فسفر گیاه نعنا فلفلی

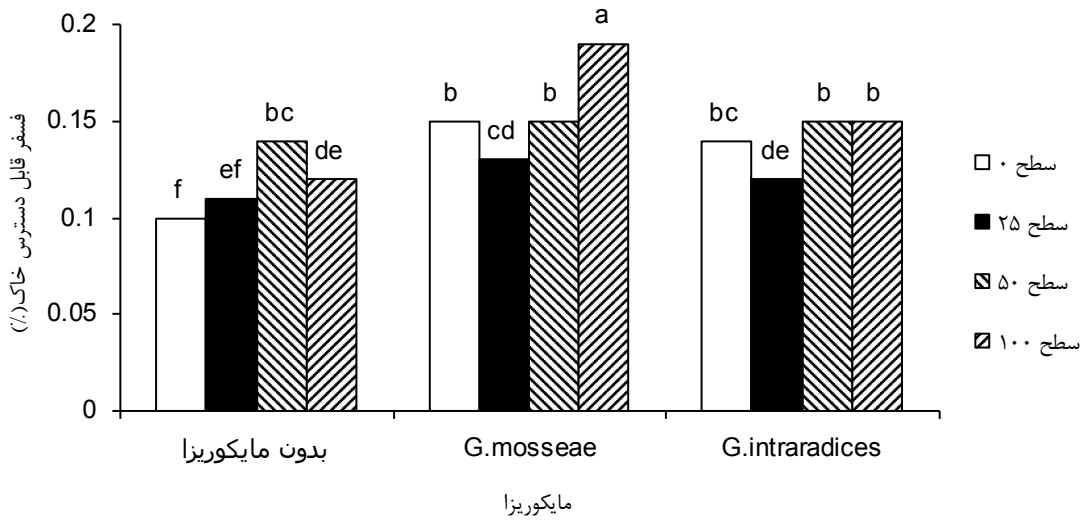
اضافه کردن مقادیر زیاد بیوچار به برخی خاک‌های مناطق حاره‌ای که شدیداً آبشویی شده‌اند، منجر به افزایش جذب عناصر فسفر، پتاسیم، کلسیم، روی و مس شده است، علاوه براین عناصر، بیوچار حاوی عناصری مثل سلنیوم است که پتانسیل خوبی را برای افزایش رشد گیاه فراهم می‌کند (لهمن و راندون، ۲۰۰۶). بنابراین بیوچار باعث افزایش جذب عناصر غذایی به وسیله گیاه می‌شود همانطور که در این آزمایش اثر اصلی بیوچار معنی دار شد.

۴-۱۱- فسفر قابل دسترس خاک

تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف بر میزان فسفر قابل دسترس خاک نشان داد که تمامی تیمارها بجز اثر متقابل مایکوریزا و بیوچار اثر معنی داری بر شاخص مذکور داشتند (جدول ۱ پیوست).

برهمکنش مایکوریزا × کادمیوم (شکل۴-۱۵) نشان داد که بیشترین میزان فسفر قابل دسترس در سطح ۱۰۰ کادمیوم به همراه تلقیح شدن با گونه موسه حاصل شد و ۲۴/۶۱ درصد از میزان فسفر قابل دسترس در همین سطح کادمیوم زمانی که با گونه اینترا تلقیح شده بیشتر بود.

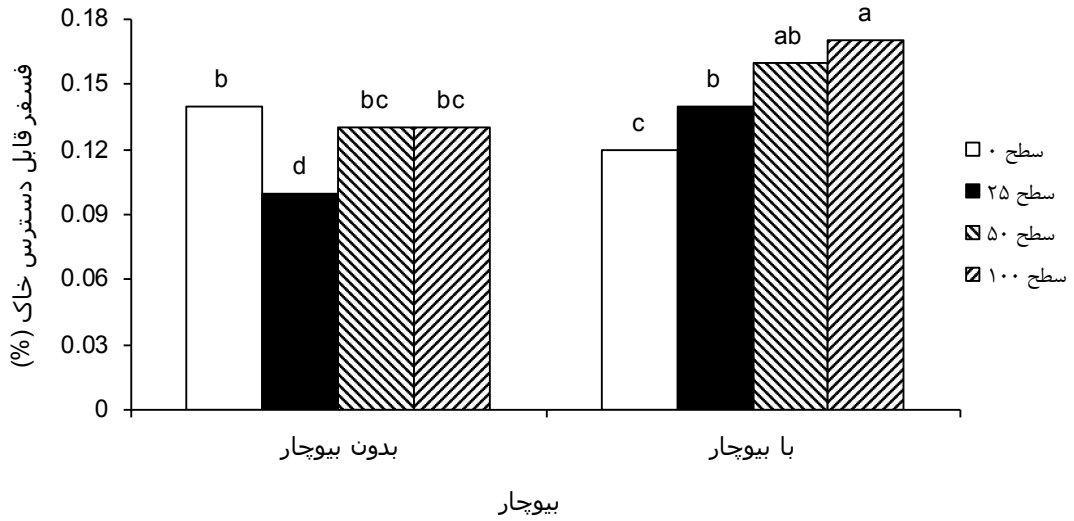
به طور کلی نتایج آزمایش حاکی از آن بود که در هر یک از سطوح کاربرد کادمیوم، تلقیح مایکوریزا توسط هر دو گونه (گلوموس موسه و گلوموس اینترا) نقش مثبتی در افزایش میزان فسفر قابل جذب در خاک داشت به عنوان مثال در شرایط عدم کاربرد کادمیوم تلقیح با گونه گلوموس موسه در مقایسه با عدم تلقیح آن منجر به افزایش فسفر قابل دسترس خاک تا ۵۰ درصد شد.



شکل۴-۱۵. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر فسفر قابل دسترس خاک

اثرات متقابل بیوچار × کادمیوم (شکل۴-۱۶) نشان داد که کاربرد بیوچار به همراه سطح ۱۰۰ کادمیوم بیشترین میزان فسفر قابل دسترس خاک را به همراه داشت به طوریکه در شرایط مصرف ۱۰۰

کادمیوم، کاربرد بیوچار در مقایسه با عدم کاربرد آن میزان فسفر قابل دسترس خاک را تا ۳۰ درصد افزایش داد.



شکل۴-۱۶. اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بر فسفر قابل دسترس خاک

بررسی اثر متقابل سه گانه نشان داد که تیمار استفاده از مایکوریزا (گلوموس موسه) و بیوچار در غلظت ۱۰۰ کادمیوم بیشترین درصد فسفر قابل دسترس خاک (۰/۲۱) را به همراه داشت و دو تیمار (بدون مایکوریزا و بیوچار در سطح ۲۵ کادمیوم) و (بدون مایکوریزا در کاربرد بیوچار در سطح صفر کادمیوم) کمترین میزان را داشتند (جدول ۳ پیوست).

غلظت فسفر موجود در خاک می‌تواند به عنوان یک عامل مهم در میزان جذب عناصر سنگین توسط قارچ مایکوریزای آربسکولار مطرح باشد (آزکن، ۲۰۰۳). از آنجا که جذب فسفر از مهم ترین فواید تلقیح قارچ مایکوریزا می باشد، اثر فسفر در مطالعه نقش مایکوریزا در خاک‌های آلوده نباید نادیده گرفته شود (لین و همکاران، ۲۰۰۰).

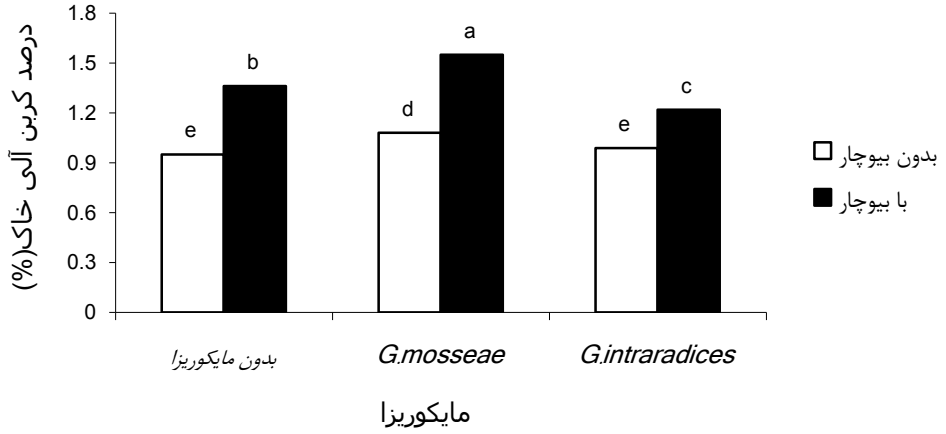
مطالعات زیادی نیز افزایش جذب فسفر و تاثیرات مثبت آن توسط قارچ را به جذب فعال فسفر از خاک و فعالیت میسیلیوم‌های خارج ریشه‌ای قارچ و انتقال آن به گیاه نسبت داده است (روفیکیری و

همکاران، ۲۰۰۴؛ واگل-میکوس و همکاران، ۲۰۰۵). در آزمایش حاضر، این طور می‌توان عنوان نمود که گیاه نعنا فلفلی با تلقیح مایکوریزا (به خصوص گونه گلوموس موسه) حتی در سطح ۱۰۰ کادمیوم باعث افزایش فسفر قابل دسترس خاک شده است.

در مطالعات تیس و ریلینگ، (۲۰۰۹) نشان داده شد که بیوچار، کلسیم، فسفر، پتاسیم، منیزیم، کلسیم قابل دسترس را افزایش می‌بخشد. بسیاری از مطالعات نیز به برخی اثرات دیگر بیوچار در خاک مثل افزایش عناصرغذایی کم مصرف و پرمصرف به خصوص فسفر و پتاسیم در خاک اشاره نموده اند (سوهی و همکاران، ۲۰۱۰؛ دوکو و همکاران، ۲۰۱۱).

۴-۱۲- درصدکربن آلی خاک

نتایج تجزیه واریانس تیمارهای مختلف بر میزان کربن آلی خاک نشان دهنده معنی دار بودن اثر تمامی تیمارها به جز اثر متقابل بیوچار و کادمیوم بود. در بین اثرات متقابل مایکوریزا × بیوچار (شکل۴-۱۷) تلقیح شدن با گونه موسه به همراه استفاده از بیوچار بیشترین میزان کربن خاک را به همراه داشت. همچنین تیمارهای فاقد بیوچار از میزان کربن خاک کمتری برخوردار بودند احتمال می‌رود که بیوچار نقش موثری در افزایش کربن خاک دارد. به نظر می‌رسد خاصیت سینرژیستی بین قارچ مایکوریزا و بیوچار وجود داشته باشد که می تواند به افزایش اثرات مثبت بین این رابطه کمک - نماید.

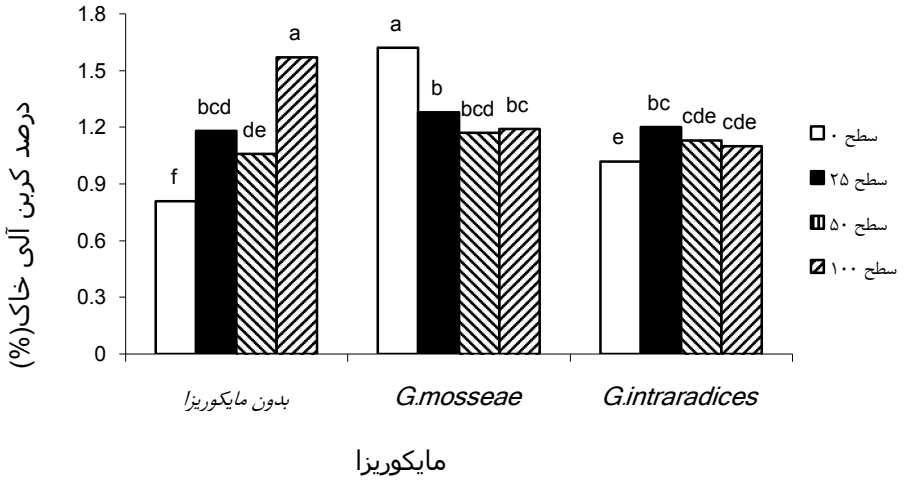


شکل۴-۱۷. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر درصد کربن آلی خاک

گزارش شده است که بیوچار ظرفیت تبادلی یون مثبت، نیتروژن کل، کربن آلی را زیاد می‌کند (سانچز و همکاران، ۲۰۰۹). بیوچار به عنوان مصادره کننده کربن بر شرایط خاک می‌تواند تاثیر بگذارد، می‌تواند کربن را برای دوره‌های طولانی ذخیره کند (لهمن و همکاران، ۲۰۰۶). بیوچار باعث افزایش ماده آلی خاک، افزایش ظرفیت تبادل یون مثبت، باعث بهبود نگهداری آب، فعالیت مفید میکروبی خاک، افزایش حاصلخیزی و ترکیب کربن پایدار می‌شود (روبرت و بران، ۲۰۱۰).

مطالعات جدید به توانایی بیوچار در جذب آلاینده‌های آلی و معدنی و کاهش تحرک و زیست فراهمی آن در خاک اشاره می‌کنند (بیسلی و همکاران، ۲۰۱۱). بیوچار به طور کلی با هدف افزودن به خاک، افزایش ذخیره کربن و بهبود ویژگی‌های خاک تولید می‌شود (لهمن و جوزف، ۲۰۰۹).

بررسی اثرات متقابل مایکوریزا × کادمیوم (شکل۴-۱۸) نشان داد که تلقیح شدن با گونه موسه به همراه سطح صفر کادمیوم بیشترین میزان کربن خاک را به همراه داشت که با سطح ۱۰۰ کادمیوم در تیمار فاقد مایکوریزا اختلاف معنی دار نداشت در تیمارهای تلقیح شده با دو گونه موسه و اینترا به طور کلی نتایج کربن خاک تغییر زیادی را نشان داد.



شکل۴-۱۸. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیوم بر درصد کربن آلی خاک

همچنین ممکن است قارچ‌های مایکوریزا جز اصلی ذخیره کربن آلی خاک باشند. تخمین زده می‌شود که در اکوسیستم‌های طبیعی، گیاهان همزیست با مایکوریزا احتمالاً ۱۰ تا ۲۰ درصد از کربن تثبیت شده فتوسنتزی را به این طریق مصرف می‌کنند. این ارتباط در تنظیم جریان کربن بین بیوسفر و اتمسفر یا بعبارتی ترسیب کربن نقش مهمی دارد. که این نتایج با آزمایش حاضر هم خوانی دارد و می‌توان اظهار داشت که مایکوریزا باعث افزایش کربن آلی خاک می‌شود.

در بررسی اثر متقابل سه گانه (مایکوریزا در بیوچار در کادمیوم) بیشترین میزان کربن خاک مربوط به دو تیمار عدم حضور مایکوریزا و بیوچار در غلظت ۱۰۰ کادمیوم و نیز در حضور مایکوریزا (گلوموس موسه) و بیوچار در غلظت ۱۰۰ کادمیوم بود و کمترین مقدار (۰/۸۵٪) مربوط به تیمار استفاده از مایکوریزا (گلوموس اینترا) و عدم کاربرد بیوچار و کادمیوم بود (جدول ۳ پیوست).

۴-۱۳- نیتروژن گیاه

همانطوریکه در جدول تجزیه واریانس (جدول۱ پیوست) مشاهده می‌شود نیتروژن گیاه به طور معنی داری تحت تاثیر اثرات اصلی مایکوریزا، بیوچار و کادمیوم قرار گرفت و اثرات متقابل تیمارها بر نیتروژن گیاه معنی دار نبود.

نتایج حاصل از تاثیر کادمیوم بر نیتروژن بخش هوایی نشان می‌دهد که کاربرد کادمیوم در تمام سطوح به صورت معنی دار موجب کاهش میزان کل نیتروژن جذب شده در اندام هوایی نعنا فلفلی شد. کاربرد تیمارهای کادمیوم ۲۵ و ۵۰ و ۱۰۰ نسبت به تیمار شاهد، به ترتیب سبب ۱۰، ۱۹ و ۲۸ درصد کاهش در محتوای کل نیتروژن بخش هوایی نعنا فلفی شد (جدول ۲ پیوست). این در حالی بود که کاربرد بیوچار به صورت معنی داری سبب افزایش ۸ درصد غلظت نیتروژن در بخش هوایی نعنا فلفلی نسبت به عدم کاربرد آن شد (جدول۲ پیوست). از آنجایی که بیوچار حاوی مقادیری نیتروژن معدنی و آلی بود، پیش بینی می‌شد که کاربرد آن سبب افزایش غلظت نیتروژن در خاک و در بافت گیاه شود. تاثیر بیوچار بر افزایش تعداد و وزن گره‌های ریشه و در نتیجه افزایش تثبیت بیولوژیکی نیتروژن در این تیمار نسبت داده می‌شود (لهمن و راندون، ۲۰۰۶). علاوه بر دلایل بیان شده، از آنجایی که کاربرد کادمیوم سبب کاهش شدید وزن و تعداد گره‌های ریشه نیز شد، احتمالاً به این وسیله توانسته است بر کاهش جذب نیتروژن توسط گیاه اثرگذار باشد.

کادمیوم ممکن است با ایجاد تغییر در نفوذپذیری غشا، در جذب سایر عناصر غذایی نیز مشکل ایجاد کرده و منجر به تغییر غلظت عناصر در گیاهان شود. کادمیوم می‌تواند بر جذب عناصر غذایی در گیاه اثر منفی داشته باشد. جذب و سوخت و ساز عناصر غذایی ضروری مانند نیتروژن و فسفر در گیاهان تحت تاثیر شرایط تنش زا مانند کمبود آب، شوری و سمیت فلزات سنگین کاهش می‌یابد. کادمیوم به علت آسیب رسانی به جمعیت میکروبی خاک و در نتیجه اختلال در فرایند معدنی شدن، آثار منفی بر جذب نیتروژن در گیاه دارد. هرناندز و همکاران (۱۹۹۷) کاهش غلظت و جذب نیترات در نخودفرنگی آلوده به کادمیوم را به کاهش فعالیت نیترات ریداکتاز در گیاه نسبت دادند.

حسن دار و میشرا (۱۹۹۴) نشان دادند که افزودن ۲۵ تا ۵۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک سبب کاهش معدنی شدن نیتروژن و زیست توده میکروبی در خاک شد. که بر اساس نتایج آزمایش حاضر، با افزایش کادمیوم خاک، کاهش غلظت و جذب نیتروژن در شاخساره نعنا فلفلی گزارش کرد و

عدم انتقال نیتروژن از ریشه به بخش هوایی را از عوامل اصلی آن ذکر نمود. همچنین مک گریث و همکاران (۱۹۸۸) نشان دادند که با اعمال مختلف کادمیوم، مقدار نیتروژن بخش هوایی با افزایش مقادیر فلزات سنگین به طور معنی دار کاهش یافت. از آنجایی که کاربرد فلزات سنگین سبب کاهش شدید وزن و تعداد گره‌های ریشه نیز می‌شود، احتمالاً به این وسیله توانسته است بر کاهش جذب نیتروژن توسط گیاه اثرگذار باشد.

غلامی (۱۳۷۹) گزارش کرد که تلقیح ذرت با سه گونه مایکوریزا، میزان نیتروژن گیاه را نسبت به شاهد، به طورمعنی داری افزایش داد. ناظری اردکانی (۱۳۸۲) گزارش کرد که تلقیح یونجه با مایکوریزا در شرایط استریل، سبب افزایش معنی دار مقدار کل نیتروژن گیاه شد. مایکوریزا به دو طریق مستقیم جذب و انتقال نیتروژن محلول (و غیر مستقیم) با ترشح ترکیبات آلی و تبدیل نیتروژن نامحلول خاک به فاز محلول و سپس انتقال آن سبب افزایش نیتروژن گیاه میزبان می‌شود، همچنین بر فرآیند تثبیت نیتروژن تأثیر می‌گذارد (میلر، ۲۰۰۰).

غلامی (۱۳۷۹) گزارش کرد که تلقیح ذرت با مایکوریزا گونه *G.mosseae, G. caledonium* به طور معنی داری به ترتیب بر درصد فسفر و نیتروژن بافت گیاهی تاثیر داشت. ایشان به نقل از لین و همکاران (۲۰۰۰)، بهبود جذب عناصر غذایی توسط قارچ مایکوریزا را به اثرات مستقیم جذب توسط هیف و یا اثرات غیر مستقیم ناشی از تغییرات مورفولوژیکی و فیزیولوژیکی در ریشه‌های گیاه میزبان نسبت داد.

سوبرامانیان و چارست (۱۹۹۸) گزارش کردند که پروتئین‌های محلول و کل محتوای نیتروژن در گیاهان ذرت مایکوریزایی شده نسبت به گیاهان غیر مایکوریزایی، در شرایط خشکی بالاتر بود. نامبردگان چنین ادعا کردند که ارتقای فعالیت آنزیم‌های تثبیت نیتروژن و ترکیبات نیتروژنه در ذرت می‌تواند حاکی از انتقال نیترات از طریق هیف‌های برون سلولی مایکوریزا باشد.

سودمندی مایکوریزا بر جذب نیتروژن به گیاه میزبان توسط محققان مختلف گزارش گردیده است (توسلی و علی اصغرزاد، ۲۰۰۹). قارچ‌های مایکوریزایی از طریق ایجاد شبکه گسترده میسیلومی در

حجم وسیعی از خاک موجب جذب انتقال عناصر مختلف به خصوص فسفر و نیز نیتروژن به گیاه میزبان می‌گردد. مطالعات قبلی مشخص نمود که قابلیت دسترسی به فسفر در خاک بر میزان جذب نیتروژن و استفاده آن در گیاه موثر است (کیم و همکاران، ۲۰۰۲). اکین (۲۰۱۰) نیز بیان می‌کند که افزایش رشد آفتابگردان در اثر فسفر ممکن است به دلیل افزایش کارایی نیتروژن باشد. بنابراین ممکن است قارچ‌های مایکوریزی با افزایش دسترسی گیاه آفتاب گردان به فسفر، جذب نیتروژن به گیاه میزبان را افزایش داده باشد.

به نظر می‌رسد که میسیلیوم قارچ با گسترش در خاک میزان جذب عناصر نیتروژن، آهن و مس را افزایش می‌دهد که دلایل این امر متفاوت است. برخی شواهد حاکی از آن است که میسلیوم قارچ از خود موادی ترشح می‌کند که در تحرک عناصر و جذب آنها توسط گیاه بسیار موثر است. افزایش جذب عناصر غذایی عمدتاً به دلیل انتشار میسلیوم‌های قارچ کلونیزه کننده بافت‌های درونی ریشه و تشکیل یک سیستم مکمل جذب در سیستم ریشه‌ای گیاه است که بهره گیری از حجم بیشتر خاک را که ریشه‌های تغذیه کننده به آن دسترسی ندارند ممکن می‌سازد (علیزاده، ۱۳۸۶).

یکی از اثرات قارچ‌های مایکوریزای آربسکولار بالا بردن افزایش جذب نیتروژن در گیاه میزبان می‌باشد. این محققان توانایی قارچ‌های مایکوریزا در تجزیه مواد آلی و آزادسازی نیتروژن از منابع آلی را نشان داده‌اند. به طوری که گفته شده قارچ‌های مایکوریزای آربسکولار سبب افزایش سرعت پخشیدگی نیتروژن از خاک به سمت گیاه میزبان می شوند. در واقع قارچ‌های مایکوریزای آربسکولار به عنوان قارچ‌های ساپروفیت با تجزیه مواد آلی باعث افزایش جذب موادغذایی می‌شوند (هودگ و همکاران، ۲۰۰۱). به این ترتیب قارچ‌های مایکوریزای آربسکولار می‌توانند نقش مهمی در انتقال عنصر نیتروژن به گیاه میزبان داشته باشند (گووینداراجولو و همکاران، ۲۰۰۵).

از آنجایی که کاربرد بیوچار به صورت قابل توجهی تعداد و وزن ریشه‌ها را افزایش داد، یکی از دلایل افزایش غلظت و جذب نیتروژن در بخش هوایی را می‌توان به اثر بیوچار بر افزایش تثبیت نیتروژن در نعنا فلفلی بیان کرد. از طرفی بیوچار توانسته است سبب افزایش فراهمی نیتروژن در خاک شود.

۴-۱۴- نیتروژن کل خاک

همان طوریکه در جدول تجزیه واریانس (جدول ۱ پیوست) مشاهده می‌شود نیتروژن خاک به طور معنی داری تحت تاثیر اثرات اصلی مایکوریزا، بیوچار و کادمیوم قرار گرفت و اثرات متقابل تیمارها بر نیتروژن خاک معنی دار نبود. نتایج نشان داد که تلقیح گیاه نعنا فلفلی با هر دو گونه مایکوریزا باعث افزایش معنی دار نیتروژن خاک شد و با وجود اختلاف معنی دار نیتروژن خاک در گیاه مایکوریزایی شده با گلوموس موسه از نظر عددی بیشتر از گیاه مایکوریزایی شده با گونه اینترا بود و تیمار فاقد مایکوریزا کمترین عملکرد بیولوژیک را داشت (جدول ۲ پیوست). همچنین اعمال بیوچار به طور معنی دار منجر به افزایش نیتروژن خاک شده است به طوریکه کاربرد بیوچار باعث افزایش ۱۷ درصدی نیتروژن خاک نسبت به تیمار فاقد بیوچار شد. همچنین با افزایش سطوح کادمیوم میزان نیتروژن خاک به طور معنی داری رو به کاهش گذاشت. به طوریکه تیمار فاقد کادمیوم باعث افزایش ۶۰ درصد نیتروژن خاک نسبت به سطح ۱۰۰ کادمیوم شد.

هرچند نقش قارچ مایکوریزای آربسکولار در انتقال عنصر نیتروژن که عنصری متحرک در خاک می-باشد، در مقایسه با عناصر کم تحرک در خاک کم‌رنگ‌تر می‌باشد. علت اصلی این امر به وسعت منطقه تخلیه نیتروژن در اطراف ریشه گیاهان بر می‌گردد. به طوری که هیف‌های خارجی قارچ‌های مایکوریزا قادر به پل زدن از چنین مناطق تخلیه وسیعی در اطراف ریشه نمی‌باشند (وندرهیجدن، ۲۰۱۰).

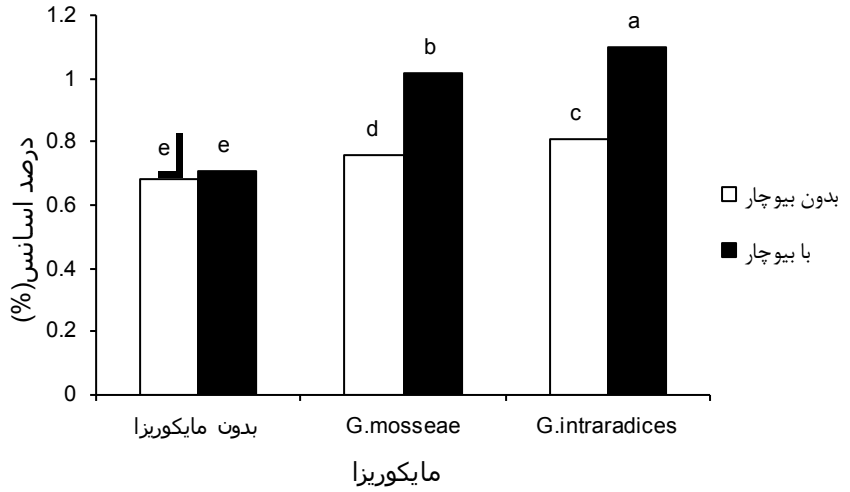
در مطالعات زیادی بیان شده که کاربرد بیوچار با کاهش آبشویی نیتروژن از خاک و همچنین با تاثیری که بر چرخه‌ی نیتروژن در خاک دارد به صورت قابل توجهی سبب افزایش جذب نیتروژن در

خاک می‌شود (یااو و همکاران، ۲۰۱۲). بر اساس نتایج حاضر، می‌توان افزایش نیتروژن خاک به تاثیر بیوچار بر افزایش میزان نیتروژن خاک و در نتیجه افزایش جذب نیتروژن به وسیله گیاه نسبت داد.

۴-۱۵- درصد اسانس و بررسی آلودگی آن به کادمیوم

براساس نتایج تجزیه واریانس (جدول۱ پیوست) دیده می‌شود که اثرات اصلی و اثر متقابل مایکوریزا × بیوچار و مایکوریزا × کادمیوم بر درصد اسانس معنی دار بود. با افزایش سطح کادمیوم خاک، درصد اسانس به طور معنی داری کاهش یافت.

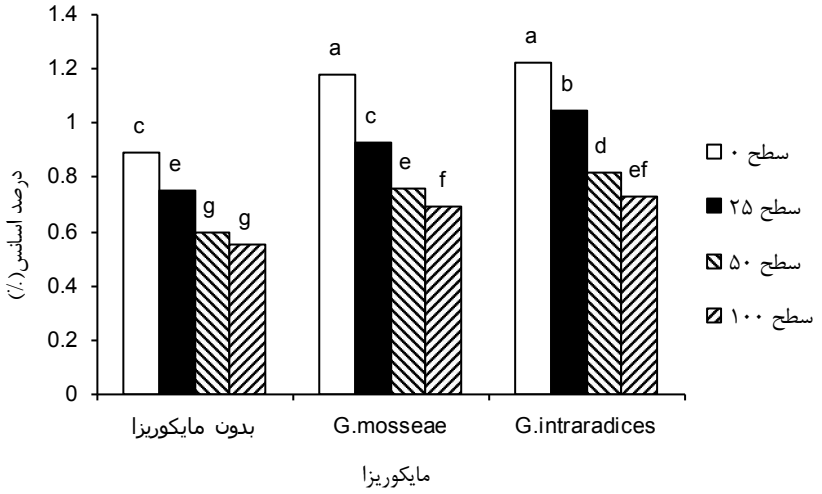
نتایج حاصل از برهمکنش گونه‌های مایکوریزا × بیوچار در شکل (۴-۱۹) نشان داده شده است. اثرات متقابل مایکوریزا و بیوچار نشان داد که کاربرد بیوچار باعث افزایش درصد اسانس در تمامی حالات استفاده از مایکوریزا شد به طوریکه در تیمار تلقیح مایکوریزایی با گونه گلوموس موسه و کاربرد بیوچار باعث افزایش ۰/۳۴ درصدی اسانس نسبت به شاهد شد که این میزان برای تیمار تلقیح با گونه اینترا ۰/۴۲ درصد بود.



شکل۴-۱۹. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و بیوچار بر درصد اسانس گیاه نعنا فلفلی

نتایج شکل (۴-۲۰) نشان داد که در سطح صفر کادمیوم با تلقیح هر دو گونه مایکوریزا (گلوموس موسه و گلوموس اینترا)، درصد اسانس به طور معنی دار افزایش یافت، به طوریکه هر دو قارچ

مایکوریزا در این آزمایش به یک میزان باعث افزایش درصد اسانس گیاه نعنا فلفلی در مقایسه با تیمارهای بدون مایکوریزا شده‌اند. در سطح ۲۵ کادمیوم تلقیح گیاه با گونه گلوموس اینترا باعث افزایش معنی دار ۰/۱۲ درصدی اسانس، نسبت به همین سطح کادمیوم که با گونه گلوموس موسه تلقیح شده بود.



شکل۴-۲۰. اثر متقابل قارچ مایکوریزا و کادمیم بر درصد اسانس گیاه نعنا فلفلی

زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶) گزارش نمودند که غلظت‌های مختلف کادمیوم (۲، ۶، ۱۰ میلی گرم در لیتر) بر روی درصد اسانس نعنا فلفلی تاثیر معنی داری نداشت اما باعث کاهش معنی دار درصد اسانس ریحان و شوید شد. در آزمایش حاضر غلظت‌های بالاتری مورد بررسی قرار گرفت که در مقایسه با تحقیق زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶) درصد اسانس نعنا فلفلی کاهش نشان داد. زلجازکو و فیلیپ (۲۰۰۳) گزارش کردند استفاده از کمپوست حاوی مس (۳۱۱ میلی گرم در کیلوگرم)، سرب (۲۲۳ میلی گرم در کیلوگرم)، مولیبدن (۱۷ میلی گرم در کیلوگرم) و روی (۷۶۷ میلی گرم در کیلوگرم) باعث کاهش درصد اسانس گیاه ریحان شد اما اسانس این گیاه فاقد عناصر سنگین بود. اسکورا و چانگ (۱۹۹۷) تفاوت معنی داری در میزان اسانس نعناهای کشت شده در خاک مخلوط با ضایعات آلوده به عناصر سنگین مشاهده نکردند. تاپالوف و زلجازکو (۱۹۹۱) گزارش نمودند که مقدار اسانس نعنا فلفلی کشت شده در کمپوست‌های آلوده به عناصر سنگین کاهش یافت. کورتئو و جانسون (۱۹۸۴) دریافتند که ترپنوئیدهای سنتز شده در غده‌های اپیدرمی گیاه نعنا فلفلی مصرف

کننده کربنی می‌باشند که از طریق فتوسنتز تامین می‌شود لذا سنتز و تولید اسانس در غده‌های اپیدرمی تابعی از تامین مداوم کربن تولید شده در فتوسنتز است. اختلال در تغذیه کربن از طریق فتوسنتز، ممکن است تحت تاثیر عناصر سنگین و لذا کاهش مقدار اسانس شود که توسط سیرواستاوا و لوترا، (۱۹۹۴) نیز گزارش شد.

در آزمایش حاضر مقدار عناصر سنگین در اسانس نعنا فلفلی در همه تیمارهای مورد آزمایش توسط دستگاه جذب اتمی غیرقابل تشخیص بود که این امر به معنی عدم ورود کادمیوم به اسانس در غلظت‌های مورد بررسی بود. استانچوا و همکاران (۲۰۱۰) نیز گزارش نمودند که عناصر سنگین کادمیوم، سرب، روی و مس در غلظت‌های بالا در ترکیب اسانس گیاه مریم گلی یافت نشد. زلجازکو و همکاران (۲۰۰۶) دریافتند که عناصر سنگین کادمیم، سرب، مس و روی (با غلظت‌های ۷، ۲۲۴، ۶۸، ۵۶۹ میلی گرم بر لیتر) در طی مراحل تقطیر اسانس از بافت گیاهی به اسانس گیاهان نعنا فلفلی، شوید و ریحان منتقل نشدند. لذا با توجه به نتایج آزمایش حاضر و سایر محققین، این یافته مهم که استفاده از گیاهان اسانس دار می‌توانند جایگزین مناسبی برای گیاهان زراعی در زمین‌های آلوده به کادمیوم و سرب و مس باشند تقویت شد (زلجازکو و نیلسن، ۱۹۹۶؛ زلجازکو و وارمان، ۲۰۰۳).

فصل پنجم

نتیجه گیری و پیشنهادها

۵-۱- نتیجه گیری

در این بررسی مقادیر مختلف کادمیوم و بیوچار و گونه‌های مختلف قارچ مایکوریزا بر خصوصیات رویشی و فیزیولوژیک گیاه نعنا فلفلی تأثیر قابل توجهی داشتند. به نظر می‌رسد اثرات مثبت همزیستی مایکوریزا در جذب بهتر عناصر غذایی و بهبود شرایط گیاه در کاهش اثرات مضر کادمیوم باشد به طوریکه تلقیح قارچ مایکوریزا نیز اثر معنی‌داری بر تمامی صفات اندازه گیری شده داشت. همچنین کاربرد بیوچار در گیاهان تلقیح شده باعث افزایش صفات مورد بررسی در آزمایش نسبت به عدم کاربرد بیوچار شد.

اثرات متقابل مایکوریزا و بیوچار نشان داد که کاربرد بیوچار باعث افزایش وزن خشک برگ و ریشه در هر دو گونه قارچ مایکوریزا شد. بیشترین مقدار کلروفیل برگ در سطح صفر کادمیوم در تلقیح با دو گونه گلوموس موسه و اینترا دیده شد. به نظر می‌رسد اثرات مثبت همزیستی مایکوریزا در جذب بهتر عناصر غذایی و بهبود شرایط گیاه در کاهش اثرات مضر کادمیوم باشد. این امر به معنی عدم ورود کادمیوم در غلظت‌های مورد آزمایش به اسانس در غلظت‌های مورد بررسی بود.

در بین تیمارهای آزمایش نیز بیشترین درصد همزیستی مایکوریزایی ریشه در نتیجه تلقیح قارچ گلوموس اینترا + کاربرد بیوچار مشاهده شد. چنین به نظر می‌رسد که تلقیح مایکوریزای به خصوص با گونه اینترا همراه با کاربرد بیوچار در افزایش خاصیت گیاه پالایی نعنا فلفلی نقش موثری ایفا می‌کند. مقایسه اثرات متقابل بیوچار و کادمیوم که استفاده از بیوچار در سطح ۱۰۰ کادمیوم بیشترین جذب کادمیوم ریشه را به همراه داشت و کمترین میزان جذب در تیمارهای فاقد بیوچار مشاهده شد.

نگرانی‌های زیادی در مورد تولید محصولات سالم (با غلظت کمتر از حد بحرانی کادمیوم) در اراضی کشاورزی آلوده به کادمیوم وجود دارد. انتخاب ارقامی از یک گیاه که مقاوم به سمیت این عنصر بوده، رشد بیشتر و جذب کادمیوم کمتری در اندام‌های مصرفی به وسیله انسان داشته باشند، می‌تواند به عنوان یک روش موثر برای مقابله با سمیت کادمیوم به کار رود.

کاهش رشد گیاه به وسیله کادمیوم به عنوان شاخصی برای سمیت آن مطرح می‌باشد. به نظر می‌رسد که مقاومت به سمیت کادمیوم (رشد نسبی و ویژگی‌های رویشی بهتر) در این گیاه می‌تواند به دلیل توانایی آن در سازگار شدن با تجمع کادمیوم در بافت‌های خود باشد. گیاهان فرایندهای متفاوتی، از جمله جلوگیری از تجمع عناصر در گیاه، سمیت زدایی عناصر سمی در سلول و مقاومت سوخت و سازی نسبت به عناصر سمی، برای مقابله با سمیت کادمیوم دارند. بنابراین احتمال می‌رود که نعنا فلفلی به دلیل سمیت زدایی کادمیوم در سلول‌ها و مقاومت سوخت و سازی نسبت به کادمیوم دارای مقاومت بالایی نسبت به سمیت این عنصر باشد. مقاومت نسبت به سمیت کادمیوم تنها تابعی از یک ویژگی گیاهی نیست. بلکه برایندی از بیشتر ویژگی‌های مهم گیاهی، شرایط و مقدار عناصر غذایی در گیاه است. بنابراین گیاهانی که در مقادیر زیاد کادمیوم رشد بهتری دارند می‌توانند در شرایط تنش مناسب باشند. بنابراین می‌تواند به عنوان گیاه مقاوم به سمیت کادمیوم معرفی شود.

انتخاب گیاه دارویی نعنا فلفلی هم از نظر اقتصادی با صرفه‌تر است چون گیاه کم نهاده‌ای است و هم اسانس گیاه عاری از عنصر سنگین گزارش شده است که می‌توان از این گیاه هم به عنوان دفع کننده کادمیوم در گیاه پالایی و هم از اسانس آن در مصارف صنعتی استفاده کرد.

۵-۲- پیشنهادها

۱- بررسی اثر سایر فلزات سنگین بر خصوصیات گیاه پالایی نعنا فلفلی

۲- بررسی خصوصیات کمی و کیفی نعنا فلفلی در شرایط مزرعه در شرایط آلودگی خاک به عناصر سنگین

۳- بررسی سایر گیاهان دارویی تولید کننده اسانس تحت شرایط کشت در خاک آلوده به کادمیوم و سایر عناصر سنگین و بررسی کیفیت اسانس آن‌ها

۴- بررسی اثر سایر عناصر سنگین بر روی نعنا فلفلی در غلظت‌های مختلف

۵- بررسی امکان کشت این گیاهان در زمین‌های آلوده اطراف کارخانجات صنعتی و نیز زمین های زراعی که به طور پیاپی با آب‌های آلوده به عناصر سنگین آبیاری شده‌اند

منابع

- امامی ع. ۱۳۷۵. روش‌های تجزیه گیاه. نشریه شماره ۹۸۲. موسسه تحقیقات خاک و آب. تهران. ایران.

- اصغری، ح.ر.، و غلامی، ا .۱۳۸۶ . بررسی تأثیر قارچ میکوریزای آربسکولار(AM) و فسفر در استقرار گیاه شبدر در شرایط شوری . خلاصه مقالات دومین همایش ملی کشاورزی بوم شناختی ایران، ۲۵و ۲۶ مهرماه ۱۳۸۶ ، گرگان .ص۹۲.

- امید بیگی رضا. ۱۳۷۴. رهیافتهای تولید و فرآوری گیاهان دارویی، جلد اول، انتشار بنیاد جانبازان. ۲۸۳ صفحه.

- علیزاده ا .۱۳۸۶ . اثر میکوریز در شرایط متفاوت رطوبت بر جذب عناصر غذایی در ذرت.مجله پژوهش در علوم کشاورزی .سال سوم. ۵۳: ۱۰۲-۹۷.

- غلامی، ا .۱۳۷۹ . نقش قارچ های میکوریز وزیکولار آربسکولار در تأمین پایدار عناصر غذایی در ذرت . پایان نامۀ دکتری زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس.

- ناظری اردکانی، و۱۳۸۲ .حضور و فراوانی میکوریزای آرباسکولی در خاکهای زراعی استان خراسان و بررسی همزیستی آنها با گیاه یونجه در یک خاک شور .پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد.

-Allison, L.E. 1965. Organic carbon, P 1372-1376. In: Black, C.A., Evans, D.D., White, L.J., Ensminger, L.E., Clark, F.E. (Eds.), Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy, Madison, WI.

-Alter, M., and Vahora, S.B., 1995. Heavy metals and environment, India: New Agriculture National Publishers, 68p.

-Alloway, B.J. 1990. In: Alloway, B.J. (Ed.), Heavy Metals In Soils. Blackie, Glasgow, P.321.

-Amranthus, M.P. 1999. Mycorrhizal management. A look beneath the surface at plant establishment and growth. The Spring Florida Landscape Architecture Quarterly.USA.

-Andrade, S.A.L., Jorge R.A., and Silveira, A.P.D. 2005. Cadmium effect on the association of jackbean (*Canavalia ensiformis*) and arbuscular mycorrhizal fungi. Agricultural Science, 62: 389-394.

-Anderson, C., Stewart, R.B., and Moreno, F.N. 2003. Gold phytomining. Novel Developments in a Plant-based Mining System. Massey University publishing. Palmerston North, New Zealand.

-Angelova V., Ivanov, R., Delibaltova, V., Ivanov, K. 2004. Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fiber crops (flax, cotton and hemp).Ind.Crops Prod., 19:197-205. Annuus LINN in pot culture. African Journal of Environmental Science and Technology. 3,6:157-163 .

-Asghari, H.R., Chittleborough D.J., Smith F.A., and Smith, S.E. 2005. Influence of arbuscular mycorrhizal (AM) symbiosis on phosphorus leaching through soil cores. Plant and Soil, 275: 181-193.

-Awotoye O.O., Adewole M.B., Salami A.O., and Ohiembor. M.O. 2009. Arbuscular mycorrhiza contribution to the growth performance and heavy metal uptake of *Helianthus annuus* LINN in pot culture. African Journal of Enviromental Science and Technology. 3,6:157-163.

-.Azcon, R., Ambrosano, E., and Charest, C. 2003. Nutrient acquisition in mycorrhizal lettuce plants under different phosphorus and nitrogen concentration. Plant Science. 165: 1137-1145.

-Aziz E.E., Gad N., Khaled S.M. 2011. Effect of cobalt on growth and chemical composition of peppermint plant grown in newly reclaimed soil. Australian Journal of Basic and Applied Sciences. 5.11:628-633 .

-Baker A.J.M. and Brooks R.R., 1989: Terrestral higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry.-Biorecovery. 1:81-126.

-Baker A.J.M. McGrath, S.P., Sidli, C.M.D and Reeves, R.D. 1994: The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants-Resour.Conserv.Recycl. 11:41-49.

-Barcelo, J., Vazquez, M., Poschenrieder, C. (1988a). Strutural and ultrastructural disorders in cadmium-treated bush bean plants (*Phasepolus vulgaris* L.). New Phytology. 108: 37-49.

- Baycu, G., Doganay T., Hakan O. and Sureyya G. 2006. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. Environmental Pollution, 143: 3. 545-554.

-Banuelos G.S.2000: Phytoextraction of selenium from soils irrigated with selenium-laden effluent.-Plant and Soil. 224.2:251-258.

-Baryla A., Carrie, R.P., Franck, F., Coulomb, C., Sahut. C., Havaux, M. 2001. Leaf chlorosis in oilseed rape plants (*Brassica napus*) grown on cadmium poluted soil: causes and consequences for photosynthesis and growth. Planta. 212:696-709.

-Bell, F.G., Bullock, S.E.T., Halbich, T.F.J., Lindsay, P. 2001. Environmental impacts associated with an abandoned mine in the Witbank Coalfield, South Africa. International Journal of Coal Geology. 45: 195–216.

-Beesley, L., and Marmiroli, M. 2011. "The immobilization and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar," Environ. Pollut. 159,474-480.

-Beesley, L., Moreno-Jim enez, E., Jose, L. and Gomez-Eyles, J. L. 2010. Effects of biochar and green waste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. Environmental Pollution, 158: 2282-2287.

-Bhardwaj, P., Ashish, K., Chaturvedi., Prasadl, 2009. Effect of Enhanced Lead and Cadmium in soil on Physiological and Biochemical attributes of *Phaseolus vulgaris* L. Nature and Science. 7,8:63-75.

-Blumenthal, M. 1998. The complete German Commission E monographs: therapeutic guide to herbal medicines. Austin: American Botanical Council.

-Black H. 1995: Absorbing possibilities: Phytoremediation. Environtal and Health Prespect. 103,12:1106-1108.

-Blackwell, P., Reithmuller, G. and Collins, M. 2009. Biochar application to soil. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), Biochar for Environmental Management: Science and Technology. 405 pages Earthscan, London.

-Blaylock, M.J. Huang, J.W. 2000. Phytoremediation of metals. In:I.Raskin and B.D. Ensley (Ed.) Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment, John Wiley and Sons. Inc, Toronto, Canada. p:303.

-Booth B. 2005. The added danger of counterfeit cigarettes. Environmental Science and Technology. 39,34A (one page only).

-Brama M, Gnessi L, Basciani S, Cerulli N, and P. L, Spera. 2007. Cadmium induces mitogenic signaling in breast cancer cell by an ER alpha-dependent mechanism. Molcell Endocrinol. 47:204-12.

-Brooks, R.R., Chambers, M.F., Nicks, L.J., and Robinson, B.H. 1998. Phytomining. Trends in Plant and Science. 1:359-362.

-Cao, X., Ma, L.Q., Rhue, D.R., Apple, C.S. 2004. Mechanisms of Lead, Copper, and Zinc Retention by Phosphate Rock. Environmental Pollution. 131: 435-444.

-Chan, K., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A. and Joseph, S. 2007. Agronomic values of green waste biochar as a soil amendment. Australian Journal of Soil Research, 45: 629-634.

-Chen, B.D., Liu, Y., Shen, H., Li, X.L. and Christie, P. 2004. Uptake of cadmium from an experimentally contaminated calcareous soil by arbuscular mycorrhizal maize (*Zea mays* L.). Mycorrhiza. 14: 347–354.

-Chen, B., Christie, P., Li, X. 2001. A modified glass bead compartment cultivation system for studies on nutrient and trace metal uptake by arbuscular mycorrhiza. Chemosphere. 42:158-192 .

-Chen, BD., Li, XL, Tao, HQ., Christie, P., Wong, MH. 2003. The role of arbuscular mycorrhiza in Zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. Chemosphere. 50:839-846 .

-Chen, X., Wu, C., Tang, J., Hu, S. 2005. Arbuscular mycorrhizae enhance metal lead uptake and growth of host plants under a sand culture experiment. Chemosphere. 60:665-671.

-Chizzola, R., Brigitte, L. 2005. Variability of Cadmium Content in Hypericum Species Collected in Eastern Australia. Water, Air and Soil Pollution.170:331-343.

-Chaudhry, T.M., Hayes, W.J., Khan, A.G and C.S. 1998: Phytoremediation fousing on accumulator plants that remediate metalcontaminated soils. Australian Journal of Ecotoxicology. 4:37-51.

-Clemens, S. 2006. Toxic metal accumulation responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants Biochimie. 88:1707-1719.

-Cordero, B., Lodeiro, P., Herrero, R., Esteban Sastre de Vicente, M. 2004. Biosorption of cadmium by *Fucus spiralis*. Environmental Chemistry. 1:180-187.

-Comis, D. 1996. Green remediation: Using plants clean the soil. Journal of Soil and Water Conservation. 51(3):184-187.

-Crowley, D.E., Wang, Y.C., Reid, C.P.P., Szaniszlo,. P.J. 1991. Mechanism of iron acquisition from siderophores microorganisms and plants. – Plant and Soil. 130:179-198.

-Croteau, R., and Johnson, M.A. 1984 .Biosynthesis of mono and sesquiterpenes in peppermint. Phytochemistry. 71:2937-2948.

-Cunningham, S.D., Berti, W.R. and Huang, J.W. 1995: Phytoremediation of Contaminated Soils. Trends Biotechnology, 13:393-397.

-Cunningham, S.D. and W.R. Berti. 1993: Remediation of Contaminated Soils with Green Plants: An Overview. In Vitro Cell. Development Biology. 29:207-212.

-Cunningham S.D. and Ow D.W. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiology. 110:715-719.

-Cunningham, L.M., Collins, F.W., Hutchinson, T.C. 1975. Physiological and biochemical aspects of cadmium toxicity in soybean. In: Proceedings of the International Conference Heavy Metals in the Environment. 27:97-103.

-Diaz, G., Azconaguilar, C., Honrubia, M., 1996. Infiuence of arbscular mycorrhizae on heavy (Zn and Pb) uptake and growth of *Lygeum spartum* and *Anthyllis cytisoides*. Plant Soil. 180:241-249.

-Duku, M.H., Gu, S. and Haganb, E.B. 2011. Biochar production potential in Ghana-A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 15: 3539-3551.

-Ekin, Z. 2010. Performance of phosphate solubilizing bacteria for improving growth and yield of sunflower (*Helianthus annuus* L.) in the presence of phosphorus fertilizer. Afric. J. Biotec. 9: 3794-3800.

-Ebbs, S.D., Lasat, M., Brady, D.J., Cornish, J., Gordon, R. and Kochian, L.V. 1997. Phytoremediation of cadmium and zinc from a contaminated soil. Journal of Environmental Quality. 26: 1424-1430.

-Ernst, W.H.O., J.A.C. Verkleij and H. Schat. 1992. Metal tolerance in plants. Acta Bot. Neerl. 41: 229-248.

-Faizan, S., Kausar. S., Perveen, R. 2011. Varietal differences for cadmium-indued seedling mortality, foliar toxicity symptoms, plant growth, proline and nitrate reductase activity in chickpea (*Cicer aritinum* L). Biology and Medicine. 3,2. Special:196-206.

-Fellet, G., Marchiol, L., Delle Vedove, G., Peressotti, A. 2011. Application of biochar on mine tailings: effects and perspectives for land reclamation. Chemosphere, 83: 1262-1297.

-Fleming, T. 1998. PDR for herbal medicines. Montvale, NJ: Medical Economics Copany. Inc .

-Fowles, M. 2007. Black carbon sequestration as an alternative to bioenergy. Biomass and Bioenergy, 31: 426-432.

-Foster, S. 1996. Peppermint: *Mentha piperita*. American Botanical Council-Botantical Series. 306:3-8.

-Gaunt, J.L., Lehmann, J. 2008. Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production. Environmental Science and Technology, 42: 4152-4158.

-Gaur A., Adholeya, A 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Current Scince. 86:528-534 .

-Gell, K., van Groenigen, J.W., Cayuela, M.L. 2011. Residues of bioenergy production chains as soil amendments: immediate and temporal phytotoxicity. Journal of Hazardous Materials, 186: 2017-2025.

-Gildon, A., Tinker P,B. 1983. Interactions of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and heavy metals in plants. New Phytoloy. 95:247-261.

-Giovannetti, M., mosse,. B. 1980. An evaluation of techniques measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in roots. New Phytologist. 84:489-500.

-Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W. 2001. The "Terra Preta" phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. Naturwissenschaften, 88 (1): 37-41.

-Gleba D., Borisjuk, V., Borisjuk, L.G., Knerr, R., Poulev, A., Skarzhinskaya, M., Dushenkov, S.Logendra, S. Gleba, Y.Y., Raskin. I. 1999: Use of Plant root for phytoremediation and molecular farming.- Proc. Natl. Acad. Sci, USA. 96: 5973-5977.

-Govindarajulu, M., Pfeffer, P.E., Jin, H., Abubaker, J., Douds, D.D., Allen, J.W., Bucking, H., Lammers, P.L., and Shachar-Hill, Y. 2005. Nitrogen transfer in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. Nature, 435: 819-823.

-Gonzalez-Guerrero, M., Azcon-Aguilar C., Mooney, M., Valdeas, A., MacDiarmid C.W., Eide D.J., and Ferrol N. 2005. Chracterization of a *Glomus intraradices* gene encoding a putative Zn transporter the cation diffusion facilitator family. Fungal Genetics and Biology, 42 2:130-140.

-Gonzalez-Chavez, M., Carrillo-Gonzalez, R., Wright, SF., Nichols. KA. 2004. The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially potentially toxic element. Environtal Polluttion. 130:317-323.

-Govindarajulu M, Pfeffer P, Jin H, Abubaker J, Douds D, et al, 2005. Nitrogen transfer in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. Nature. 435:819-823, doi:10.1038/nature03610.

-Guo, Y., George, E., Marschner, H. 1996. Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and in bean and maize plants. Plant and Soil. 184: 195-205.

-Gupta, C.P., Dubey, R.C., Maheshwari, D.K., 2002. Plant growth enhancement and suppression of *Macrophomina phaseolina* causing charcoal rot of peanut by fluorescent Pseudomonas. Biology and Fertility of Soils. 35, 399–405.

-Harmens, H., Paul, R., Hartog, D., Wilma, M., Bookum T., Jos. A., Verkleij, C. 1993. Increased Zinc Tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke Is Not Due to Increased.

-Hall, J.L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. Journal of Experimental Botany. 53:1-11.

-Hassan Dar, G. and M.M. Mishra. 1994. Influence of cadmium on carbon and nitrogen mineralization in sewage sludge amended soils. Environ. Pollut. 84: 285-290.

-Hay, R.K.M., and Walker, A.J. 1989. An introduction to the physiology of crop yield. Longman, Essex, GB. 292 p.

-Hegedűs A, Erdei S & Horvath G. (2001). Comparative studies of H_2O_2 detoxifying enzymes in green and greening barley seedlings under cadmium stress. Plant Science. 160: 1085–1093.

-Heidari, M., Sarani, S. 2011. Effect of cadmium in seed germination, seedling growth and antioxidant entioxidant enzymes activities of Mustrad (*Sinapis arvensis* L.). Journal of Agric Biol Sci. 6,1:44-47.

-Henty J.R. 2000: In An Overview of Phytoremadiation Lead and Mercury. NNEMS Report. Washingtion, D.C:3-9.

-Hernandez, L.E., A. Garate and R. Carpena-Ruiz. 1997. Effects of cadmium on the uptake, distribution and assimilation of nitrate in *Pisum sativum*. Plant Soil. 189:97-106.

-Herrmann, S., Oelmuller, R. and Buscot, F. 2004. Manipulation of the onset of ectomycorrhiza formation by indole-3-acetic acid, activated charcoal or relative

humidity in the association between oak micro-cuttings and *Piloderma croceum*: influence on plant development and photosynthesis. Plant Physiology, 161: 509-517.

-Hirsch, R.E. et al. 1998. A role for the AKT1 potassium channel in plant nutrition. Science. 280:918-921.

-Hirst, P. and Wells, B. 2009. New England Biochar. Available in http://biochar.info/biochar.biochar-production-methods.cfml.

-Hildebrandt, U., Kaldorf, M., Bothe H. 1999. The zinc violet and its colonization by arbuscular mycorrhizal fungi. Journal of Plant Physiology. 154:709-717 .

-Hodge, A., Campbell, C.D., and Filtter, A.H. 2001. An arbuscular mycorrhizal fungus accelerates decomposition and acquires nitrogen directly from organic material. Nature, 413: 297-299.

-Horst V. 2004. Further root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi in already mycorrhizal plants in suppressed after a critical level of root colonization. J. Plant Physiol. 161: 339-341.

-Horvath. G., Droppa, m., Orsvecz, a., Raskin vi., Marder, jb. 1996. Formation og the photosynthic appsrstus during of cadmium poisoned bsrly leves. Planta. 199:238-243.

-Hutchinson, JJ., Young, SD., Black, CR., West, HM. 2004, Determining uptake of radio-labile soil cadmium by arbuscular mycorrhizal hyphae using isotopic dilution in a compartmented-pot system. New Phytology. 164:477-484.

-Joner, E.J., Leyval, C. 1997. Uptake of Cd by roots and hypae of a *Glomus mosseae/Trifolium subterraneum* mycorrhiza from soil amended with high and low concentration of cadmium. New Phytology. 135:353-360.

-Joner, EJ., Briones, R., Leyval, C. 2000. Metal-binding capacity of arbusular mycorrhizal mycelium. Plant and Soil. 226:227-234.

-Jones, D.L., Rousk, J., Edwards-Jones, G., DeLuca, T.H. and Murphy, D.V. 2012. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. Soil Biology & Biochemistry, 45: 113-124.

-Joseph, S.D., Camps-Arbestain, M., Lin, Y., Munroe, P., Chia, C.H., Hook, J., van Zwieten, L., Kimber, S., Cowie, A., Singh, B.P. and Lehmann, J. 2010. An investigation into the reactions of biochar in soil. Australian Journal of Soil Research. Available online in: BioMedSearch.com.

-Kaldorf, M., Kuhn, Aj., Schro der, WH., Hildrandt, U., Bothe, H. 1999. Selective element deposits in maize colonized by a heavy metal tolerance conferring arbuscular mycorrhizal fungus. Journal of Plant Physiol. 154:718-728.

-Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jim enez, E., Lepp, N. and Beesley, L. 2011. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. Journal of Hazardous Materials, 10: 4-25.

-Kabir, M., M.Z. Iqbal M.Shafiq and Z.R. Farooqi. 2008. Reduction in germination and seedling growth of *Thespesia populnea* L., caused by lead and cadmium treatments. Pakistan Journal of Botany, 40,6:2419-2426.

-Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1991. Trace Elements in Soils and Plants, second ed. CRC Press: 365 .

-Khan Ag. 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plant growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. Journal of Trace Element and biology. 18:355-364 .

-Kim, M.C., Panstruga, R., Elliott, C., Muller, J., Devoto, A., Yoon, H.W., Park, H.C., Cho, M.J., and Schulze-Lefert, P. 2002. Nature, 416: 447-451.

-Kinnersely, A.M. 1993. The role of phytochelates in plant growth and productivity. Plant Growth Regulation. 12:207-217.

-Kirkham, M.B. 2006. Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. Geoderma. 137:19-32.

-Koide, R.T., and Kabir, Z. 2000. Extraradical hyphae of the mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* can hydrolyse organic phosphate. New Phytologist, 148: 511-517.

-Koul, M., Kapoor. R., Luik, h. 2001. Influence of lead in soil on mycorrhizal development and plant growth of *Cyamopsis tetragonoloba* (Linn) Taub. Indian Journal of Experiment and Biology. 39.5:459-463 .

-Kolton, M., Meller Harel, Y., Pasternak, Z., Graber, E.R., Elad, Y. and Cytryn, E. 2011. Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. Applied Environ Microbiol, 77:4924-4930.

-Kupper, h., kupper, F., spiller .m. 1998. In situ detection of heavy metals substituted chlorophylls in water plants. Photosynthesis Research. 58:123-113.

-Lambers, H., J.A., Shaver, G.R. And Smith, S.E. 2008. Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. Trends in Ecology and Evolution, 23: 95-103.

-Laird DA, Flaming P, Davis DD, Horton R, Wang B, Karlen DL. 2010. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. Geoderma. 158:443-449.

-Lasat, M.M. 2002. Phytoexteraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. Journal of Environmental Quality. 31: 109-120.

-Lanaras T, Moustakas M, Symeonidis L, Diamatoglou S, Karataglis S. 1993. Plant metal content, growth responses and some photo-synthetic measurements on cultivated wheat growing on ore bodies enriched in Cu. Physiologia Plantarum. 88:307-314.

-Lehmann J, Gaunt J, Rondon M .2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems. A review. Mitigation and Adaptation for Global Change. 11, 403- 427.

-Lehmann, J., Skjemstad, J. Sohi, S., Carter, J., Barson, M., Falloon, P., Coleman, K., Woodbury, P. and Krull, E. 2008. Australian climate-carbon cycle feedback reduced by soil black carbon. Nature Geosciences, 1: 832-835.

-Lehmann, J and Joseph, S. 2009. Biochar for environmental management, Earthscan publishing, London.

-Lehmann, J., da Silva Jr, J.P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B., 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. Plant & Soil. 249, 343-357.

-Lee, Y.J., and George, E. 2005. Contribution of mycorrhizal hyphae to the uptake of metal cations by cucumber plants at two levels of phosphorus supply. Plant and Soil, 278(10): 361-370.

-Liang, B., Lehmann, J., Sohi, S.P., Thies, J.E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E.G. and Luizao, F.J. 2010. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. Organic Geochemistry, 41: 206-213.

-Lindsay, W.L., and Norvell, W.A. 1987. Development of DTPA Soil test for Zinc, Iron, Mangnese and Copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421-428.

-Li, X., George, E., and Marschner, H. 1991. Phosphorus depletion and pH decrease at the root-soil and hyphae-soil interfaces of VA mycorrhizal white clover fertilized with ammonium. New Phytologist, 119: 397-404.

-Li, X.L., Marchner, H., and George, E. 1997. Acquisition of phosphorus and copper by VA-mycorrhizal hyphae and root-to-shoot transport in white clover. Plant and Soil, 136(1): 49-57.

-Li X.L. and Chistie P. 2001. Changes soil solution arbuscular mycorrhizal red clover in Zn contaminated soil. Chemosphere. 42:201-207.

-Lin, A., Hamel, C., Hamilton, R.I., Ma, B.L., and Smith, D.L. 2000. Acqusition of Cu, Zn, Mn and Fe by mycorrhizal maize (*Zea mays* L.) grown in soil at different P and micronutrient levels. Mycorrhiza, 9: 331-336.

-Liu. W., Shu, W.S., Lan., C.Y. 2004. Viola bashanensis, a plant that hyperaccumulates cadmium. Chineese Science Bulltain. 49:29-32.

-Liphadzi M.s., Kirkham M.B. 2006. Chelate-assisted metal removal by sunflower to improve soil with sludge. Journal of Crop Improvement. 16:153-172.

-Lorenzi H, Matos FJA (2002). Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas cultivadas. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 544 p.

-Lugon-Moulin, N., Ryan, L., Donini, P., & Rossi, L. 2006. Cadmium content of phosphate fetilizers used for tobacco production. Agronomy for Sustainable Development. 6:151-155 .

-Major, J., Steiner, C., Downie, A. And Lehmann, J. 2009. Biochar effects on nutrient leaching In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), Biochar for Environmental Management: Science and Technology. 405 pages Earthscan, London.

-Malko A., and Marquard R. 2002. Trials for the selection for resistsnce agaist wilt disease and cadmium uptake at St. Johns wort (*Hypericum perforatum* L.) Journal of medicinal and spice plants. 237-246 .

-Masarovicova, E., Kralova, K., Kummerova, M., Kmentova, E. 2004. The Effect of Cadmium on Root Growth and Respiration Rate of Two Medicinal Plant Species, Biologia (Bratislava). 59:211-214 .

-Marschner, P., Godbold, D.L., Jentschke, G. 1995. Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and non-mycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* (L) Karst). Plant and Soil. 178:239-245 .

-Mc Grath, S.P., Brooks, P.C. and Giller, K.E. 1988. Effects of potentially toxic metals in soils derived from past application of sewage sludge on nitrogen fixation by *Trifolium repens*. Soil Biology And Soil Biochemistry, 24: 415-424.

-Merritt, K.A., Erich, Erich M.S. 2003. Influence of organic matter decomposition on soluble carbon and its copper-binding capacity. Journal Environtal Quality. 32:2122-2131.

-Medina. A., Vassilev, N., Barwa, JM., Azcon, R. 2005. Application of *Aspergilus niger* -trated agrowaste residue and *Glomus mosseae* for improving growth and nutrition of *Trifolium repens* in a Cd- contaminated soil. Journal of Biotecnology. 116:369-378 .

-Mehindirata, S., Mahmooduzzafar, T.O., Iqbal, M. 2000. Cadmium induced changes in growth and structure of root and stem of *Solanum melongena* L. Phytomorphol. 50,243-251.

-Mench M., Martin, E. 1989. Mobiliztion of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., Nicotiana tabacum L. and Nicotiana rustica L. Plant and Soil. 132:187-196.

-Minakshi D., Singh A,K., Singh V.P., Mishra P.K. Singh 2012. Studes on different concentration of Lead (Pb) and Cadmium (Cd) on growth and accumulation in different parts of Tulsi (*Ocimum tenuiflium*), International Journal of environmental sciences. 3.189-196 .

-Miller, M.H. 2000. Arbuscular mycorrhiza and phosohorus nutrition of maize; a review of Guelph studies. Canadian Journal of Plant Science, 80: 47-52.

-Mikan, C., Abrams, M., 1995. Altered forest composition and soil properties of historic charcoal hearths in Southeastern Pennsylvania. Canadian Journal of Forest Research, 25: 687-696.

-Mohammad, M.J., H.I. Malkawi and R. Shibi. 2003. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi and phosphorus fertilization on growth and nutrient uptake of barley grown on soils with different levels of salts. Journal of PlantNutrition, 26: 125-137.

-Moya, J.L., Ros, R., and Picazo I. 1993. Influence of cadmium and nikel on growth. Net photosynthesis and carbohydrate distribution in rice plants. Photosynthetic Research Journal. 36:75-80 .

-Mueller, B., Rock, S., Gowswami, Dib, Ensley D. 1999: Phytoremdiation Decision Tree-Prepared by Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group:pp 1-36.

-Narval, R., P.M. Singh and M. Singh. 1993. Effect of cadmium and zinc application on quality of maize. Indian J. Plant Physiol. 36: 170-173.

-Nanda-Kumar P.B.A., Dushenkov V., Motto, H., Raskin I. 1995: Phtoxtraction: The use of plants to remove heavy metals soils. Environmental Science and Technology. 29:1232-1238 .

-Nigam, R., Srivastava, S., Prakash, S., Srivastava, M.M. 2001. Cadmium mobilization and plant availability- the impact of organic acids commonly exuded from roots Plant and Soil. 230, 107-113.

-Nowak J. 2007. Effects of cadmium and lead concentration and arbuscular mycorrhiza on growth, flowering and heavy metal accumulation in scarlet sage (*Salvia splendens sello toreador*). Acta agrobotanica. 60,1:79-83 .

-Novak, J.M., Busscher, W.J., Laird, D.L., Ahmedna, M., Watts, D.W., Niandou, M.A.S. 2009. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. Soil Science, 174: 105-112.

-Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., and Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular 939, US Gov. Printing Office,Washington, DC.

-Ouziad, F., Hildebrandt, U., Schmelzer, E., Bothe, H. 2005. Differential gene expressions in arbuscular mycorrhizal-colonized tomato grown under heavy metal stress. Journal Plant Physiol. 162:634-649 .

-Ozdener, Y., Guraykubay, H. 2011. Physiological and biological responses of the leaves of *Verbascum wiedemaniannum* Fisch and Mey to cadmium. Pakistan Journal Botany. 43,3:1521-1525.

-Padmavathiamma, P.K., Li, L.Y. 2007. Phytoremediation technology: Hyeper-accumulation metals in plants. Water air soil pollution journal. 184:105-126.

-Page, A.L., Miller, R.H., and Keeney, D.R. 1982. Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. ASA and SSSSA. Madison, WI.

-Pajuelo, E., Rodrı´guez-Llorente, I.D., Dary, M., Palomares, A.J. 2007. Toxic effects of arsenic on Sinorhizobiume *Medicago sativa* symbiotic interaction. Environmental Pollution, 1-9.

-Paradi, I., BERECEZ, B., Hala sz, K., Bratek, Z. 2003. Influence of arbuscular mycorrhiza and cadmium on the polymine contens of Ri T-DNA transformed saucus carota L. Root cultures . Acta biologica szegediensis. 47:31-36.

-Pawloska. T.E., Blaszkowski, J., and Ruhling A. 1996. The mycrohizal status of plants colonizing a calamine spoil mound in southern Poland. Mycorrhiza. 6:499-505.

-Pawlowska, TE., Charvat, I. 2004. Heavy metal stress and developmental patterns of arbuscular mycorhizal fungi. Applied environmental microbiology. 70: 6643-6649.

-Peltz, C., Nydick, K., Fitzgerald, G. and Zillich, C. 2010. Biochar for Soil Remediation on Abandoned Mine Lands. Geological Society of America. Denver Annual Meeting Geological Society of America, Denver, Colorado, USA.

-Peuke, AD., Rennenberg, H. 2005. Phytoremediation. EMBO Rep 6:497-501.

-Peirce A. The American PharmaceuticalAssociation practical guide to natural medicines. New York: William Morrow and Company, Inc.1999.

-Philips J.M., Haymann, D.S. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessemtn of infection. British. Mycology. Society. 55:158-161.

-Punz., W.F., Sieghardt, H. 1993. The response of roots of herbaceous plants species to heavy metals. Environmental and experimental botany. 33: 85-98.

-Rai, U.N., Pandey, K., Sinha, S., Singh, A., Saxena, R. and Gupta, D.K. 2004. Revegetating fly ash landfills with *Prosopis juliflora* L.: impact of different amendment and Rhizobium inoculation. Environment International. 30(3): 293-300.

-Raskin, I and B.D. Ensly. 2000. Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. John wiley & sons, inc., newyork. 5:67-79.

-Raskin, I., kumar, P.B. A.N. , Dushenkov, S. and Salt, D. 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants-currents opinion-biotechnology. 5: 285-290.

-Raskin, I., R.D. Smith and D.E. Salt, 1997: Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environments. curr. Opin. Biotechnol, 8, 2: 221-226.

-Rivera-becerril, F., Calantzis, C., Turnau, K., Caussanel, J-P., Belimov, A.A., Gianinazzi, S., Strasser, R.J., Gianinazzi- pearson, V. 2002. Cadmium accumulation and buffering of cadmium –induced stress by arbuscular mycorrhiza in three *Pisum sativum* L. Genotypes. Journal of experimental botany. 53.1177-1185 .

-Roberts, K.G., Gloy, B.A., Joseph, S., Scott, N.R., and Lehmann, J. (2010). "Life cycle assessment of biochar systems: Estimating the energetic, economic, and climate change potential, "Environ. Sci. Technol. 44, 827-833.

-Rondon, M., Lehmann, J., Ramirez, J. and Hurtado, M.P. 2007, Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with biochar additions. Biology and Fertility of soils, 43:699-708.

-Roosens, N., Verbruggen, N., Meerts, P., ximenez- embun, P., Smith, J.A.C. 2003. Natural variation in cadmium tolerance and its relationship to metal hyperaccumulation

for seven populations of *Thlaspi caerulescens* from wetern Europe. Plant and cell environment. 26:1657-1672 .

-Rosa, G., Peralta-Videa, J.R., Montes, M., Parsons, J.G., Cano-Aguilera, I., and Gardea-Torresdey, J.L. 2004. Cadmium uptake and translocation in tumbleweed (*Salsola kali*), a potential Cd-hyperaccumulator desert plant species: ICP/OES and XAS studies. Chemosphere. 55: 1159-1168.

-Rufykiri G., Huymans L., Wannijn J. 2004. Arbuscular mycorhizal fungi can decrease the uptake of uranium by subterranean clover grown at high levels of uranium in soil. Euviron. Pollut. 130: 427-436.

-Sawaki, H., Saito, M. 2001. Experessed genes in the extradical hyphase of and arbuscular mycorrhizal fungus, *Glomus intraradices*, in the symbotic phase. FEMS Microbology letters, 195: 109-113 .

-Salt, D.E., M. Blaylock, P.B.A. Nanda Kumar, V. Dushenkov, B.D. Ensley, I. and I. Raskin, 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants- biotechnology. 13: 468-474.

-Sanchez ME, Lindao E, Margaleff D, Martinez O, Moran A. 2009. Pyrolysis of agricultural residues from rape and sunflowers: production and characterization of bio-fuels and biochar soil management. J Anal Appl Pyrolysis. 85: 142-144.

-Scora, R.W., Chang, A.C. 1997. Essential oil quality and heavy metal concentrations of peppermint grown on a municipal sludge- amended soil. Journal of environment quality. 24,6: 975-979 .

-Scavrni, J., Ferreira, L.C., Valmorbida, J. and fernandes boaro C.S. 2009. Development of mint (*Menthe piperita* L.) Grown on biosolids. Evaluation of productivity and essential oil content. Brazilian archives of biology and technology. 52, 2:365-377.

-Schwartz, C., Gerard, E., Perronnet, K., Morel, J.L. 2001. Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. Science of the Total Environment. 279, 215–221.

-Shah, K. and R.S. Dubey. 1998. Cadmium suppresses phosphate level and inhibits the activity of phosphatases in growing rice seedlings. J. Agron. Crop Sci. 180: 223-231.

-Shen, H., Christie, P., Li, X. 2006. Uptake of zinc, cadmium and phosphorus by arbuscular mycorrhizal maize (*Zea mays* L.) from a low available phosphorus

calcareous soil spiked with zinc and cadmium. Environmental Geochemistry and Health, 28: 111-119.

-Siddhu G., and Ali Khan M.A. 2012. Effects of cadmium on growth and metabolism of *Phaseolus mungo*.jurnal of environment and biology. 5: 159-166.

-Skorzynska Polit, E., Baszynski, T. 1997. Difference in sensitivity of photosynthetic apparatus in Cd-stressed bean plants in relation to their age. Plant and Science. 128:11-21.

-Sovljanski, R., Obradovie S., Kisgeci, J., Lazie, S., Macko, V. 1989. Heavy Metals Contents and Quality of Hop Cones Treated by Pesticides During The Vagetation. Acta Horticulture. 249:81-88 .

-Sohi, S.P.E., Krull Lopez-Capel, E. and Bol, R. 2010. A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. Advances in Agronomy, 10: 47-82.

-Sohi, S., Lopez-Capel., S.E., Krull, E., Bol, R. 2009. Biocahr's roles in soil and climate change: a review of research needs. CSIRO, land and water science report 05/09, February. Pp 64.

-Srivastsva, N.K., Luthra, R. 1994. Ralationship between photosynthetic carbon metabolism and essential oil biogenesis in peppermint under Mn stess. Journal of Experimental Botany. 45:1127-1132 .

-Steiner, C., Glaser, B., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Blum, W.E.H., and Zech, W. 2008. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian ferralsol amended with compost and charcoal. Plant Nutrient Soil Science, 171:893-899.

-Stancheva, M., Geneva, M., Hristozkova, M., Markovska, M., Salmon, I. 2010. Antioxidant capacity of sage grown on heavy metal polluted soil. Russian Journal of Plant Physiology. 57,6:799-805.

-Stancheva IV., Boychinova M.M. Mincheva N.H., Yonova P.A. Geneva M.P. 2011. Effects of foliar L. growth, antioxidant capacity, and essential oil composition. Journal of Science Food and Agriculture. 15,90,4:696-702 .

-Subramanian, K.S., and Charest, C. 1998. Arbuscular mycorrhizae and nitrogen assimilation in maize after drought and recovery. Physiologia Plantarum, 102:285-296.

-Tavasolee, A.R., and Aliasgharzad, N. 2009. Effect of Arbuscular Mycorrhizal fungi on nutrient uptake and Onion yield in a saline soil at field conditions.Water and Soil Sci. 145: 158. 29.

-Tanga Y.T., Qiua R.L., Zemga X.W., Y R.R., Yua F.M., Zhoua X.Y.2009. Lead, zinc cadmium hyperaccumulation and stimulation in *Arabis paniculata* Franch. Environmental and Wxperimental Botany. 66:126-134 .

-Tawaraya, K., Naito, M., and Wagatsuma, T. 2006. Solubilization of insoluble inorganic phosphate by hyphal exudates of arbuscular mycorrhizal fungi. Journal of Plant Nutrition, 29: 657-665.

-Tester, M. and Leigh, R.A. 2001: Partitioning of nutrient transport processes in roots- Journal of Experimental Botany. 52:445-457.

-Thakur, A.K., and Panwar, J.D.S. 1997. Response of Rhizobium-vesicular arbuscular mycorrhizal symbionts on photosynthesis, nitrogen metabolism and sucrose translocation in greengram (*Phaseolus radiatus*). Indian Journal of Agricultural Sciences, 67(6): 245-248.

-Thies, J.E. and Rillig, M.C. 2009. Characteristics of biochar: biological properties. Sterling, London. In: Lehmann, J., and Joseph, S. (Eds.), Biochar for Environmental Management. London, pp: 85-105.

-Tirillini, B., Ricci A., Pintore, G., Chessa M., and Sighinolfi, S. 2006. Induction of Hypericins in *Hypericum perforatum* L. in Response to Chromium. Fitoterapia. 77:164-70 .

-Tinker, P.B. 1978. Effects of vesicular-arbuscular mycorrhizas on plant nutrition and plant growth. Physiologie Vegetale, 16: 743-751.

-Topalov, V., and Zhelyazkov, V. 1991. Effect of harvestion on the yield of fresh material, essential oil, and planting material from *Mentha piperita* L. and *Mentha arvensis* L. Herba Hungary. 50:60-67 .

-Tonin, C., Vandenkoornhuyse, P., Joner, E.J., Straczek, J., and Leyval, C. 2001. Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi diversity in the rhizosphere of Viola calaminaria and effect of these fungi on heavy metal uptake by clover. Mycorrhiza, 10:161-168.

-Tudoreanu L., and Phillips C.J.C 2004. Modeling cadmium uptake and accumulation in plants Advaces in Agronomy. 84:121-157.

-Uchimiya M, Lima IM, Klasson T, Chang S, Wartelle LH, Rodgers JE. 2010b. Immobilization of heavy metal ions (CuII, CdII, NiII, and PbII) by broiler litter-derived biochars in water and soil. J Agric Food Chem. 58: 5538-5544.

-Ulrich Hildebrandt, Marjana Regvar, Hermann Bothe. 2007. Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. Phytochemistry. 146-139 : (1)68.

-United States Protection Agency (USEPA). 2000. Introduction to Phytoremediation. EPA 600/R-99/107. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati. OH.

-Vaccari, F.P., Baronti, S., Lugato, E., Genesio, L., Castaldi, S., Fornaise, F. and Miglietta, F. 2011. Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. European Journal of Agronomy, 34: 231-238.

-Van der Heijden, M.G.A. 2010. Mycorrhizal fungi reduce nutrient loss from model grassland ecosystems. Ecology, 91: 1163-1171.

-Vogel-Mikus, K., Drobne, D., and Regvar, M. 2005. Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonisation of pennycress *Thlaspi praecox* Wulf. (*Brassicaceae*) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia. Environmental Pollution. 133: 233–242.

-Wallstedt, A., Coughlan, A., Munson, A.D., Nilsson, M.C. and Margolis, H.A. 2002. Mechanisms of interaction between Kalmia angustifolia cover and Picea mariana seedlings. Canadian Journal of Forest Research, 32: 2022-2031.

-Warnock. D.D., Lehmann, J., Kuyper, T.W., Rilling, M.C. 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil concepts and mechanisms. Plant Soil, 300: 9-20.

-Weissenhorn, I., Leyval, C., Belgy, G., and Berthelin, J. 1995. Arbuscular mycorrhizal contribution to heavy metal uptake by maize (*Zea mays* L.) in pot culture with contaminated soil. Mycorrhiza, 5: 245-251.

-Wei, S.H., Zhou, Q.X. 2004. Discussion on basic and strengthening measures for phytoremediation of soils contaminated heavy metals. Chinese Journal of Ecology. 23:65-72 (In Chinese English Summary).

-Wierzbicka M., 1995. How lead loses its toxicity to plant. Acta Society Botany of Poland. 64:81-90 .

-Whitfield, L., Richards A.J., Rimmer D.L., 2004. Effects of mycorrhizal colonization on *Thymus polytrichus* from heavy-metal-contaminated sites in northerm England. Mycorrhiza. 14:47-54 .

-Wojcik, M., Vangronsveld, J., Tukiendorf, A. 2005. Cadmium tolerance in *Thlaspi caerulescens*: Growth parameters, metal accumulation and phytochelatin synthesis in response to cadmium. Journal of Enviromental and Experimental Botany. 53:151-161 .

-Yadav, S.K., 2010. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. South African Journal of Botany. 76:167-179.

-Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I.F., Anshiori, S. and Ogawa, M. 2006. Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. Soil Science and Plant Nutrition, 52: 489-495.

-Yang, X.E., Long, X.X., Ye, H.B., He, Z.L., Calvert, D.V., Stoffela, P.J. 2004. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn hyperaccumulating plant species (*Sedum alfedii hance*). Plant Soil. 259:181-189.

-Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M. and Zimmerman, A.R. 2012. Effects of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. Available on: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere. 2012.06.002.

-Yeung. A.T. Hsu. C.N. 2005. Electrokinetic remedition of cadmiumcontaminated Clay.jurnal of Environ mental Engineering.131:298-304.

-Zengin F, Munzuroglu O. 2005. Effect of some heavy metals on content of chlorophyll, proline and some antioxidant chemicals in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) seedlings. Acta Biol Crac; 47(2):157–164.

-Zheljazkov, V.D., Warman, P.R. 2004. Applicationof High-Cu Compost to Dill and Peppermint. Journal of Agriculture Food Chemistry. 52,9:2615-2626.

-Zheljazkov V.D ., Lyle E., Craker B.X. 2006. Effects of Cd, Pb, and Cu on growth and essential oil contents in dill, peppermint, and basil Environmental and Experimental Botany, 58:9-16.

-Zhelgazkov, V.D., Nielsen, N.E. 1996. Effect of heavy metals on Peppermint and corn mint. Plant and soil. 178,1 :59-66.

-Zheljazkov V.D ,and Philip R, warman. 2003. Source-Separated Municipal solid Waste compost Applicationto to Swiss Chard and Basil. Heavy Metals in the Environment. Technical Report. P,27.

-Zhao, F.J., Lombi E., McGrath, S.P. 2003. Assessing the protential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. Plant and soil. 249:37-43.

-Zhu, Y.L., Pilon-Smits, E.A., Tarun, A.S., Weber, S.U., Jouanin, L., Terry, N. 1999. Cadmium tolerance and accumulation in India mustard is enhanced by over expressing gamma-glutamylcysteine synthetase. Plantphysiology. 121:1169-1178.

-Zhu, Y.G., Christie, P., and Laidlaw, A.S. 2001. Uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal white clover from Zn-contaminated soil. Chemosphere, 42: 193-199.

پیوست

پیوست ۱- جدول تجزیه واریانس میانگین مربعات داده های مایکوریزا و بیوچار و کادمیوم بر شاخص های مورد مطالعه نعنا فلفلی

	df	وزن برگ	سطح برگ	وزن ریشه	نسبت ساقه به ریشه	عملکرد بیولوژیک	درصد همزیستی مایکوریزا	کلروفیل
مایکوریزا	۲	۸/۵۰**	۴۰۳/۳۱**	۴/۷۷**	۰/۰۳**	۲۵/۸۷**	۳۹۸۵/۷۶**	۳۳۵/۲۱**
بیوچار	۱	۶/۰۰**	۲۱۰/۶۰**	۱/۹۳**	۰/۰۷**	۱۴/۷۳**	۱۷۰۱/۳۹**	۶۴/۴۳**
کادمیوم	۳	۷/۰۵**	۲۰۰/۷۷**	۵/۶۵**	۰/۰۰۲^{ns}	۲۵/۳۰**	۳۰۳۶/۱۱**	۳۵۴/۱۸**
مایکوریزا* بیوچار	۲	۰/۴۵**	۸۵/۱۸**	۰/۴۱**	۰/۱۱**	۰/۳۷^{ns}	۲۲۱/۱۸**	۹/۲۶^{ns}
مایکوریزا* کادمیوم	۶	۰/۰۴^{ns}	۱۴/۷۳^{ns}	۰/۰۳^{ns}	۰/۰۰۱^{ns}	۰/۱۱^{ns}	۱۰/۷۶^{ns}	۱۲/۱۷*
بیوچار* کادمیوم	۳	۰/۰۳^{ns}	۳/۱۸^{ns}	۰/۰۲^{ns}	۰/۰۰۲*	۰/۰۷^{ns}	۰/۴۶^{ns}	۰/۶۴^{ns}
مایکوریزا*بیوچار *کادمیوم	۶	۰/۰۲^{ns}	۰/۷۶^{ns}	۰/۰۲^{ns}	۰/۰۰۳**	۰/۰۳^{ns}	۲۰/۲۵^{ns}	۱/۵۷^{ns}
خطا	۴۸	۰/۰۴	۱۰/۵۸	۰/۰۴	۰/۰۰۱	۰/۱۴	۹/۳۸	۴/۶۲
ضریب تغییرات		۴/۱۹	۶/۳۱	۴/۹۳	۲/۶۳	۴/۳۸	۴/۱۴	۴/۳۷

	df	جذب کادمیوم برگ	جذب کادمیوم ریشه	فسفر گیاه	فسفر خاک	کربن خاک	نیتروژن گیاه	نیتروژن خاک	درصد اسانس
مایکوریزا	۲	۴/۴۹**	۴۹۵۰۸/۰۶**	۰/۰۰۴**	۰/۰۰۸**	۰/۲۸**	۰/۲۱**	۰/۰۰۱**	۰/۴۳**
بیوچار	۱	۵/۸۸**	۱۳۸۹۱۷/۲۱**	۰/۰۰۱*	۰/۰۰۷**	۲/۴۵**	۰/۳۴**	۰/۰۰۲**	۰/۷۰**
کادمیوم	۳	۹/۳۴**	۲۰۳۳۶۶۱/۷۵**	۰/۰۰۶**	۰/۰۰۴**	۰/۱۰**	۰/۶۶**	۰/۰۰۴**	۰/۷۱**
مایکوریزا* بیوچار	۲	۰/۵۷*	۷۰۰/۳۸^{ns}	۰/۰۰۱*	۰/۰۰۰۳^{ns}	۰/۱۰**	۰/۰۰۱^{ns}	۰/۰۰۰۲^{ns}	۰/۱۲**
مایکوریزا* کادمیوم	۶	۰/۲۰^{ns}	۸۷۷۴/۳۱**	۰/۰۰۴**	۰/۰۰۱**	۰/۴۱**	۰/۰۰۵^{ns}	۰/۰۰۰۳^{ns}	۰/۰۱**
بیوچار* کادمیوم	۳	۰/۶۲**	۸۵۵۷/۳۱**	۰/۰۰۳**	۰/۰۰۳**	۰/۰۳^{ns}	۰/۰۰۵^{ns}	۰/۰۰۰۲^{ns}	۰/۰۰۴^{ns}
مایکوریزا*بیوچار* کادمیوم	۶	۰/۲۲^{ns}	۲۰۴۴/۹۵^{ns}	۰/۰۰۱**	۰/۰۰۱**	۰/۰۵**	۰/۰۰۶^{ns}	۰/۰۰۰۱^{ns}	۰/۰۰۳^{ns}
خطا	۴۸	۰/۱۲	۸۹۵/۶۹	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۲	۰/۰۱	۰/۰۰۳	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۲
ضریب تغییرات		۱۰/۱۹	۶/۴۵	۱۲/۳۰	۱۰/۷۸	۱۰/۰۲	۲/۹۰	۸/۰۴	۴/۹۲

پیوست ۲- جدول مقایسه میانگین اثرات سطوح بیوچار، تلقیح مایکوریزا و کادمیوم بر شاخص های مورد مطالعه نعنا فلفلی در شرایط گلخانه

تیمارهای مورد مطالعه	وزن برگ(گرم در گیاه)	سطح برگ(سانتی متر مربع)	وزن ریشه(گرم در گیاه)	نسبت ساقه به ریشه	عملکرد بیولوژیک	درصد همزیستی مایکوریزا(٪)	کلروفیل(االسپد)	جذب کادمیوم برگ(میلیگرم در کیلوگرم)	جذب کادمیوم ریشه(میلیگرم در کیلوگرم)	فسفر گیاه(٪)	فسفر خاک(٪)	کربن خاک(٪)	نیتروژن گیاه(٪)	نیتروژن خاک(٪)	درصد اسانس(٪)
سطوح بیوچار (۵درصد خاک)															
بدون بیوچار	^{b}۴/۱۹	^{b}۴۹/۸۱	^{b}۳/۹۳	^{b}۱/۰۶	^{b}۸/۱۲	^{b}۶۹/۰۳	^{b}۴۸/۳۱	^{b}۳/۱۵	^{b}۴۱۹/۷۹	^{b}۰/۱۳۵	^{b}۰/۱۳	^{b}۱/۰۱	^{b}۱/۷۳	^{b}۰/۰۶	^{b}۰/۷۵
با بیوچار	^{a}۴/۷۷	^{a}۵۳/۲۳	^{a}۴/۲۶	^{a}۱/۱۲	^{a}۹/۰۳	^{a}۷۸/۷۵	^{a}۵۰/۲۰	^{a}۳/۷۲	^{a}۵۰۷/۶۴	^{a}۰/۱۴۳	^{a}۰/۱۵	^{a}۱/۳۸	^{a}۱/۸۷	^{a}۰/۰۷	^{a}۰/۹۴
LSD=5%	۰/۰۹	۱/۵۴	۰/۱۰	۰/۰۱	۰/۱۸	۱/۴۵	۱/۰۲	۰/۱۷	۱۴/۱۸	۰/۰۰۸	۰/۰۰۷	۰/۰۶	۰/۰۲	۰/۰۰۲	۰/۰۲
سطو مایکوریزا															
بدون مایکوریزا	^{b}۳/۷۹	^{b}۴۶/۷۹	^{c}۳/۵۹	^{c}۱/۰۵	^{b}۷/۳۸	^{c}۵۹/۱۷	^{c}۴۵/۱۶	^{c}۲/۹۵	^{b}۴۳۲/۱۳	^{b}۰/۱۳	^{c}۰/۱۲	^{b}۱/۱۵	^{c}۱/۷۰	^{c}۰/۰۶	^{c}۰/۷۰
G.mosseae	^{a}۴/۸۳	^{a}۵۴/۱۳	^{a}۴/۴۳	^{b}۱/۰۹	^{a}۹/۲۶	^{b}۷۹/۳۸	^{b}۵۰/۱۰	^{a}۳/۷۹	^{a}۵۱۵/۷۶	^{a}۰/۱۵	^{a}۰/۱۵	^{a}۱/۳۱	^{a}۱/۸۹	^{a}۰/۰۷	^{b}۰/۸۹
G. intraradices	^{a}۴/۸۱	^{a}۵۳/۶۳	^{b}۴/۲۸	^{a}۱/۱۲	^{a}۰/۰۹	^{a}۸۳/۱۳	^{a}۵۲/۴۹	^{b}۳/۵۶	^{b}۴۴۳/۲۴	^{a}۰/۱۴	^{b}۰/۱۴	^{b}۱/۱۱	^{b}۱/۸۲	^{b}۰/۰۶	^{a}۰/۹۶
LSD=5%	۰/۱۱	۱/۸۹	۰/۱۲	۰/۰۲	۰/۲۲	۱/۷۸	۱/۲۵	۰/۲۰	۱۷/۳۷	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۷	۰/۰۳	۰/۰۰۳	۰/۰۲
سطوح کادمیوم															
صفر	^{a}۵/۱۷	^{a}۵۴/۴۷	^{a}۴/۷۵	^{ab}۱/۰۸	^{a}۹/۹۲	^{a}۸۸/۶۱	^{a}۵۴/۱۸	^{c}۲/۷۸	^{d}۳۶/۹۶	^{a}۰/۱۶	^{b}۰/۱۳	^{bc}۱/۱۵	^{a}۲/۰۴	^{a}۰/۰۸	^{a}۱/۱۰
۲۵	^{b}۴/۷۴	^{ab}۵۳/۱۱	^{b}۴/۲۹	^{a}۱/۱۰	^{b}۹/۰۲	^{b}۷۹/۴۴	^{b}۵۱/۵۵	^{c}۳/۰۱	^{c}۳۹۴/۳۶	^{a}۰/۱۵	^{b}۰/۱۲	^{ab}۱/۲۱	^{b}۱/۸۶	^{b}۰/۰۷	^{b}۰/۹۱
۵۰	^{c}۴/۳۱	^{b}۵۱/۶۸	^{c}۳/۹۲	^{a}۱/۰۹	^{c}۸/۲۳	^{c}۶۸/۸۹	^{c}۴۶/۹۴	^{b}۳/۵۴	^{b}۵۹۱/۴۴	^{b}۰/۱۳	^{a}۰/۱۴	^{c}۱/۱۲	^{c}۱/۷۲	^{c}۰/۰۶	^{c}۰/۷۲
۱۰۰	^{d}۳/۷۰	^{c}۴۶/۸۱	^{d}۳/۴۳	^{b}۱/۰۷	^{d}۷/۱۴	^{d}۵۸/۶۱	^{d}۴۴/۳۴	^{a}۴/۴۰	^{a}۸۳۲/۰۸	^{b}۰/۱۲	^{a}۰/۱۵	^{a}۱/۲۸	^{d}۱/۵۹	^{d}۰/۰۵	^{d}۰/۶۵
LSD=5%	۰/۱۳	۲/۱۸	۰/۱۴	۰/۰۲	۰/۲۵	۲/۰۵	۱/۴۴	۰/۲۳	۲۰/۰۶	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۸	۰/۰۴	۰/۰۰۳	۰/۰۳

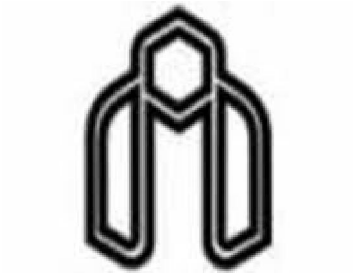
پیوست ۳- جدول مقایسه میانگین اثرات متقابل سه گانه مایکوریزا، بیوچار و کادمیوم بر شاخص های مورد مطالعه نعنا فلفلی در شرایط گلخانه

مایکوریزا	بیوچار	کادمیوم	نسبت ساقه به ریشه	فسفر گیاه(٪)	فسفر خاک(٪)	کربن خاک(٪)
بدون مایکوریزا	بدون بیوچار	سطح ۰	^{h}۰/۹۵	^{gh}۰/۱۰	^{gh}۰/۱۰	^{j}۰/۶۰
		سطح۲۵	^{h}۰/۹۴	^{b}۰/۱۷	^{h}۰/۰۹	^{ghi}۰/۹۸
		سطح۵۰	^{h}۰/۹۵	^{h}۰/۰۸	^{cde}۰/۱۴	^{ghi}۰/۹۴
		سطح۱۰۰	^{h}۰/۹۶	^{bcd}۰/۱۵	^{gh}۰/۱۰	^{cd}۱/۲۸
	با بیوچار	سطح ۰	^{abcd}۱/۱۴	^{bcd}۰/۱۵	^{h}۰/۰۹	^{fghi}۱/۰۱
		سطح۲۵	^{ab}۱/۱۸	^{cde}۰/۱۴	^{cde}۰/۱۴	^{c}۱/۳۶
		سطح۵۰	^{a}۱/۱۹	^{h}۰/۰۸	^{def}۰/۱۳	^{de}۱/۱۸
		سطح۱۰۰	^{cde}۱/۱۱	^{cde}۰/۱۴	^{bcd}۰/۱۵	^{a}۱/۸۷
مایکوریزا	**بیوچار**	**کادمیوم**	**نسبت ساقه به ریشه**	**فسفر گیاه(٪)**	**فسفر خاک(٪)**	**کربن خاک(٪)**
G. mosseae	بدون بیوچار	سطح ۰	^{cde}۱/۱۱	^{bcd}۰/۱۵	^{bcd}۰/۱۵	^{c}۱/۳۸
		سطح۲۵	^{bcd}۱/۱۳	^{bc}۰/۱۶	^{efg}۰/۱۲	^{hi}۰/۸۸
		سطح۵۰	^{cdef}۱/۱۰	^{cde}۰/۱۴	^{def}۰/۱۳	^{ghi}۰/۹۷
		سطح۱۰۰	^{abcd}۱/۱۴	^{cde}۰/۱۴	^{bc}۰/۱۶	^{efg}۱/۰۸
	با بیوچار	سطح ۰	^{dgf}۱/۰۹	^{b}۰/۱۷	^{bcd}۰/۱۵	^{a}۱/۸۷
		سطح۲۵	^{efg}۱/۰۷	^{bc}۰/۱۶	^{cde}۰/۱۴	^{b}۱/۶۷
		سطح۵۰	^{fg}۱/۰۵	^{cde}۰/۱۴	^{bc}۰/۱۶	^{c}۱/۳۶
		سطح۱۰۰	^{g}۱/۰۲	^{efg}۰/۱۲	^{a}۰/۲۱	^{cd}۱/۲۹
مایکوریزا	**بیوچار**	**کادمیوم**	**نسبت ساقه به ریشه**	**فسفر گیاه(٪)**	**فسفر خاک(٪)**	**کربن خاک(٪)**
G.intraradices	بدون بیوچار	سطح ۰	^{cde}۱/۱۱	^{bcd}۰/۱۵	^{bc}۰/۱۶	^{i}۰/۸۵
		سطح۲۵	^{bcd}۱/۱۳	^{fg}۰/۱۱	^{gh}۰/۱۰	^{efg}۱/۱۰
		سطح۵۰	^{cdef}۱/۱۰	^{cde}۰/۱۴	^{efg}۰/۱۲	^{ghi}۰/۹۸
		سطح۱۰۰	^{efg}۱/۰۶	^{def}۰/۱۳	^{def}۰/۱۳	^{efgh}۱/۰۴
	با بیوچار	سطح ۰	^{cdef}۱/۱۰	^{a}۰/۲۲	^{fgh}۰/۱۱	^{de}۱/۱۸
		سطح۲۵	^{abcd}۱/۱۴	^{b}۰/۱۷	^{cde}۰/۱۴	^{cd}۱/۲۹
		سطح۵۰	^{ab}۱/۱۸	^{def}۰/۱۳	^{b}۰/۱۷	^{cd}۱/۲۷
		سطح۱۰۰	^{abc}۱/۱۵	^{gh}۰/۱۰	^{bc}۰/۱۶	^{def}۱/۱۵
LSDحداقل تفاوت معنی دار (۵٪)			۰/۰۵	۰/۰۳	۰/۰۲	۰/۱۶

Abstract:

Green remediation or phytoremediatin of heavy metals is one of the most cheapest technology and compatible with environment strategy, which is practical way to remove pollution from agricultural soil. Research has shown that some medicinal plants can be cultivated in soil contaminated with heavy metals without evidence of these hazardous elements in end products, like essence. In order to investigate phytoremediation capability of peppermint (*Mentha piperita* L.), a greenhouse study was conducted at the research greenhouse of the Agricultural Faculty of Ferdowsi University of Mashhad (Mashhad, Iran) between January and April 2013 to assess the effects of biochar and mycorrhizal fungi on accumulation characteristics of cadmium (Cd) in peppermint (*Mentha piperita* L.) grown in contaminated soil. A factorial experiment laid out in Randomized Complete Block Design (RCBD) with three replications was used. Results showed that application of biochar and inoculation of AMF increased dried weight of shoots and roots. Also application of biochar caused increase on essence percentage in all AMF inoculated peppermints. It seems that AMF inoculation especially with *Glomus intraradices* and bichar application have a significant roll in development of phytoremediation. Comparison of interaction effects of biochar and Cd showed that application of biochar with Cd at 100 mg/Kg level, had the highest Cd accumulation in root. AMF and biochar had positive impact on growth and Cd uptake in root and shoots of peppermint.

Keywords: Essence, Contaminated soil, Phytoremediation, Medical plant



ShahroodUniversityof Technology

Faculty Agriculture

The effects of biochar and arbuscularmycorrhiza on uptake, transportation and accumulation of cadmium in Menthapiperita

Aida Rezaian

Supervisors:

Dr. HamidrezaAsghari

Dr. MohamadrezaAmeriyan

July 2014