

Investigation of $\text{No}_3\text{-N}$ Mass Balance Between Effluent and Soil Affected by Application of Raw Pistachio Residues and Its Biochar

SAEID SANA EI ARDAKANI¹, MAHDI SHORAF A^{2*}, ABDOLMAJID LIAGHAT³, MOHSEN FARAHBAKHS H⁴, FARHAD DEGHANI⁵

1. PhD Student of Soil Science Department, University of Tehran, Karaj, Iran.

2. Professor of Soil Science Department, University of Tehran, Karaj, Iran.

3. Professor of Irrigation and Reclamation Engineering Department, University of Tehran, Karaj, Iran.

4. Associate Professor of Soil Science Department, University of Tehran, Karaj, Iran.

5. Assistant Professor, National Salinity Research Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Yazd, Iran

(Received: June. 13, 2018- Revised: Aug. 18, 2018- Accepted: Aug. 25, 2018)

ABSTRACT

Disturbance in nitrogen cycle balance has a negative impact on the overall trend of sustainable development and the use of soil amendments is necessary to reduce these hazards. In order to investigate the effect of some amendments and irrigation water salinity on mass nitrate balance, a factorial experiment in a completely randomized design with three replicates was conducted. The treatments consisted of three levels of soil amendments (zero, 7.5 g/kg of raw pistachio residues and 7.5 g/kg of its biochar) and four salinity levels of irrigation water 0.5 (tap water), 5.5, 8 and 10.5 dS/m. Two pistachio seedlings were transferred to all columns and then in three stages and in each stage, 25 mg/kg N of potassium nitrate was added to the soil. After adding nitrogen, nitrate measurements were done in different times. The results indicated that the pistachio residuals and its biochar increased nitrate outflow from the soil by 9% and 52%, respectively. The nitrate concentration with the exit of about 60% of the drainage water (about 7 hours later) reached the lowest, then remained constant until complete exit.

Key words: Cadmium column, Nitrate leaching, Pyrolysis process, Soil nitrate.

بررسی بیلان جرمی نیتروژن نیتراتی ($\text{NO}_3\text{-N}$) بین زهاب خروجی و خاک تحت تأثیر کاربرد بقایای خام پسته و بیوچار آن

سعید سنائی اردکانی^۱، مهدی شرفا^{۲*}، عبدالمجید لیاقت^۳، محسن فرحبخش^۴، فرهاد دهقانی^۵

۱. دانشجوی دکتری گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تهران، کرج، ایران.

۲. استاد گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تهران، کرج، ایران.

۳. استاد گروه مهندسی آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران، کرج، ایران.

۴. دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تهران، کرج، ایران.

۵. استادیار مرکز ملی تحقیقات شوری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، یزد، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۳/۲۳ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۷/۵/۲۲ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۶/۳)

چکیده

اختلال در بیلان چرخه نیتروژن بر روند کلی توسعه پایدار تأثیر منفی داشته و استفاده از مواد اصلاحی برای کاهش این مخاطرات ضروری می‌باشد. به منظور بررسی اثر چند ماده اصلاحی و شوری آب آبیاری بر بیلان جرمی نیترات، یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام شد. تیمارها شامل سه سطح ماده اصلاحی (صفر، ۷/۵ گرم بقایای پسته در کیلوگرم خاک و ۷/۵ گرم بیوچار در کیلوگرم خاک) و چهار سطح شوری آب آبیاری (۰/۵ (آب شهر)، ۵/۵، ۸ و ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر بود. به تمام ستون‌ها دو نهال پسته منتقل و سپس در سه مرحله و در هر مرحله ۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم نیتروژن از منبع نیترات پتاسیم به آن‌ها اضافه شد. پس از اضافه کردن نیتروژن، در زمان‌های مختلف، اندازه‌گیری نیترات صورت گرفت. نتایج نشان داد که بقایای خام پسته و بیوچار آن، خروج نیترات از خاک را به ترتیب ۹ و ۵۲ درصد نسبت به شاهد افزایش دادند. غلظت نیترات با خروج حدود ۶۰ درصد زهاب (حدود ۷ ساعت بعد)، به کمترین مقدار رسیده، سپس تا خروج کامل ثابت باقی ماند.

واژه‌های کلیدی: آبشویی نیترات، ستون کادمیم، فرآیند گرماکافت، نیترات خاک.

مقدمه

گیاه پسته (*Pistacia vera* L) گیاهی است که از نظر فیزیولوژیکی مقاوم به تنش‌های خشکی و شوری بوده و لذا کشت گسترده آن در استان یزد و خصوصاً شهرستان اردکان که عمدتاً شرایط آب و خاک شور در آنجا حاکم می‌باشد، رواج دارد. حال اگر با کاربرد ترکیبات آلی اصلاحی، ماندگاری ترکیبات نیتروژنه در خاک افزایش یابد و نیز مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی خصوصاً نیتروژنی مدیریت شود، سهم به‌سزائی در کاهش تخریب خاک، صرفه‌جویی در مصرف کودهای نیتروژنی و کاهش آلودگی منابع آبی خواهند داشت. درجه تأثیر بیوچار بر مدیریت آلاینده‌ها بستگی به سطح ویژه آن، توزیع اندازه حفرات و ظرفیت تبادل یونی آن دارد. همچنین مکانیسم عملکرد بیوچار در خاک، تحت تأثیر شرایط غالب در طول تشکیل آن و نیز موادی که از آن ساخته می‌شود قرار می‌گیرد (Sohi et al., 2010).

درجه تأثیر شوری بر پارامترهای گیاهی و شاخص‌های خاک تعیین‌کننده چگونگی ارتباط اجزای بیلان نیتروژن در شرایط شور می‌باشد (Phoga et al., 2014). به عبارت دیگر

با توجه به این که خاک محیط منحصر به فردی برای زندگی انواع حیات خصوصاً گیاهان می‌باشد، برای کنترل یا حذف آلودگی آن می‌بایست منشأ تشکیل آلودگی را شناسایی نموده و راه کارهای لازم برای رفع آن را پیدا نمود (Erfanmanesh and Afyoni, 2005). با انتقال کودهای شیمیایی، سموم و آفت‌کش‌های مصرفی در بخش کشاورزی و محیط‌زیست به اعماق پایین، قابلیت استفاده گیاه از آن‌ها کاهش یافته و بعلاوه تهدیدی برای کیفیت آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شود. یکی از گزینه‌های ارزشمند به‌منظور کاهش شدت آبشویی ترکیبات نیتروژنه و نیز کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای، کاربرد بیوچار (کربن سیاه یا زغال زیستی) تولیدی از زیست‌توده در زیست‌بوم خاک است (Clough et al., 2013). لذا استفاده از زغال زیستی به دلیل دربرداشتن کربن آروماتیک و مقاوم به تجزیه، ابزاری مناسب برای توقف و ترسیب طولانی‌مدت کربن، مقابله با تغییر اقلیم و نیز کاهش آلودگی‌ها می‌باشد (Lehmann, 2007).

که جذب نیترات توسط بیوچارهای چوبی به طور معنی داری بیشتر از بیوچارهای غیر چوبی بود.

در تحقیقی نشان داده شد که خاک متأثر از چمن برمودا با سیستم ریشه‌ای عمیق در شرایط استفاده از آب با شوری متوسط، در جذب نیتروژن تأثیرگذار بوده و بنابراین کاهش‌دهنده آبشویی نیترات بود. به عبارتی، شوری هیچ‌گونه تأثیری بر کاهش تولید، بیومس، سرسبزی و توزیع ریشه نداشت و لذا عدم تأثیر املاح بر آبشویی نیترات را توصیف نمودند (Bowman et al., 2006). علی‌رغم برخی اختلاف نظرات در خصوص تأثیر شوری بر جذب نیتروژن گیاهی، Zhou et al. (2016) نشان دادند که جذب نیتروژن توسط پنبه و نیز بازیافت ظاهری نیتروژن، به طور معنی داری با افزایش شوری آب آبیاری کاهش یافت و آبیاری بلندمدت با آب شور را مانع جذب نیتروژن نیتراتی دانستند.

در مطالعات انتقال نیترات نشان داده شد که در شرایط کشت ذرت، با افزایش کود تزریقی غلظت نیترات تا عمق ۶۰ سانتی‌متر افزایش یافته و در اعماق پایین‌تر از آن تا عمق ۱۲۰ سانتی‌متر ثابت باقی ماند (Abbasi et al., 2003). با مطالعه نیمرخ‌های خاک مشخص شد که عمده تلفات نمک و نیتروژن نیتراتی به ترتیب مربوط به عمق‌های ۶۰ و ۴۰ سانتی‌متری خاک بود (Feng et al., 2005). در تحقیق دیگری (Abbasi et al., 2008) تغییرات غلظت نیترات در اعماق پایین‌تر از ۴۰ سانتی‌متر را ناچیز گزارش کردند. در مطالعه‌ای نشان داده شد که بیشترین تجمع نیترات در خاک مربوط به کود آلی در خاک لوم رسی و کمترین تجمع آن مربوط به کود شیمیایی در خاک لوم شنی بود. همچنین با کاربرد کود شیمیایی (در مقایسه با کود آلی)، انتقال نیترات تا عمق بیشتر از ۷۵ سانتی‌متر، ادامه یافت (Mostofi, 2009). در تحقیقی Mai et al. (2010) آبشویی نیترات در لایه‌های عمیق‌تر خاک را با کاربرد آب شور گزارش نمودند. درعین حال، Jago et al. (2012) با بررسی مدل STICS نشان دادند که الگوی آبشویی نیترات در خاک، از نظر زمانی و مکانی به شدت خاص و نامنظم می‌باشد.

با بررسی منابع مشخص شد که تحقیق خاصی در زمینه تأثیر بقایای پسته بر دینامیک نیتروژن در شرایط شور وجود ندارد و لذا این تحقیق با هدف بررسی تأثیر بقایای خام و بیوچار پسته بر آبشویی و انتقال نیترات در خاک انجام شد. همچنین اثر متقابل این اصلاح‌کننده‌ها با شوری آب آبیاری بر جابجایی نیترات در خاک مورد بررسی قرار گرفت. به عبارت دیگر در این تحقیق، اثر تیمارهای مختلف بر بیلان کلی نیتروژن نیتراتی که اجزای آن شامل نیترات خاک، نیترات خروجی از خاک و نیترات جذب‌شده گیاهی می‌باشند، مورد بررسی قرار گرفت.

ظرفیت بالای جذب و سیستم ریشه‌ای گسترده گیاه سبب حفظ کارایی بالای جذب نیتروژن و کاهش آبشویی نیترات در شرایط شور ناحیه ریشه می‌شود (Bowman et al., 2006). شوری آب و میزان کاربرد نیتروژن بر شوری و رطوبت خاک، خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک و نیز تغییر شکل نیتروژن تأثیرگذار است (Zhou et al., 2016). تأثیر شوری آب آبیاری بر تغییر شکل‌های نیتروژن خاک از طریق کند کردن برخی از فرآیندهای بیولوژیکی-میکروبی مسئول در حفظ تعادل آمونیوم-نیترات می‌باشد (Lodhi et al., 2009).

اکثر قریب به اتفاق مطالعات صورت‌گرفته تأثیر مثبت بیوچارهای تهیه‌شده از انواع مواد اولیه را بر کاهش آبشویی آمونیوم و نیز فلزات سنگین با بار مثبت به اثبات رسانده‌اند در حالی که اتفاق نظر کاملی در خصوص تأثیر آن‌ها بر کاهش آبشویی نیترات وجود نداشته و نوع مواد خام اولیه و نیز وجود برخی شرایط خاص در تولید بیوچار سبب برخی تناقضات در این زمینه شده است. افزایش کارایی مصرف کود نیتروژنی در گیاه ترپچه در شرایط حضور بیوچار بقایای سبز و نهایتاً کاهش آبشویی نیترات گزارش شده است (Chan et al., 2008). بیان شده که بیوچار حاصل از مواد و فرآیندهای خاص، می‌تواند هدررفت نیترات از خاک توسط آبشویی را کاهش دهد (Ding et al., 2010). در تحقیقی نشان داده شد فقط کاربرد بیوچار باگاس حاصل از حرارت ۸۰۰ درجه سانتی‌گراد در خاک، زمان ماندن نیترات در ناحیه ریشه را افزایش داده و فرصت بیشتری را برای جذب نیترات فراهم می‌آورد (Kameyama et al., 2012). در مطالعه‌ای نشان داده شد که آبشویی آمونیوم خیلی اندک بود و تحت تأثیر بیوچار قرار گرفت در حالی که آبشویی نیترات بعد از چهار ماه تحت تأثیر بیوچار قرار نگرفت (Ventura et al., 2013). در تحقیق دیگری نشان داده شد در شرایطی که آلودگی آمونیومی قابل توجه باشد، استفاده از بیوچار اهمیت داشته ولی تأثیر بیوچار بر کاهش آلودگی نیتراتی به وضوح اثبات نشده است (Gai et al., 2014). گزارش شده که اندازه بیوچار تأثیری بر کاربرد آن در جلوگیری از آبشویی نیترات ندارد ولی افزایش مصرف آن به طور معنی داری سبب کاهش بیشتر آبشویی شده است (Ghorbani et al., 2015). بیان شده بیوچار به دلیل افزایش قابل توجه در تولید ذرت شیرین، افزودنی مؤثری برای مقابله با آبشویی زیاد نیترات (به طور غیرمستقیم) می‌باشد (Isaac et al., 2015). همچنین Kameyama et al. طی تحقیقی گزارش کردند خصوصیات جذب نیترات در بیوچارها بسته به نوع ماده اولیه و شرایط پیرولیز (فرآیند تبدیل بیومس آلی به بیوچار) متفاوت بوده ولی این تأثیرات به طور کامل و واضح مشخص نشده‌اند. آن‌ها نشان دادند

مواد و روش‌ها

آزمایش‌های اولیه آب و خاک

این تحقیق به صورت گلخانه‌ای و در محل ایستگاه تحقیقات پسته اردکان انجام شد. عملیات پر شدن ستون‌ها با استفاده از خاکی زراعی با بافت Sandy Loam انجام شد. حجم قابل توجهی از این خاک (حدود ۱۰ تن) از زمین زراعی به ایستگاه تحقیقات پسته انتقال داده شد. همچنین آب چاه ایستگاه تحقیقات پسته (با قابلیت هدایت الکتریکی ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر) برای تهیه سایر سطوح شوری آب آبیاری مورد استفاده واقع شد. نمونه خاک مورد نظر پس از هوا-خشک شدن، از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد. پارامترهایی از قبیل درصد اشباع (SP)، هدایت الکتریکی عصاره اشباع (ECe)، pH عصاره اشباع، کاتیون‌ها (کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم) و آنیون‌های (کلر، سولفات، کربنات و بی‌کربنات) محلول در عصاره اشباع و نسبت جذب سدیم (SAR)، اندازه‌گیری شد. میزان فسفر قابل جذب به روش اولسن و نیتروژن کل به روش کجل‌دال تعیین شد. درصد کربنات کلسیم معادل به روش کلسی‌متری و میزان کربن آلی خاک به روش والکلی‌بلک اندازه‌گیری شد. تعیین توزیع اندازه ذرات خاک به روش هیدرومتری و اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بر اساس روش چاپمن انجام شد. همچنین آب شور ایستگاه پسته از نظر هدایت الکتریکی، pH، کاتیون‌ها و آنیون‌های محلول و نسبت جذب سدیم، مورد آنالیز قرار گرفت (Soil Survey Staff, 2014). کربن، هیدروژن و نیتروژن ترکیبات اصلاحی به روش آنالیز دستگاهی تعیین شده و نیز اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی این ترکیبات با روش اصلاح‌شده جایگزینی اجباری استات سدیم انجام شد (Gaskin et al., 2008).

آماده‌سازی و اعمال تیمارها

مواد اصلاحی آلی به کار رفته در این تحقیق، بقایای خام حاصل از پوست‌گیری محصول پسته و نیز بیوجار به‌دست‌آمده از این بقایا بود که هر دو از الک ۴ میلی‌متر عبور داده شد. با بررسی‌های صورت‌گرفته مقدار ۲۵ میلی‌گرم نیتروژن در کیلوگرم خاک به‌عنوان معیار برای ورود به سیستم در شرایط حضور نهال پسته در نظر گرفته شد (Sepaskhah and Maftoun, 1994). این مقدار تقریباً معادل ۱۵۰ کیلوگرم اوره در هکتار (عرف رایج منطقه برای نهال پسته) بود. ۳۶ ستون از جنس پلی‌اتیلن به قطر ۴۵ و ارتفاع ۱۰۰ سانتی‌متر و با لحاظ نمودن سوراخی ۳ سانتی‌متری در کف به‌منظور زهکشی، تهیه شد. تیمارها شامل سه سطح ماده اصلاحی (صفر، ۷/۵ گرم در کیلوگرم بقایای پسته و ۷/۵ گرم در کیلوگرم بیوجار) و چهار سطح شوری آب آبیاری ۰/۵ (آب شهر)، ۵/۵، ۸

و ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر در سه تکرار بودند. استوانه‌ها توسط خاک با رطوبت وزنی ۱۰ درصد، به‌صورت لایه لایه (لایه‌های ۱۰ سانتی‌متری) و معادل جرم مخصوص ظاهری خاک منطقه، پر شدند. عملیات پر کردن ستون‌ها تا ۴۰ سانتی‌متری، تنها با خاک بوده ولی در تیمارهای مواد اصلاحی از ارتفاع ۴۰ تا ۸۰ سانتی‌متر، عملیات پر شدن ستون‌ها، با خاک مرطوب اختلاط یافته با ماده اصلاحی انجام گرفت. با توجه به این‌که Sanden et al. (2004) حد آستانه کاهش عملکرد برای گیاه پسته را قابلیت هدایت الکتریکی ۶/۳ دسی‌زیمنس بر متر برای آب آبیاری تعیین کردند، لذا شوری‌های پایین‌تر از این حد، به‌عنوان شوری‌های کمتر از آستانه و شوری‌های بالاتر از آن، به‌عنوان شوری‌های بیشتر از آستانه کاهش عملکرد در نظر گرفته شدند. پس از پر شدن ستون‌های خاک از تیمارهای مورد نظر، ۲ نهال یکنواخت پسته (که قبلاً به‌صورت جداگانه در کیسه‌های پلاستیکی کاشته شده بود) به هر ستون انتقال داده شد. آبیاری تیمارها بر اساس تخلیه رطوبتی خاک و با در نظر گرفتن کسر آبشویی ۳۰ درصد انجام گرفت. در طی دوره‌ای (مقطع زمانی) که مطالعه بیان جرمی نیترات صورت گرفت، ورود نیترات پتاسیم به خاک در ۳ نوبت، همراه با آب آبیاری و با فاصله زمانی ۳ هفته نسبت به یکدیگر، در هر ستون خاک انجام شد. آرایش تیمارهای اصلاحی و شوری آب آبیاری در گلخانه، در ۳ ردیف و به‌صورت توزیع تصادفی انجام شد.

نحوه نمونه‌برداری و اندازه‌گیری نیترات

در هنگام آبیاری معمولی، نمونه‌برداری از زهاب به‌صورت تجمعی و پس از گذشت زمان حدود ۴۸ ساعت (زمان خروج کامل زهاب از ستون خاک) انجام گرفت. پس از اضافه کردن نیترات پتاسیم همراه با آب آبیاری به‌عنوان منبع نیتراتی، نمونه‌برداری به‌صورت لحظه‌ای و در زمان‌های بلافاصله پس از خروج زهاب، ۰/۵، ۱/۵، ۳/۵، ۶/۷۵، ۱۴، ۲۱/۵ و ۴۸ ساعت بعد انجام گرفت. این زمان‌ها تقریباً معادل صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۹۰ و ۱۰۰ درصد زهاب خروجی بودند. ۵۰ سی‌سی از نمونه زهاب، جمع‌آوری و بلافاصله به یخچال منتقل گردید. نمونه‌برداری از خاک با فواصل ۱۰ سانتی‌متر و تا عمق ۸۰ سانتی‌متری ستون‌ها، با استفاده از اگر تانسیموتر انجام شد. در مجموع ۲۸۸ نمونه از زهاب و ۳۲۴ نمونه از خاک گرفته شد. عصاره‌گیری از خاک با کلرید پتاسیم ۲ مولار و اندازه‌گیری نیترات به روش احیا با ستون کادمیم و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر انجام گرفت (Keeney and Nelson, 1982).

تجزیه آماری

آنالیز واریانس داده‌ها با استفاده از SAS9.2 و مقایسات میانگین به روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد برای اجزای بیلان نیتروژن صورت گرفت.

نتایج و بحث

آنالیز خاک، آب و مواد اصلاحی

خصوصیات فیزیکی شیمیایی خاک مورد استفاده و آب شور ایستگاه تحقیقات پسته اردکان در (جدول‌های ۱ تا ۳) و نیز خصوصیات شیمیایی ترکیبات اصلاحی در جدول (۴) مشاهده می‌گردد. همان‌طور که در جدول (۱) مشاهده می‌شود، همانند اکثر خاک‌های موجود در مناطق با اقلیم گرم و خشک، خاک زراعی مورد استفاده برای پر نمودن ستون‌ها یک خاک آهکی با ماده آلی پایین بوده و با توجه به این که آهک در این مناطق جزء ساختار

خاک محسوب می‌گردد، در اندازه‌گیری توزیع اندازه ذرات خاک جداسازی آن لزومی ندارد. آب آبیاری مورد استفاده با قابلیت هدایت الکتریکی بالاتر از حد آستانه، جزء آب‌های شور محسوب شده و در صورتی که امکان تعویض یا اختلاط آن با آب شیرین فراهم نباشد، رعایت آبشویی هنگام کاربرد ضروری می‌باشد. نسبت جذب سدیم، بالا بوده و اگر اقدامات اصلاحی انجام نشود امکان سدیمی شدن خاک وجود دارد. همچنین نسبت کلسیم به منیزیم (۰/۵)، غیر نرمال بوده و احتمال کمبود کلسیم و نیز کاهش سرعت نفوذ آب در خاک وجود دارد (جدول ۳). قابلیت هدایت الکتریکی بیوچار نسبت به بقایای خام به دلیل خروج ترکیبات و عناصر و یا به عبارتی تغلیظ شدن بیوچار، افزایش یافته و نیز دارای قلیائیت بالاتر نسبت به بقایای خام است. همچنین درصد کربن و ظرفیت تبادل کاتیونی بالاتر در بیوچار نسبت به بقایای خام قابل توجه می‌باشد (جدول ۴).

جدول ۱- خصوصیات شیمیایی خاک مورد مطالعه

| (dS/m) | | (meq/L) | | | | | | (mg/kg) | | (%) | | | | (meq/100g soil) | | |
|-----------------|-----|------------------|------------------|-----------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|-------------------------------|------|------|-----|--------|-------|-----------------|------|-----|
| EC _e | pH | Ca ⁺⁺ | Mg ⁺⁺ | Na ⁺ | CO ₃ ²⁻ | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | SAR | P | K | Gypsum | T.N.V | O.C | N.T | CEC |
| ۱۰/۶ | ۷/۹ | ۲۲ | ۱۸/۴ | ۷۰/۳ | ۰ | ۱/۱۵ | ۷۵ | ۳۹/۴ | ۱۵/۶ | ۳۸/۳ | ۱۸۹ | ۰ | ۳۴/۹ | ۰/۶ | ۱۰/۸ | ۹/۵ |

جدول ۲- خصوصیات فیزیکی خاک مورد مطالعه

| (g/cm ³) | | (%) | | | | | بافت خاک |
|----------------------|----|------|-----|------|------|------|------------|
| ρb | SP | F.C | PWP | Sand | Silt | Clay | |
| ۱/۴ | ۳۸ | ۲۶/۶ | ۹/۹ | ۵۹ | ۳۲/۵ | ۸/۵ | Sandy Loam |

جدول ۳- خصوصیات شیمیایی آب شور منطقه مورد مطالعه

| (dS/m) | | (meq/L) | | | | | | | | |
|--------|-----|------------------|------------------|-----------------|----------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|-------------------------------|------|
| EC | pH | Ca ⁺⁺ | Mg ⁺⁺ | Na ⁺ | K ⁺ | CO ₃ ²⁻ | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | SAR |
| ۱۰/۸ | ۷/۴ | ۱۱/۴ | ۲۱/۷ | ۸۰/۱ | ۰/۵۵ | ۰ | ۳/۴ | ۷۸/۱ | ۳۲/۴ | ۱۹/۷ |

جدول ۴- خصوصیات شیمیایی ترکیبات اصلاحی شامل بقایای خام پسته و بیوچار آن

| (meq/100 g) | (mmol/g) | (mg/kg) | (%) | | | | dS/m | | ماده |
|-------------|---------------|---------------------|------|-----|-----|------|----------|-----------|------------|
| CEC | Total acidity | NO ₃ - N | C | N | H | O | pH(1:10) | EC (1:10) | اصلاحی |
| ۲۹/۶ | ۸/۲ | ۷۴ | ۶۵/۵ | ۱/۹ | ۱/۷ | ۳۰/۹ | ۱۰ | ۲۲/۶ | بیوچار |
| ۱۱/۵ | ۳/۳ | ۵۰ | ۴۲/۶ | ۲/۱ | ۵/۴ | ۴۹/۴ | ۴/۵ | ۹/۷ | بقایای خام |

داده شده است. در این نمودارها C نشان‌دهنده غلظت نیترات در زهاب خروجی و C₀ بیانگر غلظت اولیه نیترات در حجم آب آبیاری (به عبارتی مجموع غلظت نیترات ناشی از آب شور موردنظر و نیز نیترات پتاسیم حل شده در آب شور) می‌باشد. منظور از ۳ مرحله،

تغییرات نیترات در زهاب خروجی

نمودارهای مربوطه که توصیف‌کننده تغییرات غلظت نیترات در زهاب خروجی هستند حاصل ۳ مرحله در فواصل زمانی مختلف بوده که به ضرورت اختصار، مرحله اول آن در شکل (۱) نشان

افزافه کردن ۲۵ میلی‌گرم نیتروژن در کیلوگرم، به خاک در ۳ نوبت می‌باشد.

این نمودارها نشان می‌دهند که فقط در مرحله اول آبخویی با نیترات پتاسیم و آن هم فقط در تیمار شاهد، گراف‌های تغییرات غلظت و یا به عبارتی نسبت‌های غلظت نیترات خروجی به ورودی، به صورت شاخص و به وضوح، کاملاً از هم تفکیک شده بوده و این نسبت‌ها (در کل مدت خروج زهاب) به ترتیب در آب آبیاری با هدایت الکتریکی ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر از همه بیشتر و در آب شهر از همه کمتر بود. در اکثر مراحل آبخویی و در اغلب تیمارها، نمودارهای مربوط به آب‌های شور نسبت به هم قابل تفکیک نبوده و تقریباً در کل مدت آبخویی بر هم انطباق داشتند (البته به‌طور نسبی در مقایسه با تیمار شاهد در مرحله اول آبخویی). لازم به ذکر است در کلیه تیمارها و در تمام مراحل آبخویی، تیمار آب شهر نسبت به تیمارهای مختلف آب شور، کاملاً متمایز بوده و در موقعیت پایین‌تری نسبت به بقیه قرار داشت.

روند کلی تغییرات نسبت غلظت نیترات با زمان به این صورت بود که این نسبت از مقادیر بالا شروع شده، به تدریج شروع به کاهش نموده، با خروج حدود ۶۰ درصد زهاب (حدود ۷ ساعت بعد) به کمترین مقدار خود رسیده و در ادامه تا خروج کامل، ثابت باقی ماند. در تمام مراحل آبخویی، نسبت غلظت نیترات در تیمار بیوچار بیشتر از تیمار بقایای خام و در تیمار شاهد از همه پایین‌تر بود که علت آن از یک طرف می‌تواند مربوط به بالاتر بودن غلظت نیترات در بیوچار و از سوی دیگر دفع نیترات از ذرات بیوچار باشد (شکل ۱). اکثر نمودارهای آبخویی نیترات در شوری‌های مختلف (شکل ۱) نشان می‌دهند که با افزایش هدایت الکتریکی، غلظت نیترات بالاتر بوده که احتمالاً ناشی از دو دلیل می‌باشد. از یک سو افزایش هدایت الکتریکی سبب کاهش رشد گیاه و کاهش توسعه ریشه شده، نیترات کمتری جذب شده و بنابراین نیتروژن نیتراتی بیشتری در معرض آبخویی قرار می‌گیرد. همچنین از سوی دیگر با افزایش شوری، غلظت و تنوع یون‌ها از جمله یون‌های با بار منفی افزایش یافته که این یون‌ها با یون نیترات برای جذب رقابت نموده و سبب می‌شود که نیترات بیشتری آبخویی شود. مشابه نتایج این تحقیق، توسط Bowman et al. (2006) به دست آمد که اظهار داشتند پتانسیل آبخویی نیترات در زهاب می‌تواند تحت شرایط شوری متوسط تا زیاد افزایش یابد زیرا جذب و یا استفاده از نیتروژن به‌کاربرده شده، توسط گیاهان

تحت تنش شوری در مقایسه با عدم وجود شوری کاهش می‌یابد. برای رعایت کسر آبخویی ۳۰ درصد، حجم‌های متفاوتی از آب آبیاری در هر مرحله به ستون‌ها داده شده و لذا غلظت نیترات ورودی در هر مرحله متفاوت بوده است و علت آن می‌تواند این باشد که خاک هنگام ورود نیترات پتاسیم در حال زهکشی نبوده و حاوی رطوبت کمی بود. در حالتی که غلظت ورودی بیشتر از غلظت زمینه‌ای باشد، در صورتی که امکان نمونه‌برداری با دقت بالا در چند فاصله زمانی نزدیک به صفر وجود می‌داشت، ممکن بود به دلیل پراکندگی هیدرودینامیک ضعیف، پیک بسیار ضعیفی از غلظت در ابتدا و در سمت چپ نمودار قابل مشاهده باشد و در ادامه روند کاهشی غلظت، با رقیق شدن محلول خاک ظاهر گردد. در حالتی که غلظت ورودی کمتر از غلظت زمینه‌ای باشد، کاهش تدریجی غلظت با زمان مورد انتظار است. در این تحقیق به دلیل عدم امکان نمونه‌برداری با دقت بالا در لحظات اولیه، اندازه یا مقیاس اولین نمونه‌برداری بزرگ بوده و تمام حجم بخش ابتدایی منحنی رخنه را در خود مستتر کرده است و لذا منحنی‌های رخنه تبدیل به منحنی‌های آبخویی شده‌اند.

نتایج شکل (۲) نشان می‌دهد که عموماً زمان آبخویی بر غلظت نیترات خروجی تأثیرگذار بوده و غلظت در آبخویی‌های اولیه بالاتر و به تدریج در آبخویی‌های بعدی به‌طور نسبی کاهش می‌یابد. گراف‌های مربوط به مراحل آبخویی در تیمارهای مختلف آب شهر انطباق بیشتری بر هم داشته و به تدریج در شوری‌های بالاتر از هم فاصله می‌گیرند. در ابتدای آبخویی و یا در مراحل اولیه، شیب غلظت بین فاز غیر متحرک (تخلخل ریز) و متحرک (تخلخل درشت) زیاد بوده و لذا برقراری تعادل بین دو فاز سریعاً انجام می‌شود ولی با گذشت زمان و با آبیاری‌های بعدی، به دلیل کاهش شیب غلظت و نیز کاهش سرعت برقراری تعادل، غلظت کاهش یافته نیترات، نمی‌تواند به سرعت و در کوتاه‌مدت توسط فاز غیر متحرک جبران شده و لذا غلظت در مراحل بعد به‌طور نسبی پایین‌تر می‌باشد (Mori and Higashi, 2009). به ضرورت اختصار، تأثیر مراحل آبخویی بر آبخویی نیترات، فقط در تیمارهای آب شهر و هدایت الکتریکی ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر آورده شده است.

غلظت نیترات در خاک

تأثیر هدایت الکتریکی آب آبیاری در تیمارهای مختلف اصلاحی بر تغییرات نیترات خاک و نیز مقایسه تیمارهای اصلاحی از نظر

(Osmond *et al.*, 2002; Ayars *et al.*, 2007).

نمودارهای توزیع غلظت در نیمرخ خاک (شکل ۳) نشان می‌دهند که با افزایش شوری آب آبیاری، غلظت نیترات در لایه‌های نیمرخ خاک افزایش یافته و یا به عبارتی منحنی‌های غلظت به سمت مقادیر بالاتر انتقال پیدا می‌کنند. قابلیت هدایت الکتریکی بالاتر از یک طرف به دلیل دربرداشتن املاح بیشتر از جمله نیترات، سبب افزایش نیترات در خاک می‌شود و از سویی به دلیل این‌که باعث کاهش رشد و توسعه ریشه گیاه می‌گردد سبب می‌شود که نیتروژن نیتراتی کمتری جذب شده و بنابراین نیترات بیشتری در خاک باقی بماند. همچنین نتایج نشان می‌دهد که منحنی‌های غلظت مربوط به آب شهر و هدایت الکتریکی ۵/۵ دسی‌زیمنس بر متر و نیز منحنی‌های مربوط به سطوح ۸ و ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر، بر هم منطبق بوده ولی دارای اختلاف فاز نسبت به یکدیگر می‌باشند.

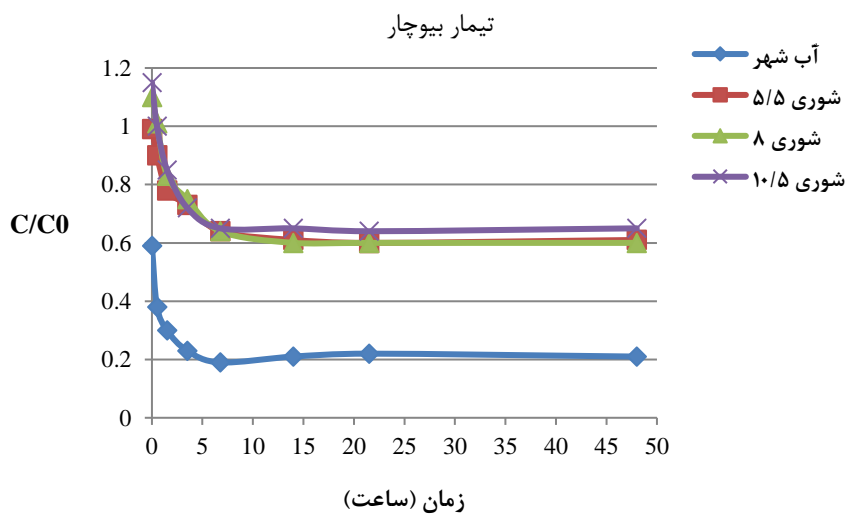
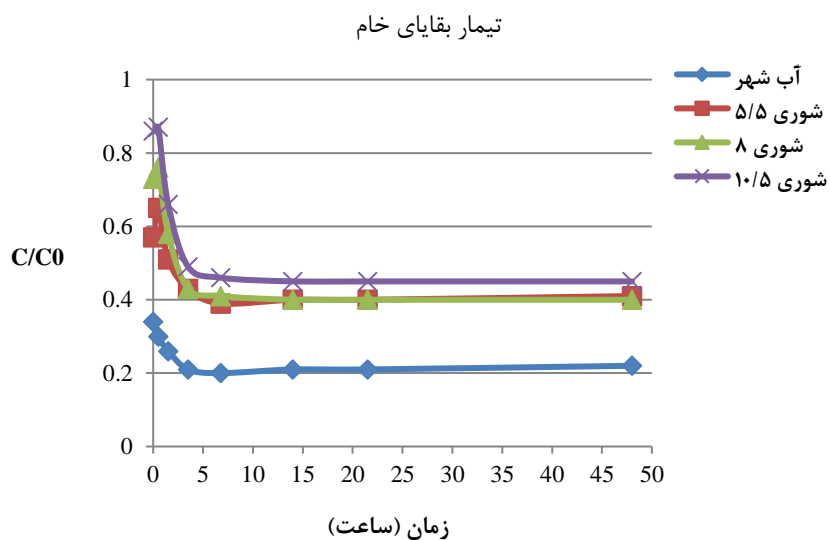
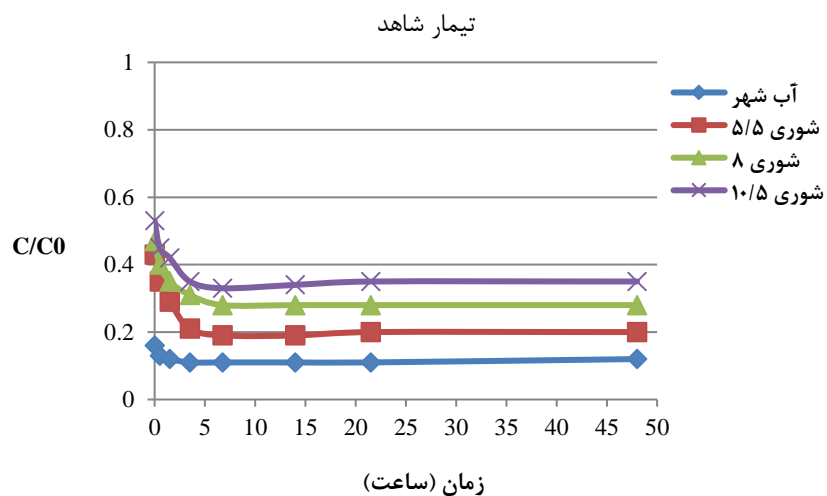
نمودارهای غلظت به‌دست‌آمده در سطوح هدایت الکتریکی مختلف (شکل ۳) نشان می‌دهند که تیمار بقایای خام سبب بالاترین تجمع نیترات در خاک شده است. گراف‌های مربوط به تیمار بیوجار و شاهد تقریباً بر هم منطبق بوده ولی تجمع نیترات در خاک اصلاح‌شده با بیوجار، کمی بیشتر از خاک شاهد می‌باشد. ضمن این‌که اختلاف فاز تیمارهای شاهد و بیوجار نسبت به تیمار بقایای خام، نسبتاً قابل توجه می‌باشد.

با توجه به حجم قابل توجه آهک در خاک مورد مطالعه و پایین‌تر بودن pH خاک (۷/۹) از نقطه با بار صفر (ZPC) گروه‌های عامل سطحی آهک (pH برابر با ۹/۲)، بخش قابل توجهی از بارها در این شرایط مثبت بوده و لذا در جذب و تبادل آنیونی نیترات نقش دارند. از طرف دیگر ترکیبات آلی مختلف از طریق پیوندهای عمدتاً هیدروفوبیک (آب‌گریز)، بر روی کلوئیدهای آهک پوشش ایجاد نموده و منجر به جذب کمتر و دفع بیشتر آنیون‌ها از خاک آهکی می‌شوند. ضمن این‌که واکنش نوع ماده آلی با آهک هم متفاوت بوده و می‌تواند بر شدت آبشویی تأثیر بگذارد. حتی در مورد ترکیبی مثل هماتیت نشان داده شده که حضور مواد آلی سبب معکوس شدن بارهای سطحی آن شده است (Sposito, 2008). همچنین با افزایش شوری آب آبیاری، به دلیل افزایش یافتن سایر آنیون‌ها از جمله کلر، جذب و تبادل آنیونی با نیترات بیشتر انجام‌شده و منجر به افزایش خروج نیترات می‌گردد.

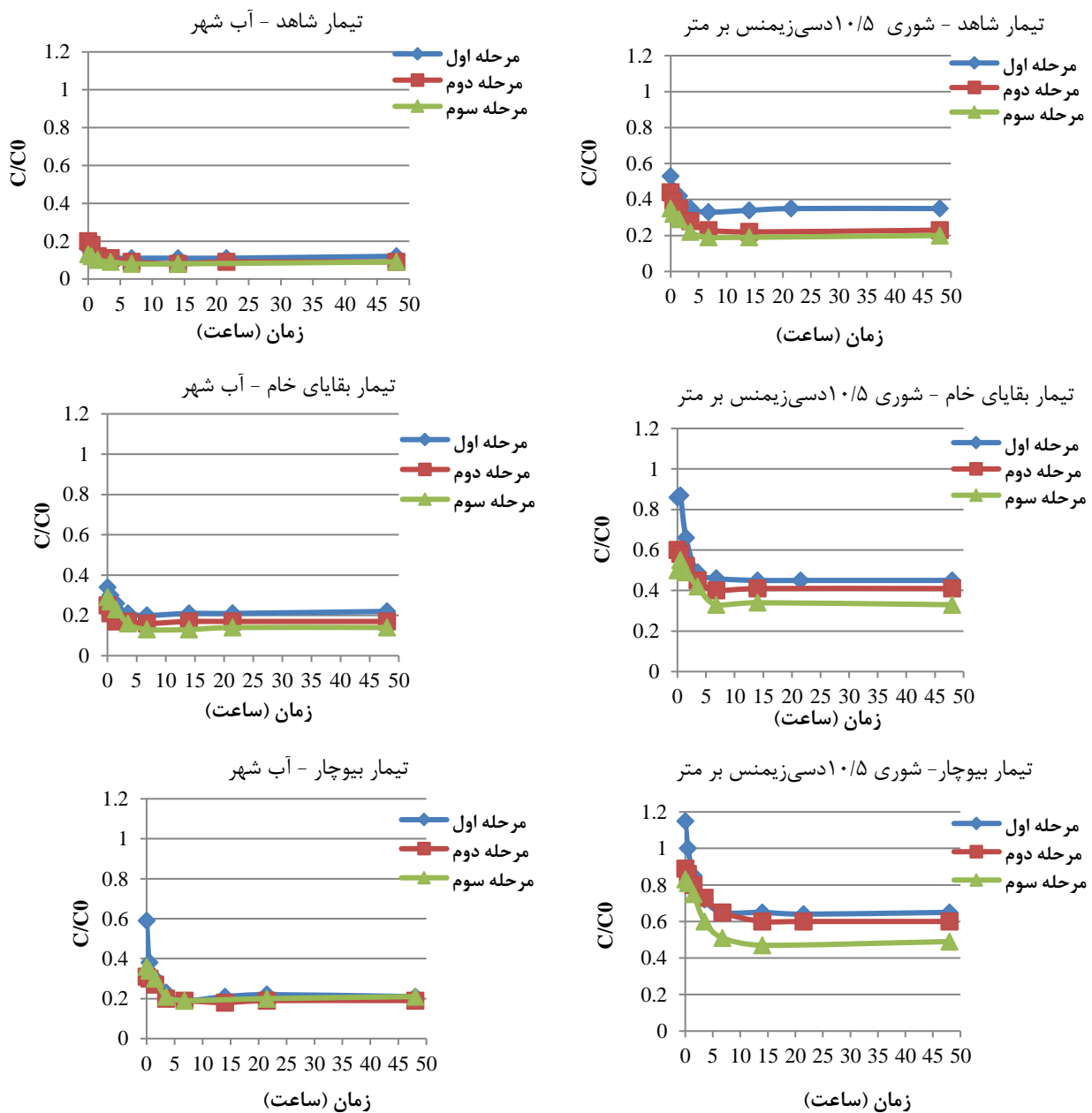
میزان نیترات در خاک، به ترتیب در (شکل‌های ۳ و ۴) نشان داده شده است. شکل (۳) نشان می‌دهد که الگوی تغییرات غلظت نیترات در اعماق خاک در تمام مقادیر هدایت الکتریکی آب آبیاری، تقریباً مشابه بوده و حاکی از آن است که غلظت تا اعماق ۴۰ تا ۵۰ سانتی‌متر افزایش یافته و در ادامه با شیب نسبتاً ملایمی کاهش و در انتها به ثبات نسبی رسیده است. از آنجا که نیترات موجود در لایه‌های بالایی خاک با آبیاری‌های انجام‌گرفته، آبشویی شده و به سمت پایین نیمرخ خاک حرکت می‌کند، سبب می‌شود که تراکم یا تجمع تدریجی غلظت با افزایش عمق رخ داده و به غلظت حداکثر برسد. با توجه به این‌که در انتهای فصل پس از اندازه‌گیری شاخص‌های گیاهی، نهال‌ها قطع شده و نمونه‌برداری از لایه‌های خاک انجام گرفت، مشخص شد که عمق توسعه ریشه نهال‌ها تقریباً بین اعماق ۴۵ تا ۶۰ سانتی‌متر بوده و علت کاهش نیترات در خاک پس از رسیدن به غلظت پیک، جذب شدن زیادتر آن توسط ریشه‌های مستقر در این عمق می‌باشد (شکل ۳).

Molavi *et al.* (2011) روند تغییرات نیترات در نیمرخ

خاک را تا عمق ۳۰ سانتی‌متر، افزایشی و در ادامه کاهشی گزارش کردند. همچنین گزارش شد که با تزریق کود، غلظت نیتروژن نیتراتی تا عمق ۶۰ سانتی‌متر افزایش یافته و در ادامه ثابت باقی ماند (Abbasi *et al.*, 2003; Khorramian *et al.*, 2011). بنابراین روند کلی تغییرات غلظت نیترات نیمرخ خاک در این تحقیق و مطالعات گذشته مشابه می‌باشد. در لایه‌های عمیق‌تر نیمرخ خاک، به علت رطوبت بالاتر و ایجاد شرایط بی‌هوازی (در انتهای فصل پس از آخرین آبیاری و بعد از رسیدن شرایط سطح خاک به حد ظرفیت مزرعه، هنگام نمونه‌برداری از اعماق خاک، این مورد مشاهده گردید) شرایط برای دنیتریفیکاسیون و تبدیل نیترات به ترکیبات گازی نیتروژن فراهم بوده و بنابراین از میزان نیترات در خاک کاسته می‌شود (Wesstrom and Messing, 2007). به عبارتی علی‌رغم اشباع نبودن کامل ماتریکس خاک، شرایط اشباع می‌تواند در خلل‌و‌فرج بسیار ریز برقرار باشد. ولی چون ضخامت لایه اشباع چندان قابل توجه نبود این پدیده نمی‌تواند پدیده غالب کاهش نیترات در این اعماق باشد. از سوی دیگر، به دلیل وجود ذخیره رطوبتی بیشتر در عمق، زمینه مساعد توزیع مجدد رطوبت و نتیجتاً نیترات به عمق توسعه ریشه و جذب بیشتر، وجود داشته و بنابراین کاهش مشاهده‌شده غلظت نیترات در اعماق پایین‌تر نیمرخ خاک، عمدتاً ناشی از این پدیده است



شکل ۱- نسبت غلظت خروجی به ورودی نیترات در تیمارهای مختلف اصلاح‌کننده و شوری آب آبیاری-مرحله اول آبشویی



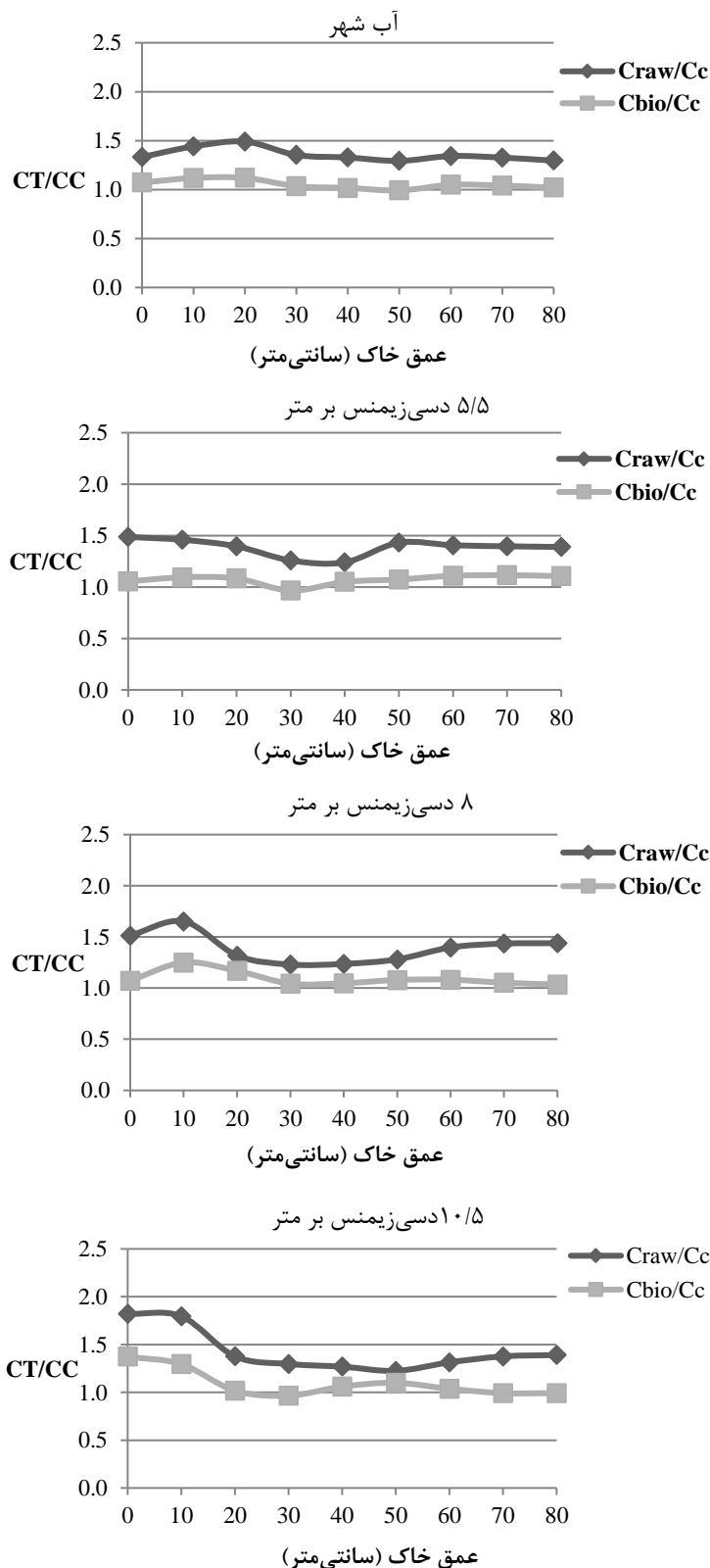
شکل ۲- تأثیر مراحل آبشویی بر غلظت نیترات در تیمارهای مواد اصلاحی و کاربرد آب شهر و آب با شوری ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر

تیمار بقایای خام با دارا بودن اندکی از بارهای وابسته به pH مثبت، نقش چندانی در جذب نیترات نداشته باشد ولی به دلیل تجزیه و تخریب و اکسیداسیون بیشتر و سریع‌تر، سبب افزایش نیترات خاک شده است. این در حالی است که تیمار بیوپچار به دلیل لزوم حفظ توازن بار با املاح به‌جای مانده روی سطح آن در هنگام تشکیل، دارای بارهای مثبت نسبتاً زیادی می‌باشد (Rutherford *et al.*, 2008)، لکن به دلیل ایجاد پوشش بر روی کلونیدهای آهک، بخش قابل توجهی از این بارها در معرض جذب نیترات قرار نمی‌گیرند. ضمناً بیوپچار به دلیل پایداری زیاد در خاک، کمتر دچار تجزیه و تخریب شده و نیترات کمتری آزاد می‌شود (Singh *et al.*, 2012).

مقایسه نسبی نیترات خاک در تیمارهای بقایای آلی در شکل (۴)، C_T و C_C به ترتیب غلظت نیترات در تیمار اصلاحی و شاهد بوده و نیز C_{bio} و C_{raw} به ترتیب غلظت نیترات در تیمار بقایای خام و بیوپچار می‌باشند. شکل‌های نسبت غلظت نیترات تیمارها به شاهد در عصاره گرفته‌شده از خاک که بیانگر مقایسه نسبی تیمارهای اصلاحی از نظر چگونگی تأثیرگذاری بر نیترات خاک هستند، نشان می‌دهند که میانگین این نسبت در تیمار بقایای خام حدوداً ۱/۵ بوده در حالی که این نسبت در تیمار بیوپچار کمی بیشتر از یک می‌باشد. بیشتر بودن این نسبت در تیمار بقایای خام نسبت به تیمار بیوپچار بیانگر این است که حضور بقایای خام سبب تجمع نیترات بیشتری در خاک شده است. انتظار می‌رود که



شکل ۳- تأثیر تیمارهای اصلاحی بر روند تغییرات غلظت نیترات لایه‌های خاک در شوری‌های مختلف پس از آخرین آبیاری



شکل ۴- روند تغییرات نسبت غلظت نیترات تیمارها به شاهد در اعماق خاک با شوری‌های مختلف آب آبیاری (CT غلظت نیترات تیمار، Cc غلظت نیترات شاهد، Craw غلظت نیترات بقایای خام و Cbio غلظت نیترات بیوجار)

و نیز نیترات جذب‌شده گیاهی (و یا به عبارتی اجزای بیلان نیتروژن نیتراتی) نشان داد که تأثیر تیمار اصلاحی و سطوح هدایت الکتریکی آب آبیاری بر هر سه ویژگی در سطح یک درصد

تجزیه و تحلیل آماری اجزای بیلان نیتروژن نیتراتی جدول تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای بقایای آلی و سطوح شوری آب آبیاری بر پارامترهای نیترات خارج‌شده از خاک، نیترات خاک

معنی‌دار بود. تأثیر متقابل تیمار اصلاحی و شوری آب آبیاری بر نیترات خارج‌شده و نیترات خاک، به ترتیب در سطوح ۱ و ۵ درصد معنی‌دار بود. همچنین تأثیر متقابل آن‌ها بر نیترات جذب‌شده گیاهی معنی‌دار نبود (جدول ۵).

مقایسه میانگین ویژگی‌های مذکور (به روش دانکن) حاصل از تأثیر تیمارهای اصلاحی نشان داد که در نیترات خروجی از زهاب، تفاوت معنی‌داری بین هر سه تیمار وجود داشته و تیمارهای شاهد و بیوپچار به ترتیب کمترین و بیشترین نیترات خروجی در زهاب را ایجاد نمودند. نتایج نشان داد که تیمارهای بقایای خام و بیوپچار، خروج نیترات از زهاب را به ترتیب ۹ و ۵۲ درصد نسبت به شاهد افزایش دادند (جدول ۶). تیمار بقایای خام با بیشترین میزان نیترات در خاک، تفاوت معنی‌داری با دو تیمار دیگر داشت. همچنین نیترات موجود در خاک در تیمار بیوپچار، تفاوت معنی‌داری با تیمار شاهد داشت. به عبارتی تیمار بقایای خام، مقدار نیترات خاک را نسبت به شاهد ۱۵ درصد افزایش داد در حالی که تیمار بیوپچار، نیترات خاک را کمتر از ۵ درصد افزایش داد (جدول ۶).

تغییرات نیتروژن با افزودن بیوپچار به خاک هنوز به‌خوبی مشخص نشده و تحقیقات بیشتری نیاز است تا اثرات کوتاه‌مدت، میان‌مدت و بلندمدت بیوپچار بر معدنی شدن و بی‌تحرك شدن نیتروژن در خاک را مورد بررسی قرار دهد (Singh et al., 2010). تحقیقات نشان داده بیوپچار ضمن این‌که می‌تواند به‌طور مؤثری از آبتشویی یون‌هایی مانند آمونیوم جلوگیری کند اما این اثر به نوع بیوپچار و خاک و نیز زمان تماس آن دو بستگی دارد (Ding et al., 2010). از سوی دیگر بیوپچار به‌ویژه زمانی که دارای مقدار نیتروژن بیشتری است، ممکن است در اوایل افزوده شدن به خاک باعث افزایش آبتشویی برخی عناصر مانند نیترات از خاک شود (Singh et al., 2010). در تحقیقی گزارش شد که آبتشویی نیترات در خاک‌های اصلاح‌شده با بیوپچار نسبت به خاک‌های فاقد بیوپچار بالاتر بود (Lehmann et al., 2003). عدم توانایی بیوپچار در جذب نیترات در مطالعه Gai et al. (2014) نشان داده شد و نیز (2016) Kameyama et al. فقط بیوپچارهای حاصل از بیومس چوبی و آن هم درجه حرارت‌های بالای ۸۰۰ درجه سانتی‌گراد را در جذب نیترات مؤثر دانستند. ضمناً Yoo et al. (2013) و نیز Knowles et al. (2011) کاهش آبتشویی نیترات با کاربرد بیوپچار را گزارش کردند. لذا در خصوص جذب نیترات توسط ذرات و کلونیدهای بیوپچار، اتفاق نظر کلی وجود نداشته و جذب آن منحصر به شرایط ویژه (از نظر نوع بیومس گیاهی و شرایط خاص پیرولیز) می‌باشد. بیوپچار از طریق مکانیسم‌های مختلفی بر میزان نیتروژن خاک تأثیرگذار است. از جمله هنگامی که بیوپچار کاربردی دارای نسبت C/N پایینی بوده (در مقایسه با بیوپچارهای با نسبت‌های

بالاتر از ۲۰۰) و نتواند به‌طور معنی‌داری CEC یا AEC خاک را تغییر دهد، تأثیر آن بر میزان نیتروژن خاک عمدتاً از طریق خاکدانه‌سازی و افزایش نگاه‌داشت آب می‌باشد (Yoo et al., 2013). با توجه به تأیید تأثیرگذاری بیوپچار بر خاکدانه‌سازی در بخش دیگری از این تحقیق و نیز مشاهده نسبت C/N پایین در بیوپچار مورد مطالعه (۳۴/۵)، به نظر می‌رسد مکانیسم مذکور هم در افزایش جزئی نیترات خاک نقش داشته باشد.

حال با توجه به موارد بیان‌شده، نقش آهک در کاهش آزادی عمل بارهای مثبت و نیز تراکم نسبی بار منفی بر روی کلونیدهای بیوپچار نسبت به بقایای خام، نیتروژن نیتراتی خاک در تیمار بیوپچار به‌طور معنی‌داری کمتر از تیمار بقایای خام بود. مشابه با نتایج این تحقیق Lou et al. (2016) نشان دادند بیوپچارهای تولیدی در درجه حرارت‌های مختلف در شرایط فعال‌سازی و نیز عدم فعال‌سازی، تأثیر قابل‌توجهی بر جذب آمیون فسفات نداشته و کمتر از ۴ درصد فسفات را از محلول حذف نمودند.

بیشترین میزان نیترات جذب‌شده گیاهی مربوط به تیمار بیوپچار بوده و تفاوت معنی‌داری با تیمار شاهد داشت. به عبارتی تیمار بیوپچار شرایط مطلوب‌تری را برای جذب نیترات توسط گیاه فراهم آورد که با نتایج Steiner et al. (2008) هماهنگی داشت. تیمار بقایای خام از نظر فراهم‌نمودن شرایط جذب نیترات در گیاه، تفاوت معنی‌داری با تیمارهای بیوپچار و شاهد نداشت. به‌عبارت‌دیگر تیمارهای بیوپچار و بقایای خام سبب شدند که نیترات جذب‌شده گیاهی به ترتیب ۱۷ و ۷ درصد نسبت به شاهد افزایش داشته باشد (جدول ۶).

جدول مقایسه میانگین‌های مربوط به تأثیر سطوح هدایت الکتریکی آب آبیاری بر اجزای بیلان نیتروژن نیتراتی نشان داد که در تیمار آب شهر، شرایط خروج نیترات نسبت به سطوح دیگر شوری، کمتر مهیا بوده و با کم‌ترین میزان خروج نیترات، تفاوت معنی‌داری نسبت به سه سطح دیگر هدایت الکتریکی داشت. با افزایش سطح هدایت الکتریکی آب آبیاری، خروج نیترات از زهاب به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. به‌طوری‌که سطوح هدایت الکتریکی ۵/۵، ۸ و ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر، خروج نیترات را به ترتیب ۳/۶، ۴/۱ و ۴/۶ برابر نسبت به شاهد افزایش دادند (جدول ۷). تحت تنش نبودن گیاه در تیمار آب شهر، سبب رشد و توسعه بهتر ریشه، جذب بیشتر نیترات و سرانجام کاهش آبتشویی آن در زهاب خروجی گردیده است. مشابه این نتایج نشان می‌دهد که در شرایط کشت پنبه، تلفات آبتشویی نیتروژن (به هر دو شکل آمونیوم و نیترات) و نیز نسبت هدررفت نیتروژن کاربردی از طریق آبتشویی، در تیمار آب شور به‌طور معنی‌داری نسبت به تیمارهای آب لب‌شور و آب شیرین بالاتر بود (Zhou et al., 2016).

بیشترین میزان نیترات خاک مربوط به دو سطح بالای

جذب شده گیاهی در سطوح ۵/۵، ۸ و ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر آب آبیاری، به ترتیب ۳۱، ۵۰ و ۶۰ درصد نسبت به تیمار آب شهر کاهش نشان داد (جدول ۷). مشابه نتایج این تحقیق، *Chen et al.* (2010) گزارش کردند که با افزایش هدایت الکتریکی خاک، جذب کل نیتروژن و یا به عبارتی بازیافت ظاهری نیتروژن در گیاه پنبه کاهش یافته و دلیل آن را برهم خوردن تعادل غلظت بین عناصر غذایی، با افزایش سطح قابلیت هدایت الکتریکی عنوان کردند.

هدایت الکتریکی بوده و تفاوت معنی‌داری با دو سطح پایین داشت. نتایج نشان داد که میانگین نیترات موجود در خاک در سطوح هدایت الکتریکی ۸ و ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر، ۱۴ درصد نسبت به میانگین سطوح آب شهر و ۵/۵ دسی‌زیمنس بر متر، بالاتر بود (جدول ۷). نیترات جذب شده گیاهی در تمام سطوح هدایت الکتریکی آب آبیاری تفاوت معنی‌داری نسبت به هم داشت. بیشترین میزان جذب نیترات در گیاه مربوط به سطح آب شهر و کم‌ترین آن مربوط به سطح ۱۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر آب آبیاری بود. تجزیه و تحلیل نتایج آماری نشان داد که نیترات

جدول ۵- تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای اصلاحی و سطوح شوری بر اجزای بیلان نیتروژن نیتراتی

| میانگین مربعات | | | df | منابع تغییر |
|----------------------|------------|-----------------|----|-------------|
| نیترات جذب شده گیاهی | نیترات خاک | نیترات خارج شده | | |
| ۱۷/۶۹** | ۱۵۲/۳۲** | ۲۹۱/۴۹** | ۲ | تیمار |
| ۳۵۹/۸** | ۱۵۱/۶۹** | ۹۳۱/۲۹** | ۳ | شوری |
| ۱/۱ ^{ns} | ۷/۵۳* | ۲۴/۱۶** | ۶ | تیمار*شوری |
| ۳/۰۸ | ۲/۲۶ | ۱/۷۳ | ۲۴ | خطا |
| ۱۱/۴ | ۲/۹ | ۶/۲ | | CV |

ns عدم اختلاف معنی‌دار * معنی‌داری در سطح ۵ درصد ** معنی‌داری در سطح ۱ درصد

جدول ۶- مقایسه میانگین‌ها در اثرات ساده تیمارهای اصلاحی بر اجزای بیلان نیتروژن نیتراتی

| تیمار | نیترات خارج شده % | نیترات خاک % | نیترات جذب شده گیاهی % |
|------------|----------------------|-------------------|---------------------------|
| بیوچار | ۲۶/۷ ^a | ۵۰/۵ ^b | ۱۶/۷ ^a |
| بقایای خام | ۱۹/۱ ^b | ۵۵/۳ ^a | ۱۵/۳ ^{ab} |
| شاهد | ۱۷/۵ ^c | ۴۸/۳ ^c | ۱۴/۳ ^b |

در هر ستون حروف مشترک بیانگر عدم اختلاف معنی‌دار بین تیمارهای اصلاحی در سطح ۵ درصد به روش دانکن است.

جدول ۷- مقایسه میانگین‌ها در اثرات ساده سطوح شوری بر اجزای بیلان نیتروژن نیتراتی

| شوری (dS/m) | نیترات خارج شده % | نیترات خاک % | نیترات جذب شده گیاهی % |
|----------------|----------------------|-------------------|---------------------------|
| ۰/۵ | ۶/۳ ^d | ۴۸/۴ ^b | ۲۳/۸ ^a |
| ۵/۵ | ۲۲/۹ ^c | ۴۷/۲ ^b | ۱۶/۵ ^b |
| ۸ | ۲۶/۲ ^b | ۵۳/۹ ^a | ۱۳ ^c |
| ۱۰/۵ | ۲۹/۱ ^a | ۵۵/۴ ^a | ۹/۴ ^d |

در هر ستون حروف مشترک بیانگر عدم اختلاف معنی‌دار بین سطوح شوری در سطح ۵ درصد به روش دانکن است.

نتیجه‌گیری

از مطالعه بیلان جرمی نیترات، بیانگر کارایی اندک بیوچار پوسته پسته برای جذب نیتروژن نیتراتی در خاک می‌باشد. در حالی که جریان ماندگار و یا غیر ماندگار اشباع در خاک حاکم باشد و نیز آبی که برای آبیاری ترکیب نیتراتی افزوده شده به خاک استفاده

مرور مطالعات گذشته که اکثراً جذب ترکیبات حاوی بار مثبت روی سطوح بیوچار را به وضوح اثبات نموده‌اند، تراکم بیشتر بار خالص منفی ذرات بیوچار نسبت به بقایای خام و نیز نتایج حاصل

در نهال‌های پسته می‌گردد، سبب می‌شود که پتانسیل آبشویی نیترات در خاک افزایش یابد. نیترات خروجی از زهاب و نیز نیترات جذب‌شده گیاهی، شاخص‌هایی بودند که به شدت تحت تأثیر هدایت الکتریکی آب آبیاری قرار گرفته و در تمام سطوح شوری، اختلاف معنی‌دار با هم داشتند لکن تغییرات این دو ویژگی با افزایش شوری، عکس یکدیگر بود. میزان نیترات خاک در تیمار بقایای خام، عمدتاً ناشی از تجزیه و تخریب و اکسیداسیون آن‌ها بوده در حالی که در تیمار بیوجار ناشی از فرآیند جذب و بهبود اندک ساختمان خاک است. در مجموع می‌توان گفت، آهکی بودن خاک باعث شده که تأثیرگذاری بیوجار بر جذب نیترات دچار اختلال شده و نتواند کارآیی مورد انتظار را در این خصوص داشته باشد و لذا توصیه می‌شود در تحقیقات مشابه، تیمارهای اصلاحی به گونه‌ای انتخاب گردند که حتی‌الامکان فاقد نیتروژن بوده و نیز در خاک غیر آهکی مورد استفاده قرار گیرند.

REFERENCES

- Abbasi, F., Feyen, J., Roth, R.L., Sheedy, M., and van Genuchten, M.Th. (2003). Water flow and solute transport in furrow-irrigated fields. *Irrigation Science*, 22, 57-65.
- Abbasi, F., Liaghat, A. M., and Ganjeh, A. (2008). Evaluation of fertigation uniformity in furrow irrigation. *Journal of Soil and Water Research*, 39(1), 117-127. (In Farsi)
- Ayars, J. E., Christen, E. W and Hornbuckle, J. W. (2006). Controlled drainage for improved water management in arid regions irrigated agriculture. *Agricultural Water Management*, 86, 128-139.
- Bowman, D. C., Devitt, D. A., and Miller, W. W. (2006). The effect of moderate salinity on nitrate leaching from Bermuda grass turf: a lysimeter study. *Water Air and Soil Pollution*, 175, 49-60.
- Chan, K. Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., and Joseph, S. (2008). Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Soil Research*, 45(8), 629-634.
- Chen, W., Hou, Z., Wu, L., Liang, Y., and Wei, C. (2010). Effects of salinity and nitrogen on cotton growth in arid environment. *Plant and Soil*, 326, 61-73.
- Clough, T. J., Condon, L. M., Kammann, C., and Muller, C. (2013). A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy Journal*, 3(2), 275-293.
- Ding, Y., Liu, Y.X., Wu, W.X., Shi, D.Z., Yang, M., and Zhong, Z.K. (2010). Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and Leaching in multi-layered soil columns. *Water Air and Soil Pollution*, 213, 47-55.
- Erfanmanesh, M., and Afyoni, M. (2005). Environment Pollution: Air-Water-Soil. 3rd Edition, Arkan Publications (In Farsi).
- Feng, Z.Z., Wang, X.K., and Feng, Z.W. (2005). Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China. *Agricultural Water Management*, 71(2), 131-143.
- Gai, X., Wang, H., Liu, J., Zhai, L., Liu, S., Ren, T., and Liu, H. (2014). Effects of feedstock and pyrolysis temperature on biochar adsorption of ammonium and nitrate. *Plos One*, 9(12), e113888.
- Gaskin, J. W., Steiner, C., Harris, K. C., Das, C., and Bibens, B. (2008). Effect of low temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the Asabe*, 51, 2061-2069.
- Ghorbani, M., Asadi, H., and Abrishamkesh, S. (2015). Effect of rice husk biochar on Nitrate Leaching in a clayey Soil. *Soil and Water Sciences*, 29(4), 427-434. (In Farsi)
- Isaac, D.T., Billy, J., and Ramirez, F. (2015). Utilizing biochar to mitigate nitrate Leaching and increase crop yield in South Central WA. *AAAS, Annual Meeting* (12-16 February).
- Jego, G., Sanchez-perez, J. M., and Justes, E. (2012). Predicting soil water and mineral nitrogen contents with the STICS model for estimating nitrate leaching under agricultural fields. *Agricultural Water Management*, 107, 54-65.
- Kameyama, k., Miyamoto, T., Iwata, Y., and Shiono, T. (2016). Influence of feedstock and pyrolysis temperature on the nitrate adsorption of biochar. *Soil Science and Plant Nutrition*, 62, 180-184.
- Kameyama, K., Miyamoto, T., Shiono, T., and Shinogi, Y. (2012). Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate Leaching in calcareous dark soil. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1131-1137.
- Keeney, D.R. and Nelson, D.W. (1982). Nitrogen - inorganic forms. In: Miller, R.H., and Keeney, D.R (Eds). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* (2nd edition). *Agronomy Journal*, 9, 643-698.
- Khorrarnian, M., Boroomand Nasab, S., Abbasi, F., and Ashrafzadeh, S. R. (2011). Effect of different

- amounts of water and nitrogen on nitrate movement in the soil and corn yield. *Journal of Soil and Water Research*, 42(2), 271-278. (In Farsi)
- Knowles, O.A., Robinson, B.H., Contangelo, A., and Clucas, L. (2011). Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment*, 409, 3206–3210. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.05.011.
- Lehmann, J. (2007). Bioenergy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 381-387.
- Lehmann, J., Pereira da Silva, J., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., and 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 and Soil*, 249, 343-357. Doi: 10.1023/A:1022833116184.
- Lodhi, A., Arshad, M., Azam, F., Sajjad, M. H., and Ashraf, M. (2009). Changes in mineral and mineralizable N of soil incubated at varying salinity, moisture and temperature regimes. *Pakistan Journal of Botany*, 41, 967–980.
- Lou, K., Rajapaksha, A. U., Ok, Y. S., and Chang, S. X. (2016). Pyrolysis temperature and steam activation effects on sorption of phosphate on pine sawdust biochars in aqueous solutions. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 28, 42-50. doi:10.1080/09542299.2016.1165080.
- Mai, V. T., Van, K. H., and Roetter, R. (2010). Nitrogen leaching in intensive cropping systems in Tam Duong district, Red River Delta of Vietnam. *Water Air and Soil Pollution*, 210, 15-31.
- Molavi, H., Parsinejad, M., and Liaghat, A. M. (2011). Control of salinity and nitrate losses in drainage water under water table management. *Journal of Water and Irrigation Management*, 1(1), 15-28. (In Farsi)
- Mori, Y., and Higashi, N. (2009). Controlling solute transport processes in soils by using dual-porosity characteristics of natural soils. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 347, 121-127.
- Mostofi, N. (2009). Nitrate leaching in soils treated with active sludge, cattle manure and chemical fertilizers. Master thesis, University Putra Malaysia.
- Osmond, D. L., Gilliam, J. W., and Evans, R. O. (2002). Riparian buffers and controlled drainage to reduce agricultural nonpoint source pollution, *North Carolina Agricultural Research Service Technical Bulletin* 318, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Phoga, V., Skewes, M. A., Cox, J. W., Sanderson, G., Alam, J., and Šimunek, J. (2014). Seasonal simulation of water, salinity and nitrate dynamics under drip irrigated mandarin (*Citrus reticulata*) and assessing management options for drainage and nitrate leaching. *Journal of Hydrology*, 513, 504–516.
- Rutherford, D. W., Wershaw, R. L., and Reeves, J. B. (2008). Development of acid functional groups and lactones during the thermal degradation of wood and wood components. *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report*, 2007-5013, 43p.
- Sanden, B. L., Ferguson, L., Reyes, H. C., and Grattan, S. C. (2004). Effect of salinity on evapotranspiration and yield of San Joaquin valley pistachios. Proceedings of the IVth International Symposium on Irrigation of Horticultural Crops, *Acta Horticulturae*, 664, 583-589.
- Sepaskhah, A. R. and Maftoun, M. (1994). Seedling growth and chemical composition of two pistachio cultivars as affected by boron and nitrogen application. *Journal of Plant Nutrition*, 17(1), 155-171.
- Singh, B. P., Cowie, A. L., & Smernik, R. J. (2012). Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environmental Science and Technology*, 46(21), 11770-11778.
- Singh, B.P., Hatton, B.J., Singh, B., Cowie, A.L., and Kathuria, A. (2010). Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*, 39(4), 1224-1235.
- Sohi, S., Krull, E., Lopez-Capel, E., and Bol, R. (2010). A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy*, 105, 47-82.
- Soil Survey Staff. (2014). Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations report No.42, version 5. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center.
- Sposito, G. (2008). *The chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
- Steiner, C., Glaser, B., Geraldtes Teixeira, W., Lehmann, J., Blum, W.E., and Zech, W. (2008). Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(6), 893-899.
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E., and Tonon, G. (2013). Biochar reduces short-term nitrate Leaching form A horizon in an apple orchard. doi:10.2134/jeq2012.0250.
- Wesström, I., and Messing, I. (2007). Effects of controlled drainage on N and P losses and N dynamics in a loamy sand with spring crops. *Agricultural Water Management*, 87, 229-240.
- Yoo, G., Kim, H., Chen, J., and Kim, Y. (2013). Effects of biochar addition on nitrogen leaching and soil structure following fertilizer application to rice paddy soil. *Soil Science Society of America Journal*, 78, 852-860.
- Zhou, G., Zhang, W., and Ma, L. (2016). Effects of saline water irrigation and N application rate on NH₃ volatilization and N use efficiency in a drip-irrigated cotton field. *Water Air and Soil Pollution*, 227, 103. Doi: 10.1007/s11270-016-2806-2.