



۲۲۹	محاسبه تبخیر (مرحله اول و دوم) از خاک شور بدون پوشش..... مهدی سلاح ورزی- بیژن قهرمان- حسین انصاری- کامران داوری
۲۳۹	بررسی آزمایشگاهی تأثیر پوشش گیاهی سخت (انعطاف‌پذیر) و انعطاف‌پذیر بر میزان انتقال رسوب در مجاری روباز فریبا پرناک- مجید رحیم پور- کورش قادری
۲۵۳	تأثیر آبیاری قطره‌ای و کپسولی نوام با ابرجاذب بر گیاه اوستوسپرموم (<i>Osteospermum ecklonis</i> (DC) Norl) در دیوار سبز فاطمه فتحی خشویی- محمدرضا نوری امامزاده- احمدرضا قاسمی- مسعود قاسمی قهساره
۲۶۷	ارزیابی اثربخشی سناریوهای احیای آبخوان توسط شاخص‌های پایداری و بهره‌برداری منابع آب، مطالعه موردی: آبخوان شهرکرد بنفشه شیخی پور- سامان جوادی- محمد ابراهیم بنی حبیب
۲۸۳	برآورد غلظت زمین‌های عناصر کمیاب سمی و اثر عملیات زراعی بر توزیع انباشت و بار آلودگی در خاک دشت بروجن- فرادمه حبیب الله بیگی هرچگانی- سمیرا احمدزاده- سمیرا حشمتی
۲۹۹	تأثیر بیوجارهای مختلف و مواد اولیه آن‌ها بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک و عناصر غذایی با گذشت زمان در یک خاک آهکی..... مجید فروهر- رضا خراسانی- امیر فتوت- حسین شریعتمداری- کاظم خاوازی
۳۱۳	پیش‌بینی پراکنش مکانی ماده آلی خاک با استفاده از شاخص‌های توپوگرافی و تکنیک شبکه عصبی مصنوعی- کربچینگ محمد علی محمودی- مولود میرزایی- سید محمد طاهر حسینی
۳۲۷	انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر برخی شاخص‌های کیفیتی فیزیکی خاک و پیش‌بینی آن‌ها با درخت تصمیم و رگرسیون چند متغیره خطی حسین شکفته- مریم دوستکی- اعظم مسعودی
۳۴۳	زیست‌بالایی کادمیم با روش رسوب‌گذاری زیستی کربنات کلسیم در خاک شنی سمیرا عبدالرحیمی- نسرين قربانزاده- اکبر فرقانی- محمد باقر فرهنگی
۳۵۹	ارزیابی کیفیت خاک در بخشی از اراضی منطقه خشک و نیمه‌خشک دشت قزوین، ایران سونا آذرنشان- فرهاد خرمالی- فریدون سرمیدیان- فرشاد کیانی- کامران افتخاری
۳۷۵	ترسیب کربن و برآورد ارزش اقتصادی آن در بخشی از مراتع قرق شده و تحت چرای استان خوزستان علیرضا اوجی- احمد لندی- سعید حجتی
۳۸۷	بررسی اثر کاربرد بیوجار و هیدروچار کاه گندم بر خصوصیات فیزیکی یک خاک لوم- شنی ایمان نیک روش- سعید برومندنسب- عبدالعلی ناصری- امیر سلطانی محمدی
۳۹۹	تأثیر ریزوبیوم بر تولید گلومالین توسط <i>Rhizopagus irregularis</i> در همزیستی با گیاه شیدر تحت سطوح نیتروژن وحیده شعبانی زنونق- ناصر علی‌اصغرزاد- جعفر مجیدی- رقیه حاجی بلند- بهزاد برادران- لیلی عاقبتی مالکی

Contents

237	Computation of Evaporation (Stages and) from a Bare Saline Soil M. Selahvarzi - B. Ghahraman- H. Ansari- K. Davari
252	Experimental Investigation of the Effect of Rigid and Flexible Vegetation on Sediment Transport in Open Channels..... F. Parnak- M. Rahimpour- K. Qaderi
266	Effect of Drip and Capsule Irrigation along with Super Absorbent Polymer on <i>Osteospermum</i> Plant in Green Wall F. Fathi Khoshouie - M. R. Nouri- A. R. Ghasemi- M. Ghasemi Ghehsarch
281	Assessing the Effectiveness of Aquifer Regeneration Scenarios by Sustainability Index and Water Exploitation Indicators of Water Resources, Case Study: Shahrekord Aquifer B. Sheikhipour - S. Javadi - M. E. Banihabib
298	Estimation of Baseline Concentration of Some Trace Elements and the Effect of Farming Practices on the Distribution of Accumulation and Pollution Loading Indices in the Soil of Boroujen-Faradonbeh Plain..... H. Beigi Harchegani- S. Ahmadzadeh- S. Heshmati
312	The Influence of Different Biochars and their Feedstock on Some Soil Chemical Properties and Nutrients over the Time in a Calcareous Soil M. Forouhar - R. Khorassani - A. Fotovat - H. Shariatmadari - K. Khavazi
325	Prediction of Soil Organic Matter Spatial Distribution Using Topographic Indicators and Artificial Neural Network-Kriging Technique M. A. Mahmoodi - M. Mirzaie- S. M. T. Hosseini
342	Determining Features Influencing Some Soil Physical Quality Indicators and their Predictions Using Decision Tree and Multiple Linear Regression Models H. Shekofteh - M. Doustaky- A. Masoudi
357	Bioremediation of Cadmium in Contaminated Sandy Soil by Microbially Induced Calcite Precipitation S. Abdulrahimi - N. Ghorbanzadeh- A. Forghani- M.B. Farhangi
374	Soil Quality Evaluation of Semi-arid and Arid Lands in Qazvin Plain, Iran S. Azarneshan - F. Khormali- F. Sarmadian- F. Kiani- K. Eftekhari
386	Carbon Sequestration and Estimation of Its Economic Value in Selected Pastures of Khuzestan under Grazing and Grazing Exclusion A. Owji - A. Landi - S. Hojati
397	Investigating the Effect of Wheat Straw Biochar and Hydrochar on Physical Properties of a Sandy Loam Soil I. Nikraveshe - S. Boroomandnasab - A. Naseri - A. Soltani Mohammadi
413	The Effect of Rhizobium on Glomalin Production by <i>Rhizopagus irregularis</i> in Symbiosis with Clover Plant under Different Levels of Nitrogen V. Shaabani Zenoozagh - N. Aliasgharzad - J. Majidi - R. Hajiboland - B. Baradaran - L. Aghebati-Maleki
	Continue Content in cover

آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

با شماره پروانه 21/2015 مورخه 1368/4/11 و درجه علمی - پژوهشی شماره 26524 تاریخ 1373/10/19 از

وزارت علوم، تحقیقات و فناوری

جلد 32 شماره 2 خرداد - تیر سال 1397

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد

مدیر مسئول:

رضا ولی زاده

سر دبیر:

امیر فتوت

اعضای هیئت تحریریه:

دانشیار - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

آستارائی، علیرضا

دانشیار - علوم خاک (دانشگاه تبریز)

اوستان، شاهین

دانشیار - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

ثنائی نژاد، سید حسین

استاد - علوم خاک (دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان)

خرمالی، فرهاد

استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)

علیزاده، امین

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

فتوت، امیر

دانشیار - آبیاری و زهکشی (دانشگاه شیراز)

قائمی، علی اصغر

دانشیار - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران)

کمالی، غلامعلی

استاد - آبیاری و زهکشی (مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی گلستان)

کیانی، علیرضا

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

لکزیان، امیر

استاد - آبیاری و مهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)

مساعدی، ابوالفضل

استاد - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

موسوی بایگی، محمد

استاد - آبیاری و زهکشی (پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری)

مهدیان، محمد حسین

چاپ: چاپخانه دانشگاه فردوسی مشهد

ناشر: انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

نشانی: دانشگاه فردوسی مشهد - دانشکده کشاورزی - ص. پ. 91775-1163 - دبیرخانه نشریات علمی - نشریه آب و خاک

این نشریه در پایگاههای زیر نمایه شده است:

پایگاه استنادی علوم ایران (ISC) پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی (SID) بانک اطلاعات نشریات کشور (MAGIRAN)

پست الکترونیکی: jswa3@um.ac.ir

مقاله های این شماره در سایت <http://jm.um.ac.ir> به صورت کامل نمایه شده است.

این نشریه به صورت دو ماهانه (شی شماره در سال) منتشر می شود.

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

مندرجات

- 229 محاسبه تبخیر (مرحله اول و دوم) از خاک شور بدون پوشش
مهدی سلاح ورزی - بیژن قهرمان - حسین انصاری - کامران داوری
- 239 بررسی آزمایشگاهی تأثیر پوشش گیاهی سخت (انعطاف‌ناپذیر) و انعطاف‌پذیر بر میزان انتقال رسوب در مجاری روباز
فریبا پرناک - مجید رحیم پور - کورش قادری
- 253 تأثیر آبیاری قطره‌ای و کیسولی توأم با ابرجاذب بر گیاه اوستئوسپر موم (*Osteospermum ecklonis* (DC) Norl) در دیوار سبز
فاطمه فتحی خشویی - محمدرضا نوری امامزادنی - احمدرضا قاسمی - مسعود قاسمی قهساره
- 267 ارزیابی اثربخشی سناریوهای احیای آبخوان توسط شاخص‌های پایداری و بهره‌برداری منابع آب، مطالعه موردی: آبخوان شهر کرد
بنفشه شیخی پور - سامان جوادی - محمد ابراهیم بنی حبیب
- 283 برآورد غلظت زمینه‌ای عناصر کمیاب سمی و اثر عملیات زراعی بر توزیع انباشت و بار آلودگی در خاک دشت بروجن - فرادمبه
حبیب الله ییگی هرچگانی - سمیرا احمدزاده - سمیرا حشمتی
- 299 تأثیر بیوجارهای مختلف و مواد اولیه آن‌ها بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک و عناصر غذایی با گذشت زمان در یک خاک
آهکی
مجید فروهر - رضا خراسانی - امیر فتوت - حسین شریعتمداری - کاظم خاوازی
- 313 پیش‌بینی پراکنش مکانی ماده‌آلی خاک با استفاده از شاخص‌های توپوگرافی و تکنیک شبکه عصبی مصنوعی - کریجینگ
محمد علی محمودی - مولود میرزایی - سید محمد طاهر حسینی
- 327 انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر برخی شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک و پیش‌بینی آن‌ها با درخت تصمیم و رگرسیون چند متغیره
خطی
حسین شکفته - مریم دوستکی - اعظم مسعودی
- 343 زیست‌پالایی کادمیم با روش رسوب‌گذاری زیستی کربنات کلسیم در خاک شنی
سمیرا عبدالرحیمی - نسرین قربان‌زاده - اکبر فرقانی - محمد باقر فرهنگی
- 359 ارزیابی کیفیت خاک در بخشی از اراضی منطقه خشک و نیمه‌خشک دشت قزوین، ایران
سونا آذر نشان - فرهاد خرمالی - فریدون سرمیدان - فرشاد کیانی - کامران افتخاری
- 375 ترسیب کربن و برآورد ارزش اقتصادی آن در بخشی از مراتع قرق شده و تحت چرای استان خوزستان
علیرضا اوجی - احمد لندی - سعید حجتی
- 387 بررسی اثر کاربرد بیوجار و هیدروچار کاه گندم بر خصوصیات فیزیکی یک خاک لوم - شنی
ایمان نیک روش - سعید پرومندنسب - عبدعلی ناصری - امیر سلطانی محمدی
- 399 تأثیر ریزوبیوم بر تولید گلومالین توسط *Rhizophagus irregularis* در همزیستی با گیاه شبدر تحت سطوح نیتروژن
وحیده شعبانی زنونق - ناصر علی اصغر زاده - جعفر مجیدی - رقیه حاجی بلند - بهزاد برادران - لیلی عاقبتی مالکی
- 415 ارزیابی داده‌های شبکه‌بندی شده AgMERRA در شبیه‌سازی عملکرد و نیاز آبی گندم دیم در استان خراسان رضوی
فاطمه یعقوبی - محمد بنایان اول - قربانعلی اسدی
- 433 ارزیابی اثرات تغییر اقلیم بر روی رواناب سطحی و آب زیرزمینی با استفاده از مدل اقلیمی HadGEM (مطالعه موردی هشتگرد)
فاطمه سادات مرتضوی زاده - مسعود گودرزی



محاسبه تبخیر (مرحله اول و دوم) از خاک شور بدون پوشش

مهدی سلاح ورزی^۱ - بیژن قهرمان^{۲*} - حسین انصاری^۳ - کامران داوری^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۱۹

چکیده

با توجه به شرایط اقلیمی خشک و نیمه خشک ایران و کمبود منابع آب، تبخیر عامل مهمی در برنامه ریزی و مدیریت آب کشاورزی است که به دلیل دشواری اندازه گیری، تخمین آن ضروری می باشد. تبخیر از خاک، علاوه بر تلفات آب و منابع آبی، باعث شور شدن خاک نیز می شود، این اتفاق در مناطق خشک و نیمه خشک که باران اندک و آب آبیاری شور دارند، بیشتر اتفاق می افتد. این پژوهش در دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی به صورت فاکتوریل بر پایه طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارهای اعمال شده شامل بافت خاک، در سه سطح (شن لومی، لوم شنی، رس شنی) و چهار سطح شوری (۰/۷، ۲، ۴ و ۸ دسی زیمنس بر متر) بودند. افزایش شوری در خاک، تبخیر (مرحله اول و دوم) را در هر سه بافت مورد پژوهش، کاهش داد (با افزایش شوری از ۰/۷ به ۸، میزان تبخیر از خاک رسی شنی ۱۵/۹٪، از خاک شن لومی ۱۱/۴٪ و در خاک لوم شنی ۳۷/۸٪). با افزایش شوری در بافت رس شنی، تخمین مرحله اول و دوم تبخیر بهبود پیدا کرده (میانگین ریشه ی دوم خطا-RMSE- برای شوری ۰/۷ به ۸، از ۸/۱ به ۰/۲۸) اما با افزایش شوری در بافت شن لومی (RMSE از ۰/۷۵ به ۰/۸۳)، تخمین مرحله ی اول و دوم تبخیر افت کرده است.

واژه های کلیدی: آب شور، تخمین، مراحل تبخیر، منابع آبی

مقدمه

زمین می رسد مجدداً توسط فرآیند تبخیر- تعرق به اتمسفر باز می گردد (۸) که این میزان در مناطق خشک که اکثر مناطق کشورمان را تشکیل می دهد به ۹۰ درصد می رسد (۳). بنابراین با توجه به اهمیت تبخیر، لازم است این پارامتر حتی الامکان به طور دقیق اندازه گیری شود. اما از آنجایی که اندازه گیری مستقیم آن بسیار مشکل است، باید سراغ روش هایی برای تخمین و برآورد مناسب آن رفت.

تبخیر در مزرعه می تواند از پوشش گیاهی، از سطح خاک و یا از سطوح آب آزاد صورت پذیرد. تبخیر از گیاهان را عمدتاً تعرق می نامند که هرگاه سطح خاک با پوشش گیاهی پوشیده شده باشد مهم ترین شیوه ی انتقال آب خاک به اتمسفر به شمار می آید. زمانی که حداقل بخشی از سطح بدون پوشش باشد تبخیر مستقیماً از سطح خاک صورت می پذیرد. به طور کلی جدا کردن این دو فرآیند مستقل از هم دشوار است از این رو اغلب آن ها را با هم در نظر گرفته و تحت فرآیندی به نام تبخیر- تعرق به بررسی آن می پردازند. با این وجود برخی از دانشمندان تعریف اخیر را پیچیده و دشوار می دانند و واژه ی تبخیر را به تمامی فرآیندهای انتقال بخار به اتمسفر منتسب می کنند (۶).

در غیاب پوشش گیاهی، سطح خاک در معرض تابش و باد واقع شده و تبخیر به طور کامل از سطح خاک انجام می شود. اگر این فرآیند کنترل نشود به تلفات قابل ملاحظه ی آب در اراضی فاریاب و

ایران با متوسط بارش حدود ۲۵۰ میلی متر جزء مناطق خشک و نیمه خشک جهان محسوب می شود، این مقدار بارندگی یک سوم میانگین بارش سالانه جهانی در روی خشکی و یک چهارم بارش سالانه کره زمین می باشد (۵). در کشور ما، بخش کشاورزی حدود ۹۴ درصد کل آب مصرفی را به خود اختصاص می دهد که بیش ترین میزان تبخیر و تعرق در آن اتفاق می افتد (۱۴). تبخیر یکی از مؤلفه های اصلی بیلان آبی در هر منطقه و هم چنین یکی از عوامل کلیدی برای برنامه ریزی درست و مناسب آبیاری برای بهبود راندمان مصرفی در منطقه می باشد.

از طرف دیگر تبخیر نقش قابل ملاحظه ای در اقلیم جهانی از طریق چرخه ی هیدرولوژی ایفا کرده و تخمین آن، کاربردهای مهمی در پیش بینی رواناب، پیش بینی عملکرد محصول، پیش بینی شوری خاک و تلفات آب و طراحی کاربری اراضی، طراحی کانال های آبیاری و اینه تقسیم آب داشته و هم چنین بر روی بلایای طبیعی نظیر خشکسالی مؤثر است. به طور متوسط ۷۰ درصد بارانی که به سطح

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی و استادان گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*) نویسنده مسئول: Email: bijangh@um.ac.ir

زیرزمینی انجام شد. در این شرایط محاسبه‌ی تبخیر کل از سطح خاک غیر شور که با آب شور آبیاری شده بیشتر از سطح خاک شوری که با آب غیر شور آبیاری شده است. در مورد اول گرادیان اسمزی، جا به جایی آب به سطح خاک و هم چنین تبخیر را افزایش می‌دهد و در مورد دوم گرادیان فشار اسمزی، جابه جایی آب به سطح خاک و نتیجتاً تبخیر را کاهش می‌دهد.

سالوچی (۱۱) تبخیر از خاک بدون پوشش را در مرحله‌ی اول و دوم به طور مستقل از رطوبت خاک تخمین زد. او با در نظر گرفتن دو حالت حدی برای مرحله‌ی اول و دوم تبخیر و با استفاده از شدت و مدت مرحله‌ی اول، مرحله‌ی دوم را تخمین زد. در پژوهش او حالت حدی ثقلی نسبت به حالت حدی پخشیدگی نتیجه‌ی بهتری داشت.

نسار و هورتون (۷) تبخیر آب و انتقال مواد محلول را در ستون های خاک بررسی کردند. در این پژوهش از دو بافت سنگین و متوسط استفاده شده بود که علاوه بر تأثیر شوری، به تأثیر تراکم خاک بر تبخیر نیز پرداخت. نتایج آنها نشان داد شوری در خاک باعث کاهش تبخیر می‌شود و مدل گرما و انتقال مواد می‌تواند برای پیش بینی حرکت آب خاک و غلظت محلول برای شرایط خاک استفاده شود. آنها از مدل گرما و انتقال مواد برای شبیه‌سازی آب و توزیع محلول استفاده کردند.

رئسی و همکاران (۹) مدل آیدین- اویگر (۱) را در برآورد تبخیر از خاک شور در مناطق خشک و نیمه خشک واسنجی کردند. آنها سه تیمار مختلف آبیاری در سه تکرار به صورت طرح کاملاً تصادفی در نه لایسمتر اجرا کردند. آنها نتیجه گرفتند در هر سه تیمار اعمال شده، مدل‌های برازش داده شده از کارایی نسبتاً خوبی برای پیش‌بینی تبخیر در محدوده‌ی زمانی مورد مطالعه و خاک مورد مطالعه برخوردارند. هم چنین مدل‌های واسنجی شده آیدین- اویگر برای هر سه تیمار در مرحله‌ی واسنجی مدل، مقدار تبخیر را کمتر از مقدار واقعی برآورد کردند.

روش‌ها و مدل‌های متعددی برای تخمین از خاک بدون پوشش ارائه شده است. اما روش‌هایی که برای تخمین مرحله‌ی دوم تبخیر کارآمدتر هستند، به اندازه‌گیری‌های زیادی از ویژگی‌های هیدرولیکی و دمایی خاک نیاز دارند. با توجه به اهمیت تبخیر در نواحی خشک و نیمه خشک و اهمیت مشکلات شوری خاک و نیز دشواری بسیار اندازه‌گیری تبخیر از خاک با مشخصات آن، هدف از انجام این پژوهش، تخمین تبخیر از خاک بدون پوشش، مستقل از اندازه‌گیری مشخصات هیدرولیکی خاک، در خاک‌های شور بوده است.

مواد و روش‌ها

داده‌برداری این پژوهش طی بهار ۱۳۹۲ در دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد انجام شد. این منطقه دارای طول جغرافیایی

دیمزارها منجر می‌شود. در شرایط متداول کشت و کار گیاهان یک ساله، سطح خاک غالباً در طول دوره‌هایی از زمان، مثلاً کاشت، سبز شدن و رشد اولیه‌ی گیاهان، بدون پوشش بوده و تبخیر، رطوبت قابل توجهی را از خاک خارج می‌کند و بنابراین از رشد گیاهان جوان در مراحل حساس رشد جلوگیری نماید. خشک شدن سریع بستر بذر، مشکلاتی را برای سبز شدن بذرها به وجود می‌آورد و رشد گیاهان سبز شده دچار تأخیر خواهد شد. این مشکل ممکن است برای باغ‌های جوان که سطح خاک آن‌ها غالباً در چند سال اولیه به طور مداوم بدون پوشش باقی می‌ماند و نیز در دیمزارها در مناطق خشک که زمین به طور منظم، چند ماه از سال برای جمع‌آوری و حفظ آب باران، آیش باقی می‌ماند نیز وجود داشته باشد (۴).

تبخیر از رطوبت خاک نه تنها منجر به تلفات آب می‌شود بلکه خطر شور شدن خاک را نیز به همراه خواهد داشت. این خطر در نواحی خشک که باران سالانه‌ی اندک، آب آبیاری شور و سطح سفره ی آب زیرزمینی عمیق است محسوس‌تر می‌باشد.

محققین فرایند خشک شدن خاک را در سه مرحله‌ی متمایز تشریح کرده‌اند. مرحله‌ی اول که زمانی است که خاک خیس است و به اندازه‌ی کافی توانایی انتقال آب با نرخ متناسب با تقاضای تبخیر به محل تبخیر را دارد. در خلال این مرحله نرخ تبخیر به وسیله‌ی شرایط خارجی هواشناسی (تابش، باد، درجه حرارت، رطوبت و غیره) محدود و لذا کنترل می‌شود، به بیان دیگر ویژگی‌های خاک رخ نقشی نخواهد داشت. مرحله‌ی دوم که در خلال این مرحله نرخ تبخیر به طور متوالی کم تر از نرخ بالقوه (تبخیرپذیری اتمسفر) می‌شود. در این مرحله نرخ تبخیر توسط نرخ‌ی که خاک رخ در حال خشک شدن، می‌تواند رطوبتی را به طرف ناحیه‌ی تبخیری در سطح تحویل دهد محدود و کنترل می‌شود. مرحله‌ی سوم که در نهایت با نرخ‌ی تقریباً ثابت برقرار می‌شود و برای چندین روز، هفته، و یا حتی ماه به طول می‌انجامد (۴).

ریتچی (۱۰) مدلی را برای پیش‌بینی تبخیر از ردیف گیاهی با سطحی که تمام آن پوشیده نیست ارائه داد. مدل، نرخ تبخیر روزانه را از سطح گیاه محاسبه می‌کند. نرخ تبخیر گیاه، با اضافه کردن سطح خاک و مؤلفه‌های سطح گیاه (مثل شاخص سطح برگ) و تبخیر پتانسیل، بارش، تابش روی پوشش، محاسبه می‌شود. تبخیر از سطح خاک در دو مرحله محاسبه می‌شود: (۱) مرحله‌ی نرخ ثابت که توسط منبع انرژی سطح محدود می‌شود. (۲) مرحله‌ی نرخ افتان که جابجایی آب نزدیک سطح تبخیر شونده (خاک) توسط ویژگی‌های خاک محدود می‌شود.

یاکیرویچ و همکاران (۱۳) مدلی برای شبیه‌سازی عددی تبخیر از خاک بدون پوشش شور لوم شنی با پارامترهای ترکیبی ارائه کردند که گرادیان پتانسیل اسمزی، می‌تواند نقش مهمی در این فرایند داشته باشد. شبیه‌سازی‌ها برای خاک‌های غیر اشباع، بدون تأثیر سفره‌ی آب

سانتی‌متری خاک) استفاده شد. سوراخ‌هایی برای خروج راحت تر آب از انتهای لوله انجام شد، هم چنین انتهای لوله سنگ‌ریزه‌هایی (به ارتفاع حدود ۵ سانتی‌متر) به عنوان لفاف برای تسهیل در عبور و جلوگیری از تجمع آب ریخته شد. خاک‌های مورد استفاده از ترکیب خاک‌های مختلف به دست آمد که پس از عبور از الک ۵ میلی‌متری به مدت ۲۴ ساعت در تماس با هوا، هوا-خشک شدند. از سه بافت متفاوت نمونه‌برداری شد و در آزمایشگاه گروه مهندسی آب، درصد ذرات نمونه‌ها به روش هیدرومتری تعیین شد، پس از آن به کمک مثلث بافت خاک، بافت نمونه‌ها تعیین شد که در جدول (۱) مشاهده می‌شود.

جدول ۱- مشخصات فیزیکی خاک‌های مورد استفاده

Table 1- Physical properties of used soils

درصد ذرات Particles percent				
بافت Texture	رس Clay	سیلت Silt	شن Sand	تخلخل Porosity (%)
رس‌شنی Sandy clay	40	12	48	42
لوم‌شنی Sandy loam	12	29	59	39
شن لومی Loamy sand	8	14	78	36

$$f_c = q|_{z=0} = -D(s) \frac{\partial s}{\partial z} \Big|_{z=0} - K(s) \Big|_{z=0} \quad (2)$$

که در آن $D(s)$: پخشیدگی رطوبت (L^2/T) و $K(s)$: هدایت هیدرولیکی غیراشباع (L/T) است.

با استفاده از معادلات قبل، عملیات ریاضی و با دانستن $f_c = dF/dt$ (که f_c شدت تبخیر خاک و F تبخیر تجمعی است) خواهیم داشت (۱۲):

$$\frac{dF}{dt} (F + K(s_0)t) = \frac{S_e^2}{2} \quad (3)$$

که برای آن داریم:

$$t = t_d \quad (4)$$

$$F = \bar{e}_p t_d$$

در روابط بالا، $\bar{e}_p$ شدت تبخیر در مرحله‌ی اول در زمان متوسط، t_d زمان بین آخرین آبیاری یا بارش و شروع مرحله‌ی دوم خشک شدن و F تبخیر تجمعی است.

با انتگرال‌گیری از معادله (۳) و حل تحلیلی آن می‌توان به یک رابطه‌ی ضمنی از اجزا فوق رسید. دو حالت حدی برای این حل موجود است:

برای مواردی که $K(s_0)$ به طور قابل ملاحظه‌ای کم تر از $\bar{e}_p$ باشد که برای خاک‌هایی با نفوذپذیری نسبتاً پایین (مثلاً رس‌ها) اتفاق می‌افتد، بنابراین در t_d و زمان بعد از آن از ثقل صرف‌نظر می‌شود.

۵۹ درجه و ۳۸ دقیقه و عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۱۶ دقیقه و در ارتفاعی معادل ۹۸۸ متر از سطح دریا واقع شده است. در این پژوهش محاسبه‌ی تبخیر (مرحله‌ی اول و دوم) از خاک شور و بدون نیاز به مشخصات خاک، در آزمایشی به صورت فاکتوریل بر پایه‌ی طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. پیش از شروع طرح خاک برای مدت زمان کافی با آب با شوری 0.7 dS/m شسته شد و نسبت جذب سدیم برابر با $1/5$ به دست آمد. تیمارهای اعمال شده شامل بافت خاک، در سه سطح (شن لومی، لوم، رس‌شنی) و چهار سطح شوری (0.7 ، 2 ، 4 و 8 دسی زیمنس بر متر) بودند. در این تحقیق از لوله‌های پی‌وی‌سی به قطر ۱۱۰ میلی‌متر و به ارتفاع ۱ متر (برای پروفیل ۹۰

محاسبه‌ی تبخیر با اندازه‌گیری وزنی و استفاده از بیلان آب انجام شد. در زمان شروع، ستون‌های خاک در حالت اشباع قرار داشتند و با گذشت زمان رطوبت آن‌ها کاهش پیدا می‌کرد و خشک می‌شدند. هم چنین آب خروجی از زیر ستون‌های خاک به دقت اندازه‌گیری می‌شد. محاسبه‌ی تبخیر، با تفاضل وزن ستون‌های خاک در دو نوبت متوالی وزن‌گیری و کسر آب خارج شده از زیر ستون‌های خاک، به دست آمد. وزن‌گیری‌ها تا زمان رسیدن به مرحله‌ی اول تبخیر ۴ بار در شبانه روز و سپس هر ۲ روز یک بار انجام می‌شد.

سالوچی (۱۲) با این فرض که اشباع نسبی خاک (S)؛ رطوبت حجمی تقسیم بر تخلخل مؤثر) برای پروفیل عمودی در خلال فرآیند تبخیر تشابه هندسی وجود دارد رابطه‌ی زیر را در نظر گرفت:

$$s(z, t) = \begin{cases} G\left(\frac{z}{L(t)}\right) & -z < L \\ S_0 & -z \geq L \end{cases} \quad (1)$$

که در آن z در جهت بالا مثبت بوده و در سطح خاک صفر است، $G(\bullet)$ تابعی نامعلوم که شکل پروفیل در حالت خشک شدگی را بیان می‌کند (مقایسه شود با معادله‌ی گرین و امپت در آن این جبهه کاملاً تیز است)، S_0 اشباع نسبی اولیه و t زمان می‌باشد.

با استفاده از جریان عمودی و یک بعدی دارسی-باکینگهام برای تعریف ظرفیت تبخیری خاک داریم:

$$f_{grav} \cong \bar{e}_p \frac{8}{\pi^2} \left(\frac{t}{t_d} \right)^{-1} \quad (11)$$

باید دانست که معادلات مستقل بالا برای شرایط حدی (ثقلی و پخشیدگی) است و برای شرایط بین آن $f_{grav} < f < f_{diff}$ برقرار خواهد بود.

شاخص‌های آماری متفاوتی برای سنجش اعتبار و درستی مقادیر پیش‌بینی شده وجود دارد. برای ارزیابی قابل اعتماد بودن این مقادیر از تحلیل خطاهای باقیمانده و اختلاف بین مقادیر اندازه‌گیری و پیش‌بینی شده استفاده می‌کنیم. شاخص‌های آماری لازم برای این کار خطای متوسط^۱ (AE)، میانگین ریشه دوم خطا^۲ (RMSE)، ضریب تبیین^۳ (CD)، کارایی مدل‌سازی یا راندمان مدل^۴ (EF) و ضریب باقیمانده^۵ (CRM) بوده و به ترتیب عبارتند از:

$$AE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |P_i - O_i| \quad (12)$$

$$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n} \right]^{1/2} \quad (13)$$

$$CD = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{O})^2} \quad (14)$$

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (15)$$

$$CRM = \frac{\sum_{i=1}^n O_i - \sum_{i=1}^n P_i}{\sum_{i=1}^n O_i} \quad (16)$$

که در آن‌ها: P_i مقادیر پیش‌بینی شده، O_i مقادیر اندازه‌گیری شده (مشاهده‌ای)، n : تعداد نمونه‌های به کار رفته، $\bar{O}$: مقدار متوسط پارامتر اندازه‌گیری شده می‌باشند.

پس از آن با انتگرال‌گیری از معادله‌ی (۳) و در نظر گرفتن معادله‌ی (۴)، تقریبی برای تبخیر تجمعی در محدوده پخشیدگی (F_{diff}) خواهیم داشت:

$$F_{diff} = \begin{cases} \bar{e}_p t & t < t_d \\ \left[(\bar{e}_p t_d)^2 + S_e^2 (t - t_d) \right]^{1/2} & t \geq t_d \end{cases} \quad (5)$$

برای مواردی که جمله‌ی مربوط به ثقل [یعنی $K(s_0)$] به طور قابل ملاحظه‌ای بزرگ‌تر از $\bar{e}_p$ است و زهکشی تجمعی، بیش‌تر از تبخیر تجمعی است. بنابراین در زمان t_d و زمان‌های بعد از آن از تبخیر تجمعی (و نه dF/dt) صرف‌نظر می‌شود و تبخیر تجمعی در محدوده‌ی ثقل (F_{grav}) به دست می‌آید:

$$F_{grav} = \begin{cases} \bar{e}_p t & t < t_d \\ \bar{e}_p t_d + \frac{S_e^2}{2K(s_0)} \ln \left(\frac{t}{t_d} \right) & t \geq t_d \end{cases} \quad (6)$$

اگر بتوان رابطه‌ای بین $\bar{e}_p$ و t_d و پارامترهای مربوط به خاک پیدا کرد وابستگی معادلات (۵) و (۶) به ویژگی‌های خاک و رطوبت آن حذف می‌شود (به ایگلسون-۸-مراجعة شود):

$$\bar{e}_p \cong \frac{(\pi/16) S_e^2}{(\bar{e}_p + K(s_0)) t_d} \quad (7)$$

با حل معادله‌ی (۷) تحت دو شرایط حدی ذکر شده و جایگذاری نتایج در معادلات (۵) و (۶)، تبخیر مستقل از شرایط خاک برآورد می‌شود:

$$F_{diff} \cong \begin{cases} \bar{e}_p t & t < t_d \\ \frac{4}{\pi} \bar{e}_p t_d \left[\frac{t}{t_d} - \left(1 - \frac{\pi^2}{16} \right) \right]^{1/2} & t \geq t_d \end{cases} \quad (8)$$

$$F_{grav} \cong \begin{cases} \bar{e}_p t & t < t_d \\ \frac{4}{\pi} \bar{e}_p t_d \left[1 + \frac{8}{\pi^2} \ln \left(\frac{t}{t_d} \right) \right]^{1/2} & t \geq t_d \end{cases} \quad (9)$$

دو معادله‌ی بالا، معادلاتی هستند که برای مرحله دوم خشک شدن استفاده می‌شوند که نیاز به اندازه‌گیری مستقیم ویژگی‌های خاک و رطوبت ندارند. با مشتق‌گیری از این دو معادله برآورد نرخ تبخیر را در طول مرحله‌ی دوم خشک شدن خواهیم داشت:

$$f_{diff} \cong \frac{2}{\pi} \bar{e}_p \left[\frac{t}{t_d} - \left(1 - \frac{\pi^2}{16} \right) \right]^{-1/2} \quad (10)$$

1- Average Error

2- Root Mean Square Error

3- Coefficient of Determination

4- Modeling Efficiency

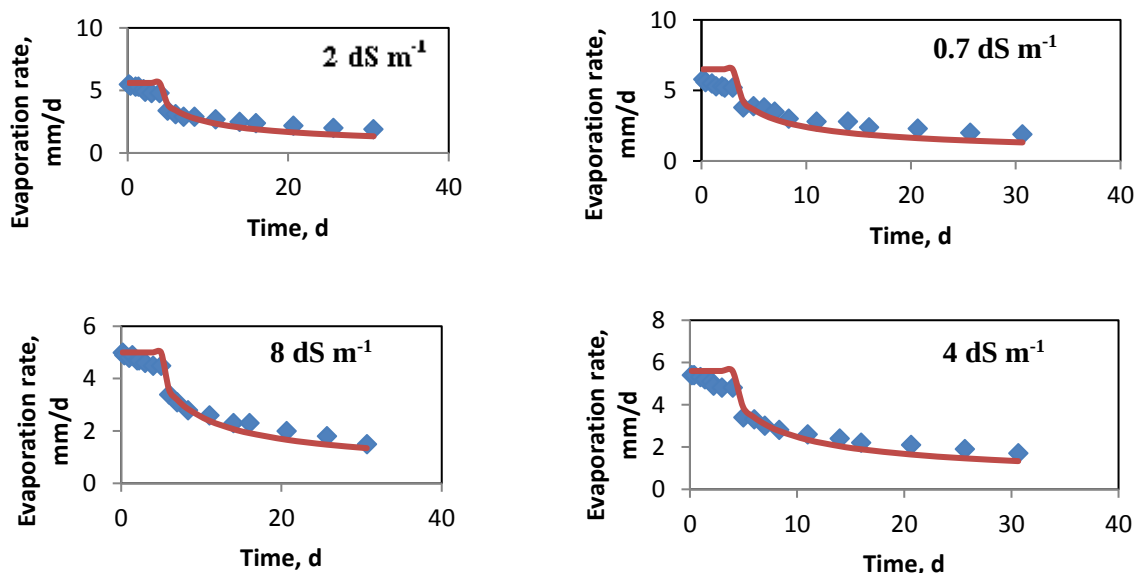
5- Coefficient of Residual Mass

و (۱۱) برای بافت شن لومی به دست می‌آید. بعد از به دست آوردن مدت مرحله‌ی اول تبخیر و تخمین مرحله‌ی اول و دوم تبخیر، آن‌ها را با تبخیر محاسبه شده از اندازه‌گیری وزنی، مورد مقایسه قرار می‌دهیم. در شکل (۱) تخمین تبخیر مرحله‌ی اول و دوم و محاسبه‌ی آن، برای بافت رس شنی و به تفکیک چهار سطح شوری آن مشاهده می‌شود. در بافت رس شنی انتقال از مرحله‌ی اول به مرحله‌ی دوم تبخیر در سطح اول شوری در روز سوم و سطح دوم و سوم شوری در روز چهارم و در سطح چهارم شوری در روز پنجم رخ می‌دهد. با افزایش شوری تبخیر از خاک کاهش می‌یابد، حتی در مرحله‌ی اول که پیش‌تر اشاره شد، توسط شرایط خارجی هواشناسی (مثل تابش، باد، درجه حرارت، رطوبت و ...) کنترل شده، مشاهده می‌شود. باید دانست که تبخیرپذیری اتمسفر کاملاً مستقل از ویژگی‌های جسم که از آن تبخیر صورت می‌پذیرد نمی‌باشد (۴). ضمن این که اگر فرض کنیم کاملاً مستقل از ویژگی‌های جسم می‌باشد و دقیقاً با تبخیر از سطح آزاد آب برابر است، شوری باعث کاهش فشار بخار آب و در نتیجه منجر به کاهش تبخیر می‌شود (۱۲). بنابراین کاهش تبخیر با افزایش شوری در مرحله اول تبخیر توجیه‌پذیر خواهد بود. هم‌چنین کاهش تبخیر از خاک با افزایش شوری با نتایج به دست آمده از پژوهش‌های گذشته (۱۳) مطابقت دارد.

حداقل مقدار AE, RMSE و CD صفر است. حداکثر مقدار EF برابر با یک است. EF و CRM می‌توانند مقادیر منفی داشته باشند. مقدار زیاد AE نشانگر بدترین حالت کارکرد مدل است. شاخص CD نسبت پراکندگی را بین مقادیر پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری‌ها نشان می‌دهد. شاخص EF مقادیر پیش‌بینی را با میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده مقایسه می‌کند. مقدار منفی EF بیانگر آن است که میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده، برآورد بهتری از مقادیر پیش‌بینی شده دارد. شاخص CRM نشانگر تمایل مدل برای بیش برآوردی و یا کم برآوردی، در مقایسه با اندازه‌گیری‌ها است. اگر تمامی مقادیر پیش‌بینی و اندازه‌گیری شده با هم برابر شوند، مقدار عددی شاخص‌های AE, RMSE و CRM برابر با صفر و مقدار CD و EF برابر ۱ خواهد بود.

نتایج و بحث

هنگامی که شکست در نرخ تبخیر رخ می‌دهد، آن زمان، مرحله‌ی اول تبخیر به اتمام می‌رسد. پس از تعیین مدت مرحله‌ی اول تبخیر از داده‌های محاسبه شده برای سه بافت و چهار سطح شوری آن از شکل‌های (۱) و (۳)، شدت تبخیر برای مرحله‌ی اول تبخیر از معادله‌ی (۷) برای بافت رس شنی (ثقل صفر) و بافت شن لومی به دست می‌آید و پس از آن با استفاده از زمان t_d و شدت تبخیر مرحله‌ی اول، نرخ تبخیر برای مرحله‌ی دوم از معادله‌ی (۱۰) برای بافت رس شنی



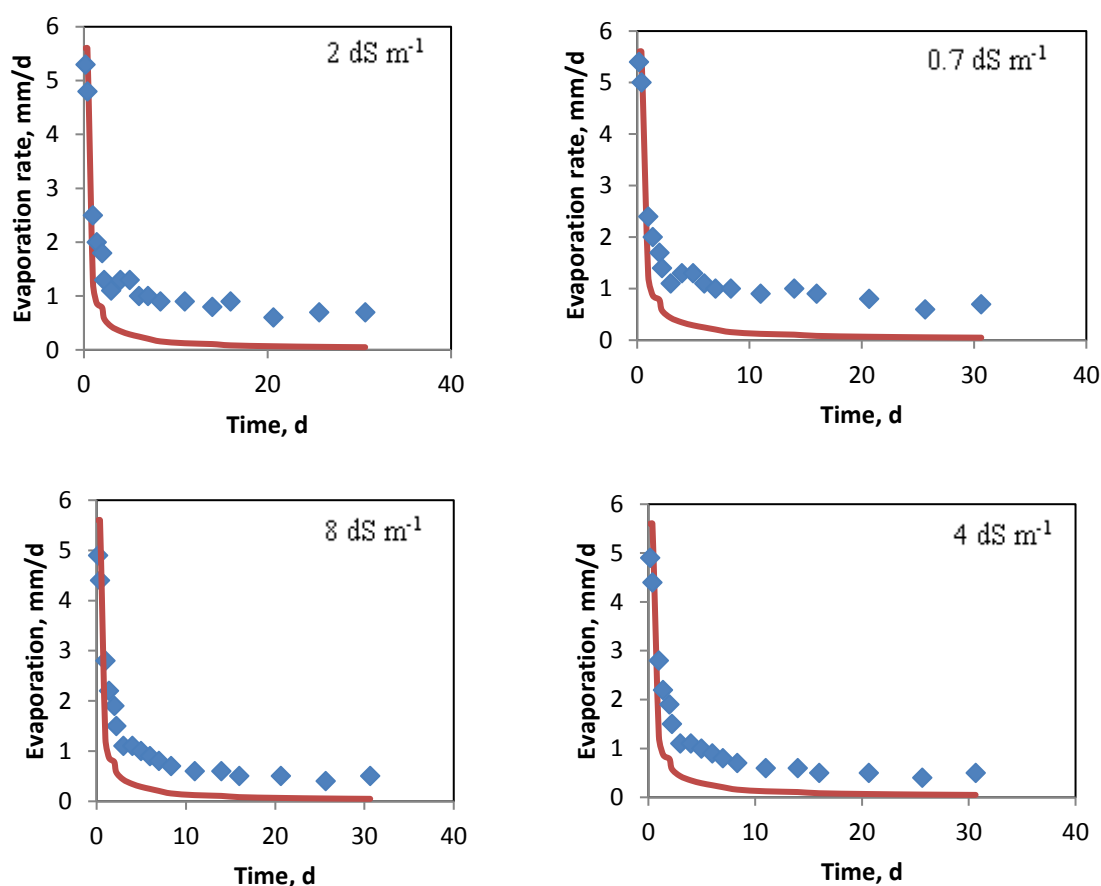
شکل ۱- نرخ تبخیر از خاک رس شنی در تیمارهای مختلف شوری
Figure 1- Evaporation rate from sandy clay soil in different salinity treatments

جدول ۲- شاخص‌های ارزیابی برای سطوح مختلف شوری در بافت رس شنی
Table 2- Evaluation Indices for Different Levels of Salinity in sandy clay texture

RMSE	AE	EF	CRM	CD	سطوح شوری Salinity levels (dS m ⁻¹)
0.81	0.74	0.63	-0.04	0.41	0.7
0.48	0.43	0.86	-0.02	0.59	2
0.43	0.38	0.89	-0.03	0.62	4
0.28	0.24	0.95	-0.01	0.71	8

در سطح اول شوری (آب معمولی) و بهترین تخمین تبخیر در سطح چهارم شوری انجام شده است.

همان‌طور که در جدول ۲ برای بافت رس شنی مشخص است، با افزایش شوری، شاخص‌های ارزیابی عملکرد بهتری را برای تخمین تبخیر نشان می‌دهند؛ به طوری که ضعیف‌ترین تخمین تبخیر



شکل ۲- نرخ تبخیر از خاک شن لومی در تیمارهای مختلف شوری
Figure 2- Evaporation rate from loamy sand soil in different salinity treatments

افزایش شوری سبب کاهش تبخیر در مرحله‌ی اول و دوم می‌شود. تخمین مرحله‌ی اول تبخیر در خاک بدون شوری (سطح اول شوری)، سطح دوم، سوم و به مراتب از سطح چهارم شوری بهتر بوده است؛ اما تخمین در مرحله‌ی دوم تبخیر در سه سطح اول تقریباً مانند هم بوده است، اما در سطح آخر بهتر می‌شود.

همان‌طور که اشاره شد انتقال از مرحله‌ی اول به مرحله‌ی دوم تبخیر در سطح اول و دوم و سوم در ساعت نهم از آغاز تبخیر و در سطح چهارم در پایان روز اول انجام می‌شود. به نظر می‌رسد افزایش شوری در افزایش مدت زمان مرحله‌ی اول تبخیر در بافت شن لومی، تأثیر کمتری داشته است. در بافت شن لومی مانند بافت رس شنی،

جدول ۳- شاخص‌های ارزیابی برای سطوح مختلف شوری در بافت شن لومی

Table 3- Evaluation Indices for Different Levels of Salinity in Loamy sand texture

RMSE	AE	EF	CRM	CD	سطوح شوری Salinity levels (dS m ⁻¹)
0.75	0.64	0.91	0.37	0.66	0.7
0.80	0.79	0.62	0.41	0.52	2
0.81	0.74	0.59	0.36	0.54	4
0.83	0.71	0.56	0.50	1.41	8

مرحله‌ی اول و دوم علاوه بر این که کم برآورد داشته، در بافت شن لومی نسبت به بافت رس شنی مناسب تر عمل کرده است.

- با افزایش شوری در بافت رس شنی، تخمین مرحله‌ی اول و دوم تبخیر بهبود پیدا کرده، به طوری که بهترین تخمین در سطح چهارم شوری صورت گرفته است.

- با افزایش شوری در بافت شن لومی، تخمین مرحله‌ی اول و دوم تبخیر افت کرده، به طوری که بهترین تخمین در سطح اول شوری صورت گرفته است.

- بافت لوم شنی با شرایط حدی ثقل حاکم تخمین زده شد و با شرایط حدی پخشیدگی حاکم قابل تخمین نبوده است. در این بافت، گرچه نتایج تخمین تبخیر به دقت دو بافت دیگر نبوده اما نتایج قابل پذیرش می‌باشد.

سپاسگزاری

این تحقیق با حمایت‌های مادی و معنوی دانشگاه فردوسی مشهد به سرانجام رسیده است. لذا نویسندگان این مقاله بر خود لازم می‌دانند از کمک‌های صورت گرفته توسط آن نهاد دولتی در به ثمر رسیدن این پژوهش تشکر و سپاسگزاری نمایند.

یکی از اهداف ضمنی این پژوهش استفاده از بافت متوسط شن لومی به منظور چگونگی تخمین تبخیر با استفاده از حالت حدی ثقل حاکم و پخشیدگی حاکم برای این بافت بوده و همان طور که قبلاً اشاره شد برای حالت بین دو حالت حدی ذکر شده، $f_{\#} < f < f_{\#}$ برقرار خواهد بود. با استفاده از شرایط حدی پخشیدگی حاکم برای بافت لوم شنی تخمین تبخیر دور از انتظار بود و اعدادی خارج از دامنه و بزرگ برای تخمین تبخیر در مرحله‌ی اول از معادله‌ی (۷) و به تبع آن برای مرحله‌ی دوم تبخیر از معادله‌ی (۱۰) به دست آمده، اما با استفاده از شرایط حدی ثقل حاکم از معادله‌ی (۷) برای مرحله‌ی اول و معادله‌ی (۱۱) برای مرحله‌ی دوم در این بافت، تخمین تبخیر اعدادی مناسب تر ارائه داد.

نتیجه‌گیری

مهم‌ترین نتایج بدست آمده از این تحقیق را می‌توان در نکات زیر خلاصه نمود:

- افزایش شوری در خاک، تبخیر (مرحله‌ی اول و دوم) را در هر سه بافت پژوهش، کاهش داد.

- در شرایطی که شوری نباشد (سطح اول شوری)، تخمین تبخیر

منابع

- 1- Aydin M., and Uygur V. 2006. A model for estimating soil water potential of bare fields. In Proceedings of the 18th International Soil Meeting (ISM) on Soils Sustaining Life on Earth, Managing Soil and Technology, Şanlıurfa, Turkey.
- 2- Eagleson P.S. 1978. Climate soil and vegetation. Wiley, New Jersey.
- 3- Dinpajo Y., and Jahanbakhsh S. 2008. Investigation of evapotranspiration of reference plant in Iran using Hargreaves method. Proceedings of the 3th Conference on Iranian Water Resources Management. Tabriz, Iran. (In Persian).
- 4- Hillel D. 1998. Environmental Soil Physics. Academic, Massachusetts.
- 5- Kamali G. 2002. Mashhad's recent drought analysis using some indicators of drought. Journal of Metrological Organization (NIVAR), 44:79-93. (In Persian)
- 6- Montieth J. L. 1973. Principles of Environmental Physics. American Elsevier, New York.
- 7- Nassar I. N., and Horton R. Salinity and Compaction Effects on Soil Water Evaporation and Solute Distributions. Soil Science, 63: 752-758
- 8- Rahimpour A., Besharat S., and Rezaie H. 2008. Using GIS to estimate the evapotranspiration using the Priestley-Taylor method in the Nazlo Chai. Proceedings of the 3th Conference on Iranian Water Resources Management. Tabriz, Iran. (In Persian).

- 9- Raisi T., Tabatabaie S.H., and Beigharchegani H.A. 2008. Calibration Aydin Uygur model for estimation evaporation from saline soil in arid and semi-arid region. Iranian Water Research Journal, 2:1-10. (In Persian)
- 10- Ritchie J. T. 1972. Model for Predicting Evaporation from a Row Crop with Incomplete Cover. Water Resources Research, 8(5): 1204-1213.
- 11- Salvucci G. D. 1997. Soil and moisture independent estimation of stage-two evaporation from potential evaporation and albedo or surface temperature. Water Resources Research, 33(1): 111-122.
- 12- Shammiri M. AH. 2002. Evaporation rate as a function of water salinity. Desalination, 150:189-203.
- 13- Yakirevich A., Berliner P., and Sorek S.H. 1997. A model for numerical simulating of evaporation from bare saline soil. Water Resource Research, 33(5):1021-1034.
- 14- Zahedi M., and Khatibi M. 2010. Hydrology. Samt. Tehran. (In Persian)



Computation of Evaporation (Stages 1 and 2) from a Bare Saline Soil

M. Selahvarzi¹- B. Ghahraman^{2*}- H. Ansari³- K. Davari⁴

Received: 03-02-2016

Accepted: 08-04-2018

Introduction: Evaporation takes place from vegetation cover, from bare soil, or water bodies. In the absence of a vegetation cover, soil surface is exposed to atmosphere which increases the rate of evaporation. Evaporation of soil moisture will not only lead to water losses but also increase the risk of soil salinity. The risk is increased under low annual rainfall, saline irrigation water and deep water table. Soil and water salinity is common in arid and semiarid regions where using saline water is common under insufficient fresh water resources. Evaporation is one of the main components of water balance in each region and also one of the key factors for proper irrigation scheduling towards improving efficiency in the region. On the other hand evaporation has a significant role in global climate through the hydrological cycle and its proper estimation is important to predict crop yield soil salinity, water loss of irrigation canals, water structure and also on natural disasters such as drought phenomenon. There are three distinct phases for evaporation process. Step Rate – initial stage is when the soil reaches enough moisture to transfer water to evaporate at a rate proportional to the evaporative demand. During this stage, the evaporation rate by external weather conditions (solar radiation, wind, temperature, humidity, etc.) is limited and therefore can be controlled, in other words, the role of soil characteristics will occur. In this case the air phase - control (at this stage the stage profile – control). Next step is to reduce the rate of evaporation rates during this stage of succession is less than the potential rate (evaporation, atmospheric variability). At this point, evaporation rate (the rate at which the soil caused by the drying up) can deliver the level of moisture evaporation in the area is limited and controlled. So it can be a half step - called control. This may be longer than the first stage.. Apparently when the soil surface is dry to the extent that, it is effectively cut off from water, this phase starts. This stage is often called vapor diffusion process where the surface layer so as to be able to dry quickly can be important.

Materials and Methods: This study was conducted to test the texture of sandy clay and four salinity levels (0.7, 2, 4 and 8 dS m⁻¹ (the study used a PVC pipe with a diameter of 110 mm and a height of about 1 m (for the 90 cm soil profile). Evaporation measurements and weight measurements were performed using a water balance. Also the water out of the soil columns were carefully measured. Weight was measured in soil columns has been done with a digital scale with an accuracy of 5 g. The calculation of evaporation, obtained by subtracting the weight of the soil column twice in a row, low weight and water out of the soil column.

Results and Discussion: Evaporation decreased with increasing salinity of the soil, even in the first stage mentioned earlier by external meteorological conditions (eg, radiation, wind, temperature and humidity) controlled, observed. It should be recognized that the ability of the atmosphere to evaporate completely independent of the properties of the object that is no evaporation occurs. Moreover, if we assume that the object is completely independent of the properties of water surface evaporation exactly equals, salinity reduced the water vapor pressure resulting in reduced evaporates. The first stage of evaporation decreases by increasing salinity, evaporation would be justified.

Keywords: Estimation, Salt water, Stages evaporation, Water resources

1, 2, 3 and 4- Former M.Sc. Student of Irrigation and Drainage and Professors of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Respectively
(*- Corresponding Author Email: bijangh@um.ac.ir)



بررسی آزمایشگاهی تأثیر پوشش گیاهی سخت (انعطاف‌ناپذیر) و انعطاف‌پذیر بر میزان انتقال رسوب در مجاری روباز

فریبا پرناک^۱ - مجید رحیم پور^{۲*} - کورش قادری^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۲/۰۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۱۸

چکیده

یکی از پدیده‌های طبیعی که در اطراف بشر به وقوع می‌پیوندد و از دیرباز دارای اهمیت زیادی بوده است، پدیده انتقال رسوب در رودخانه می‌باشد. این تحقیق در آزمایشگاه هیدرولیک و سازه‌های آبی واقع در دانشگاه شهید باهنر کرمان در یک فلوم آزمایشگاهی به طول ۸ متر، عرض ۰/۸ متر و ارتفاع ۰/۶ متر بر روی یک مدل فیزیکی برای محاسبه میزان رسوب انتقال یافته در جریان کانال باز با پوشش گیاهی سخت و انعطاف‌پذیر، در دو حالت مستغرق و غیر مستغرق طراحی و اجرا شد. بدین منظور تعداد ۶۸ آزمایش با هدف بررسی تأثیر تراکم و موقعیت قرارگیری پوشش گیاهی بر انتقال رسوب صورت پذیرفت. نقش پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر در این زمینه چشم‌گیرتر بوده است به طوری که نرخ انتقال رسوب را حدود ۷۰ درصد کاهش داده است که نشان دهنده اهمیت پوشش گیاهی در پایداری بستر و سواحل آبراهه می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: انتقال رسوب، پوشش گیاهی سخت و انعطاف‌پذیر، مستغرق، غیرمستغرق

مقدمه

بار رسوبی یکی از عوامل مهم و تأثیرگذار در عملکرد هیدرولیکی و ساختار ریخت‌شناسی رودخانه‌ها تلقی می‌شود. به علاوه اقدامات مهندسی و بهره‌برداری از منابع آب رودخانه‌ها در گروی آگاهی از کمیت بار رسوبی آنها می‌باشد. از طرفی روش‌های محاسباتی در مهندسی رسوب به دلیل تنوع طبیعت رودخانه‌ها از پیچیدگی و ظرافت خاصی برخوردار است. رز و همکاران (۹) مجموعه‌ای از آزمایشات را در جهت مطالعه اثر پوشش گیاهی آبری مستغرق روی انتقال رسوب، در حضور موج‌های متصاعدی انجام دادند. در این آزمایش‌ها از سه مدل گیاهی سخت، انعطاف‌پذیر و گیاه واقعی، شش فرکانس موج در محدوده $F = 0.6 - 1.6 \text{ Hz}$ و چهار تراکم پوشش گیاهی استفاده شده است. هدف آن‌ها برقراری رابطه‌ای بین انرژی جنبشی آشفته، تنش برشی و انتقال رسوب در تراکم‌های مختلف پوشش گیاهی بود. با توجه به نتایج آن‌ها در چگالی بالای پوشش گیاهی و فرکانس بالاتر، انتقال رسوب کاهش یافته است. لی و همکاران (۸) تغییرات آشفته‌گی

جریان و ویژگی‌های انرژی جنبشی را با استفاده از پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر مدل‌سازی شده، بررسی کردند. آزمایش‌ها را با ۵ چگالی مختلف پوشش گیاهی و دو دبی تخلیه که به طور طبیعی در رودخانه‌ها اتفاق می‌افتد، انجام دادند. اهداف آن‌ها از انجام این تحقیق شامل الف) پی بردن به اثر پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر غیرمستغرق با تراکم‌های مختلف بر روی ساختار جریان ب) معادله بین تنش رینولدز، شدت آشفته‌گی و تراکم پوشش گیاهی در کانال ج) تأثیرات پوشش گیاهی بر روی ضریب زبری مانینگ و تعیین رابطه آن‌ها بوده است. اکتشافات آن‌ها برای کنترل سیلاب، ترمیم پوشش گیاهی آبری و مدیریت رودخانه در طبیعت مفید واقع شده است. ترمایینی (۱۱) حرکت و رفتار پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر و تأثیرات آن بر روی انتقال جریان را با داده‌های آزمایشگاهی مورد مطالعه قرار داد. وی از این داده‌های آزمایشگاهی برای نشان دادن تأثیرات غلظت و تراکم ساقه‌ها، جریان مستغرق، جریان متوسط و خصوصیات انتقال جریان در کانال پوشش گیاهی استفاده کرده است. نتایج نشان می‌دهد که هر دو پارامتر غلظت و تراکم ساقه‌ها بر روی پروفیل و انتقال جریان اثر می‌گذارند و جریان مستغرق غالباً روی تبادل مومنت بین لایه پوشش‌های گیاهی و لایه‌های بالای آن اثرگذار است. هاو و همکاران (۶)، حرکت اولیه رسوب با حضور پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر مستغرق را با داده‌های آزمایشگاهی بررسی کردند. شبیه‌سازی پوشش‌های

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد سازه‌های آبی و دانشیاران گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان
(*) نویسنده مسئول
(Email: rahimpour@uk.ac.ir)

گیاهی به صورت سیلندره‌های استوانه‌ای انعطاف‌پذیر و در ردیف‌های موازی انجام شد. در این آزمایش‌ها تأثیر پارامترهایی از قبیل تراکم پوشش گیاهی، عمق آب و اندازه دانه‌های رسوبی بر روی حرکت اولیه رسوب بررسی شد. نتایج نشان داده است که سرعت حرکت اولیه رسوبات با کاهش تراکم پوشش گیاهی افزایش یافته است. سرعت حرکت اولیه رسوبات در گیاهان انعطاف‌پذیر خیلی کمتر از زمانی است که بستر رسوبی فاقد پوشش گیاهی بوده است. هوآنگ و همکاران (۷) معادله شاخص تراکم پوشش گیاهی را به صورت زیر ارائه کردند:

$$\lambda = \frac{\pi D^2}{4xy} \quad (۱)$$

که در آن D قطر پوشش گیاهی، و x ، y فاصله بین مدل‌های پوشش گیاهی است.

در ادامه سرعت متوسط جریان را به صورت زیر محاسبه کردند:

$$U = \frac{Q}{Bh \left(1 - \lambda \frac{h_v}{h} \right)} \quad (۲)$$

که در آن Q دبی جریان، λ شاخص تراکم پوشش گیاهی، B عرض فلو، h_v ارتفاع پوشش گیاهی و h عمق آب می‌باشد. از این معادله برای محاسبه سرعت اولیه حرکت رسوب استفاده شد و پارامترهای λ و h_v ثابت در نظر گرفته شد. بابتیست (۱) بررسی آزمایشگاهی بر روی انتقال رسوب با پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر مستغرق را انجام داد و از پوشش مصنوعی با ۸ سانتی‌متر ارتفاع در یک بستر شنی استفاده نمود. تنش برشی با استفاده از یک مدل عددی $1DV$ برآورد شد. طبق نتایج به دست آمده تنش برشی بستر تا ۸۰ درصد کاهش یافته است و نرخ انتقال رسوب در مقایسه با حالت بدون پوشش گیاهی کاهش یافته است.

داورپناه جزی و همکاران (۳) اثر متقابل بستر شنی با تاج مسطح و پوشش گیاهی دیواره بر مؤلفه‌های جریان آشفته را بررسی کرد. از نتایج قابل توجه در این پژوهش این بود که در تلماسه‌های با تاج مسطح بر خلاف نوع تاج تیز، در هر دو حالت وجود و عدم وجود پوشش گیاهی، پارامتر سرعت بعد از تاج مسطح مقادیر منفی به خود نمی‌گیرد. تنش‌های رینولدز در حالت وجود پوشش گیاهی نسبت به حالت عدم وجود آن بیشتر بوده که این موضوع را می‌توان به افزایش مقاومت جریان در حضور این پوشش نسبت داد. بررسی آزمایشگاهی اثر تغییر تراکم پوشش گیاهی شاخه‌ای بر ضریب زبری مانینگ توسط ابراهیمی و همکاران (۴) انجام شد. در تحقیق آن‌ها ضریب زبری مانینگ با استفاده از تغییر شیب انرژی، دبی، عمق جریان و تراکم پوشش گیاهی محاسبه شد. نتایج نشان داد که این ضریب ثابت نبوده، بلکه با افزایش تراکم پوشش گیاهی افزایش و با افزایش سرعت و عمق جریان کاهش یافته است. چن و همکاران (۲)، تأثیر مانع‌های مستغرق با چگالی‌های متفاوت را بر روی پروفیل جریان و

مورفولوژی آبستگي بررسی کردند. نتایج آزمایشگاهی نشان می‌دهد که میزان تراکم پوشش و مواد به کار رفته در ساخت مدل‌های آزمایشگاهی، فاکتورهای مهم در تغییرات پروفیل جریان و آبستگي هستند. بدین صورت که برای گیاهان انعطاف‌پذیر بیشترین آشفتگی با تراکم پوشش گیاهی، در نزدیکی سطح بستر رخ می‌دهد و عمق آبستگي را کاهش می‌دهد. ساجدی‌پور و همکاران (۱۰) با مطالعه تأثیر پوشش گیاهی در مسیر جریان دریافتند که غلظت رسوبات پایین دست نسبت به شرایط بالادست کانال با شیب نسبتاً زیادتری رو به کاهش است و راندمان تله‌اندازی با شیب نسبتاً زیادتری نسبت به وضعیت کانال رو به افزایش می‌باشد. فتحی‌مقدم و همکاران (۵) با استفاده از مدل آزمایشگاهی به بررسی تأثیر پوشش گیاهی غیرمستغرق در آبگذری رودخانه‌ها پرداختند. نتایج حاصله از آزمایش‌های آن‌ها نشان داد که ضرایب زبری پوشش گیاهی تابعی از شرایط جریان (سرعت و عمق) و همچنین نوع و تراکم پوشش گیاهی هستند. هدف از این تحقیق مدل‌سازی پوشش گیاهی با استفاده از سازه‌های سخت و انعطاف‌پذیر با چگالی‌های مختلف جهت بررسی میزان انتقال رسوب در کانال باز می‌باشد. با توجه به اینکه خصوصیات متفاوت پوشش گیاهی از قبیل تراکم، ترتیب قرارگیری و نوع پوشش بر میزان انتقال رسوب مؤثر می‌باشد، بررسی تأثیر این پارامترها حائز اهمیت است. بدین منظور ۱۶ مدل شامل، دو مدل پوشش گیاهی سخت و انعطاف‌پذیر، دو مدل تراکم موازی و متناوب، دو مدل جریان مستغرق و غیرمستغرق و دو مدل جا به جایی مدل در بالادست و پایین‌دست طراحی گردیده است. برای ارزیابی آزمایش‌ها، چهار آزمایش دیگر به عنوان آزمایش شاهد انجام گردید. هر کدام از تیمارهای فوق با چهار دبی مختلف انجام شدند، که جمعا ۶۸ آزمایش حاصل شد.

مواد و روش‌ها

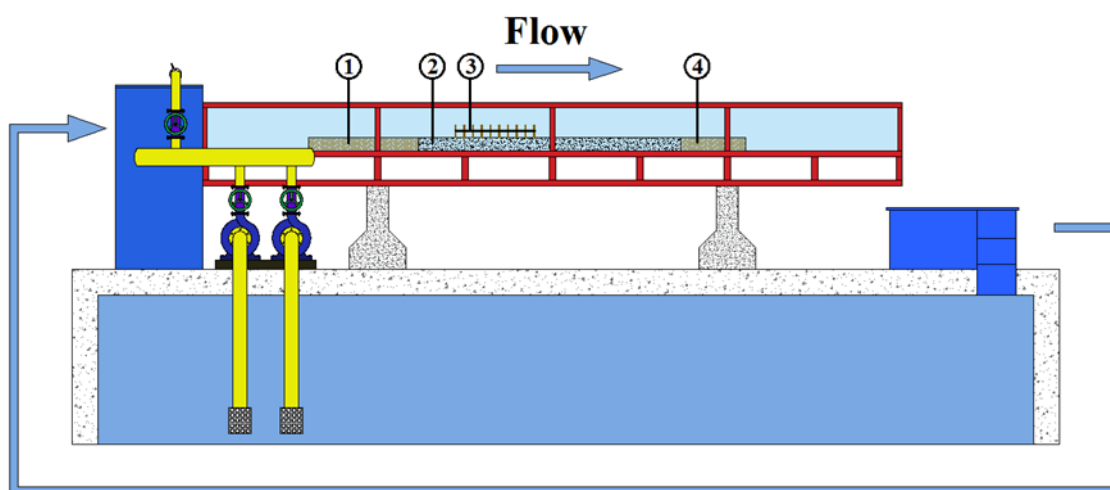
آزمایش‌ها در یک فلو، آزمایشگاهی به طول ۸ متر، عرض ۰/۸ متر و ارتفاع ۰/۶ متر در آزمایشگاه هیدرولیک و سازه‌های آبی واقع در دانشگاه شهید باهنر کرمان انجام شد. جنس دیواره‌های این فلو، از شیشه و کف آن فلزی می‌باشد. نمایی از این فلو، در شکل (۱) قابل مشاهده است.

در بالادست و پایین‌دست فلو، دو مخزن جهت کنترل جریان ورودی و خروجی وجود دارد. جریان چرخشی از طریق مخزن آب زیرزمینی برقرار می‌شود. بدین صورت که آب موجود در مخزن زیرزمینی توسط پمپ‌های تعبیه شده به داخل مخزن بالادست فلو، پمپاژ می‌شود و جریان یکنواخت از طریق مخزن وارد فلو، شده و در انتهای فلو، به مخزن پایین‌دست منتقل می‌گردد. جریان پس از عبور از سرریز مستطیلی که در دیواره انتهای مخزن پایین‌دست تعبیه شده

است، مجدداً به مخزن زیرزمینی بر می‌گردد و این چرخه جریان همواره ادامه می‌یابد (شکل ۲).



شکل ۱- نمایی از فلوم آزمایشگاهی
Figure 1- Figure of experimental flume



Recirculating Flume

شکل ۲- جانمایی فلوم و جریان چرخشی

(۱) کف کاذب بالادست. (۲) بستر رسوبی. (۳) پوشش گیاهی. (۴) کف کاذب پایین دست

Figure 2- Locating of flume and rotational flow

1) Upstream artificial bed. 2) Sedimentary bed. 3) Vegetation 4) Downstream artificial bed

۱ متر و ضخامت ۰/۰۵ متر، در ردیف‌های موازی و متناوب با تراکم‌های مختلف کار گذاشته شدند (شکل ۳). به منظور انجام آزمایش‌ها در بستر رسوبی، در طول ۳ متر از فلوم نزدیک انتهای فلوم، به ارتفاع ۰/۱۵ متر رسوب ریخته شد. رسوبات را به صورت لایه لایه در فلوم ریخته و در هر مرحله پس از فشرده‌سازی، لایه‌های بعدی ریخته شد. در مجموع ۵۶۰ کیلوگرم شن درون فلوم آزمایشگاهی ریخته شد. در مرحله اول، بدون وارد کردن مدل پوشش گیاهی در بستر رسوبی، آزمایش‌های شاهد با عبور دادن ۴ دبی مختلف انجام شدند که سرعت میانگین و میزان رسوب انتقال یافته به پایین دست به ازای هر دبی اندازه‌گیری شد.

جمعاً ۶۸ آزمایش انجام شده است که میزان حداکثر دبی برابر ۴۰ لیتر بر ثانیه و حداقل آن برابر ۸/۵ لیتر بر ثانیه بوده است. جهت اندازه‌گیری میزان دبی جریان با استفاده از کنتور تعبیه شده در بالادست فلوم میزان حجم جریان ورودی برای هر آزمایش تنظیم و قرائت گردیده و مقادیر دبی از طریق معادله $Q = V/t$ برحسب متر مکعب بر ثانیه محاسبه شده است. جهت بررسی اثر پوشش گیاهی بر میزان انتقال رسوب دو نوع پوشش سخت و انعطاف‌پذیر در نظر گرفته شد. برای حالت سخت از میله‌های فلزی به قطر ۶ میلی‌متر و ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر، و برای حالت انعطاف‌پذیر از گیاه نخل مرداب استفاده شد. این مدل‌ها بر روی صفحه‌ای یونولیتی به ابعاد ۰/۷۸ ×



شکل ۳- مدل‌های پوشش گیاهی الف) انعطاف‌پذیر ب) سخت
Figure 3- Models of vegetation a) Flexible b) Rigid

به‌جایی مدل‌های پوشش گیاهی و تغییر تراکم‌ها و ترتیب قرارگیری‌ها، برای هرکدام از مدل‌های پوشش گیاهی دو حالت مستغرق و غیرمستغرق بررسی شد.

بعد از انجام آزمایش‌های شاهد، با توجه به شکل (۴) و (۵) مدل‌های پوشش گیاهی به صورت جداگانه و به ترتیب در ابتدا و انتهای بستر رسوبی قرار داده شدند و آزمایش‌های مربوطه انجام شد. زمان متوسط برای انجام هر آزمایش ۳ ساعت در نظر گرفته شد. با جا



شکل ۴- تراکم‌ها و ترتیب قرارگیری پوشش گیاهی سخت

Figure 4- Density and arrangement of rigid vegetation

a) Rigid, Parallel, Emergent b) Rigid, Parallel, Submerge c) Rigid, Irregular, Emergent d) Rigid, Irregular, Submerge



شکل ۵- تراکم ترتیب قرارگیری پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر

Figure 5- Density and arrangement of flexible vegetation

a) Flexible, Parallel, Emergent b) Flexible, Parallel, Submerge c) Flexible, Irregular, Emergent d) Flexible, Irregular, Submerge

به منظور فراهم آوردن شرایط مستغرق در قسمت انتهایی فلوم
محل ریزش جریان به مخزن پایین‌دست) سرریزی به ارتفاع ۲۳ سانتی‌متر تعبیه شد. پارامترهای پوشش گیاهی به صورت علامت اختصاری در جدول (۱) آمده است.

جدول ۱- علائم اختصاری پوشش گیاهی سخت و انعطاف‌پذیر

Table 1- Abbreviation signs of rigid and flexible vegetation

R: Rigid, F: Flexible, P: Parallel, I: Irregular, S: Submerge, E: Emergent, U: Upstream, D: Downstream

نام اختصاری Abbreviation name	نام اصلی Principal name	نام اختصاری Abbreviation name	نام اصلی Principal name
RPS _U	سخت متناوب مستغرق بالادست	RPS _U	سخت موازی مستغرق بالادست
RIS _D	سخت متناوب مستغرق پایین‌دست	RPS _D	سخت موازی غیر مستغرق پایین‌دست
RIE _U	سخت متناوب غیرمستغرق بالادست	RPE _U	سخت موازی غیرمستغرق بالادست
RIE _D	سخت متناوب غیرمستغرق پایین‌دست	RPE _D	سخت موازی غیرمستغرق پایین‌دست
FIS _U	انعطاف‌پذیر متناوب مستغرق بالادست	FPS _U	انعطاف‌پذیر موازی مستغرق بالادست
FIS _D	انعطاف‌پذیر متناوب مستغرق پایین‌دست	FPS _D	انعطاف‌پذیر موازی مستغرق پایین‌دست
FIE _U	انعطاف‌پذیر متناوب غیرمستغرق بالادست	FPS _U	انعطاف‌پذیر موازی غیرمستغرق بالادست
FIE _D	انعطاف‌پذیر متناوب غیرمستغرق پایین‌دست	FPE _D	انعطاف‌پذیر موازی غیرمستغرق پایین‌دست

نتایج و بحث

(Sediment Transport) رسوب انتقال یافته به پایین‌دست فلوم بر حسب کیلوگرم، Fr پارامتر بی‌بعد فرود و λ شاخص تراکم پوشش گیاهی می‌باشد که طبق رابطه (۱) محاسبه شده است. لازم به ذکر است برای محاسبه تراکم پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر از قطر مؤثر ($D_{effective}$) استفاده گردیده است. همچنین میزان رسوبات خروجی و براساس رابطه زیر بی‌بعد شده‌اند:

$$\text{نرخ انتقال رسوب بی‌بعد} = \frac{S.T_i}{S.T_{Rt}} \quad (3)$$

نتایج آزمایش با تغییر پارامترهایی شامل دبی کل، نوع و تراکم پوشش گیاهی و ترتیب قرارگیری پوشش‌های گیاهی در جدول (۲) آمده است. در این جدول، V حجم جریان عبوری بر حسب متر مکعب، h هد آب بر حسب متر، A مساحت در مقطع ورودی جریان به منطقه رسوبی بر اساس متر مربع، Q دبی عبوری به صورت متر مکعب بر ثانیه، V سرعت متوسط جریان بر اساس متر بر ثانیه، $S.T$

جدول ۲- نتایج حاصل از آزمایش‌ها

Table 2- Results of experiments

$\nabla(\text{m}^3)$								λ
1	25	0.045	0.036	0.0145	0.40278	0.60621	4.5	0
2	35	0.055	0.044	0.0195	0.44318	0.60335	12	0
3	45	0.06	0.048	0.025	0.52083	0.67887	35.5	0
4	56	0.08	0.064	0.0313	0.48828	0.55118	77.5	0
5	36	0.065	0.052	0.02	0.38462	0.48165	56	0.0113000
6	19.5	0.045	0.036	0.0115	0.31944	0.48079	10	0.0113000
7	45	0.07	0.056	0.025	0.44643	0.53873	68	0.0113000
8	25.2	0.055	0.044	0.014	0.31818	0.43317	37	0.0113000
9	68	0.017	.014	0.0037	0.27206	0.6662	22	0.0113000
10	56	0.155	0.124	0.033	0.26613	0.21582	8.3	0.0113000
11	72	0.175	0.14	0.04	0.28571	0.21806	28	0.0113000
12	48.6	0.145	0.116	0.027	0.23276	0.19516	3	0.0113000
13	52	0.085	0.068	0.0275	0.40441	0.44287	59	0.0028260
14	25	0.055	0.044	0.0145	0.32955	0.44864	2	0.0028260
15	61.2	0.094	0.075	0.034	0.45213	0.47083	68	0.0028260
16	20.7	0.05	0.04	0.0115	0.2875	0.41051	0	0.0028260
17	68	0.16	0.128	0.037	0.28906	0.23073	4.2	0.0028260
18	56	0.15	0.12	0.032	0.26667	0.21983	1.5	0.0028260
19	48.6	0.145	0.116	0.027	0.23276	0.19516	0.5	0.0028260
20	36	0.125	0.1	0.02	0.2	0.18061	0	0.0028260
21	34	0.06	0.048	0.0193	0.40104	0.52273	51	0.017663
22	14.5	0.043	0.034	0.0083	0.24265	0.37579	1	0.017663
23	61.2	0.085	0.068	0.034	0.5	0.54755	62	0.017663
24	26.1	0.05	0.04	0.0145	0.3625	0.51759	21.5	0.017663
25	26.5	0.093	0.074	0.0148	0.19932	0.20925	0.5	0.017663
26	61	0.125	0.1	0.0343	0.3425	0.30929	4	0.017663
27	48.6	0.1	0.08	0.027	0.3375	0.34075	2.5	0.017663
28	20.7	0.08	0.064	0.0115	0.17969	0.20283	0	0.017663
29	43	0.06	0.048	0.024	0.5	0.65172	38	0.04186
30	25	0.045	0.036	0.014	0.3889	0.58531	5	0.04186
31	61.2	0.085	0.068	0.034	0.5	0.54775	61.5	0.04186
32	19.8	0.04	0.032	0.011	0.34375	0.54876	2.5	0.04186
33	35	0.103	0.082	0.0195	0.23781	0.23715	0	0.04186
34	67.6	0.125	0.1	0.0376	0.376	0.33955	2	0.04186
35	48.6	0.11	0.088	0.027	0.30682	0.29536	1	0.04186
36	20.7	0.08	0.064	0.0115	0.17969	0.20283	0	0.04186
37	72	0.18	0.144	0.04	0.27778	0.20904	112	0.0113000
38	66.6	0.175	0.14	0.037	0.26429	0.20171	78	0.0113000
39	39.6	0.065	0.052	0.022	0.42360	0.52982	33.5	0.0113000
40	26.1	0.055	0.044	0.0145	0.32955	0.44864	22	0.0113000
41	65	0.16	0.128	0.04	0.3125	0.24943	25	0.0113000
42	62	0.15	0.12	0.034	0.28333	0.23357	21	0.0113000
43	66.6	0.165	0.132	0.037	0.2803	0.22032	23	0.0113000
44	48.6	0.12	0.096	0.027	0.28125	0.25922	15	0.0113000
45	40	0.06	0.048	0.022	0.45833	0.59741	41	0.0028300
46	50	0.09	0.072	0.03	0.41667	0.44344	65	0.0028300
47	61.2	0.12	0.096	0.034	0.35417	0.32642	77	0.0028300
48	25.2	0.045	0.036	0.014	0.38889	0.58531	16	0.0028300
49	64	0.15	0.12	0.036	0.3	0.24731	10	0.0028300
50	75	0.18	0.144	0.04	0.27778	0.20904	16	0.0028300
51	54	0.12	0.096	0.03	0.3125	0.28802	6	0.0028300
52	45	0.09	0.072	0.025	0.34772	0.36953	3	0.0028300
53	42	0.075	0.06	0.0238	0.39583	0.46147	46	0.017663
54	24	0.05	0.04	0.0135	0.3375	0.4819	4	0.017663
55	49.5	0.08	0.064	0.0275	0.42969	0.48504	54	0.017663
56	34.2	0.07	0.056	0.019	0.33929	0.40943	15	0.017663
57	63	0.125	0.1	0.035	0.35	0.31607	1.5	0.017663
58	23.4	0.085	0.068	0.013	0.19118	0.20936	0	0.017663
59	48.6	0.105	0.084	0.027	0.32143	0.31671	1	0.017663
60	34.2	0.09	0.072	0.019	0.26389	0.28084	0	0.017663
61	25	0.04	0.032	0.014	0.4375	0.69842	7	0.04186
62	44	0.06	0.048	0.0245	0.51042	0.6653	49	0.04186
63	55.8	0.07	0.056	0.031	0.55357	0.66802	52	0.04186
64	34.2	0.05	0.04	0.019	0.475	0.67823	26.5	0.04186
65	62	0.115	0.092	0.0345	0.375	0.35306	1	0.04186
66	24.5	0.085	0.068	0.0136	0.2	0.21902	0.5	0.04186
67	49.95	0.105	0.084	0.0278	0.33036	0.3255	1	0.04186
68	41.4	0.095	0.076	0.023	0.30263	0.31349	0.5	0.04186

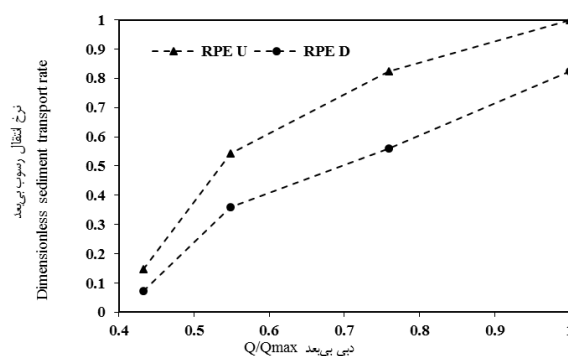
جریان آب قرار گرفته‌اند. همانطور که در شکل‌های (۶) تا (۸) مشاهده می‌شود، در هر چهار حالت RPE_U ، RPE_D ، RPS_D و RPE_D ، با افزایش دبی، میزان انتقال رسوب افزایش می‌یابد. با توجه به شکل (۶) وقتی که پوشش گیاهی به صورت RPE_U ، قرار گرفته است با افزایش میزان دبی بی‌بعد از 0.43 به 1 رسیده است که به دنبال آن میزان انتقال رسوب از 0.147 به 1 ختم شده است. این افزایش نرخ رسوب بیانگر 85% افزایش قدرت حمل بار رسوبی می‌باشد. علاوه بر آن از روی نمودار مربوط به RPE_D ، با همین میزان افزایش دبی بی‌بعد نسبی می‌توان دریافت که میزان انتقال رسوب از 0.073 به 0.82 رسیده است که بیانگر 75% افزایش انتقال بار رسوبی می‌باشد.

که در آن $S.Ti$ میزان رسوب خروجی در هر آزمایش و $S.Tr$ میزان رسوب خروجی در آزمایش مرجع (Reference test) برای هر دبی عبوری می‌باشد.

در این بخش با استفاده از داده‌های به دست آمده از انجام آزمایش‌ها به بررسی و تحلیل اثر انواع پوشش گیاهی (سخت و انعطاف‌پذیر) در حالت‌های متفاوت (مستغرق و غیرمستغرق) بر میزان انتقال رسوب در کانال باز پرداخته شده است. در طی انجام آزمایش‌ها از دو تراکم مختلف پوشش گیاهی در حالت‌های موازی و متناوب استفاده شده است.

تأثیر پوشش گیاهی سخت بر میزان انتقال رسوب

در سناریوی مستغرق، پوشش‌های گیاهی به طور کامل در زیر

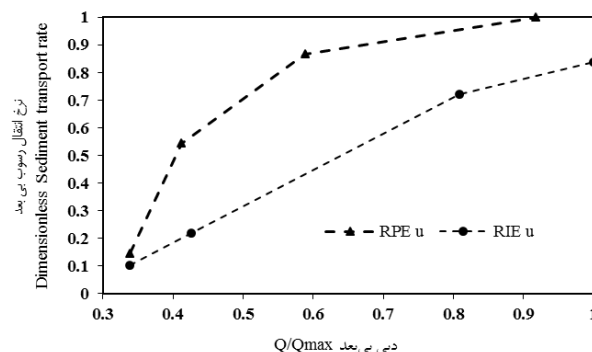


شکل ۶- انتقال رسوب با پوشش سخت موازی غیرمستغرق بالادست و پایین‌دست

Figure 6- Sediment transport with parallel emergent rigid vegetation upstream and downstream

که افزایش 86% حمل رسوب را نشان می‌دهد. برای جریان RIE_U ، با افزایش دبی بی‌بعد از مقدار 0.33 به 1 ، مقدار رسوب از 0.102 به 0.83 رسیده است که افزایش 93% حمل رسوب را نشان می‌دهد.

در شرایط غیرمستغرق، قسمتی از پوشش گیاهی در خارج از آب قرار دارد و در مقایسه با حالت مستغرق، سطح کمتری از آن با جریان در تماس است. در شکل ۷ برای جریان RPE_U ، با افزایش میزان دبی بی‌بعد از 0.33 به 0.91 مقدار انتقال رسوب از 0.14 به 1 رسیده است

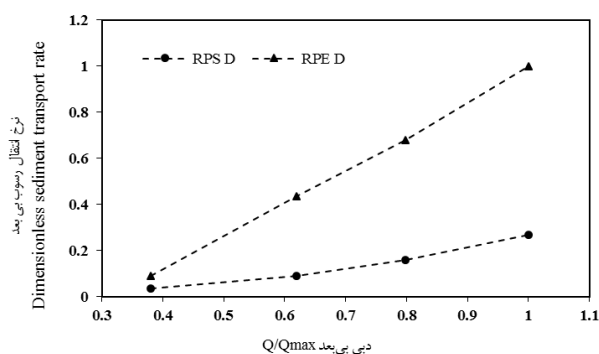


شکل ۷- انتقال رسوب با پوشش سخت موازی و متناوب غیرمستغرق بالادست

Figure 7- Sediment transport with parallel and irregular emergent rigid vegetation upstream

اینکه بیشترین سطح متلاطم جریان در بالای پوشش گیاهی قرار می‌گیرد، اثر جریان بر روی بستر رسوبی بسیار جزئی بوده و میزان انتقال رسوب حدود ۴۰ درصد کاهش یافته است. بنابراین در حالت غیرمستغرق نمودار با شیب بیشتری نسبت به حالت مستغرق باعث انتقال رسوب می‌شود.

همان‌طور که در شکل (۸) قابل مشاهده است، زمانی که مدل به صورت غیرمستغرق است، جریان با عبور از بین پوشش گیاهی و برخورد با ساقه‌ها باعث ایجاد اصطکاک و مقاومت با بستر رسوبی و پوشش گیاهی می‌شود و در نتیجه با ایجاد تلاطم در منطقه پوشش گیاهی باعث انتقال رسوب می‌شود. در سناریوی مستغرق به دلیل



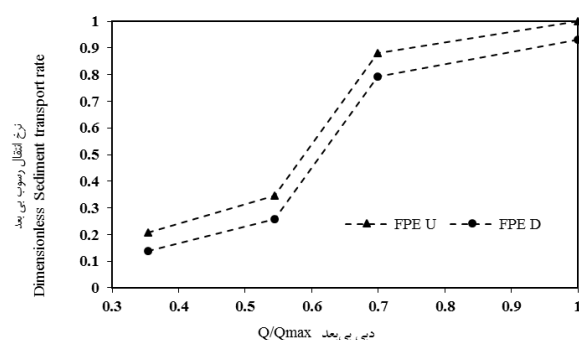
شکل ۸- انتقال رسوب با پوشش سخت موازی مستغرق و غیرمستغرق پایین‌دست

Figure 8- Sediment transport with parallel submerge and emergent rigid vegetation downstream

ناحیه پوشش گیاهی باعث کنده شدن و جابه جایی رسوب شده است، پس از عبور از منطقه پوشش گیاهی به دلیل داشتن سطح متلاطم و انرژی بالا، رسوب بیشتری را نسبت به حالتی که پوشش در پایین‌دست بوده است، حمل کرده است.

تأثیر پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر بر میزان انتقال رسوب

نتایج مربوط به تأثیر پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر در شکل‌های (۹) تا (۱۱) قابل مشاهده می‌باشد. زمانی که مدل در منطقه بالادست منطقه رسوب‌گذاری شده قرار داشته است، جریان علاوه بر اینکه در

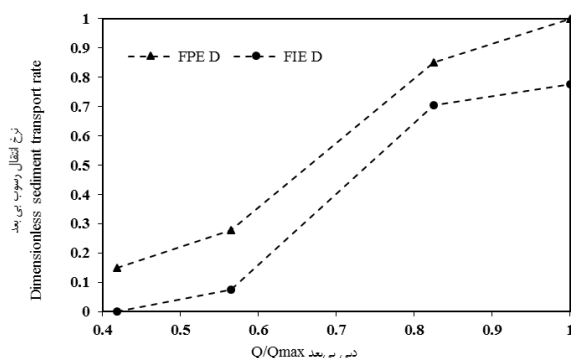


شکل ۹- انتقال رسوب با پوشش انعطاف‌پذیر موازی غیرمستغرق بالادست و پایین‌دست

Figure 9- Sediment transport with parallel emergent flexible vegetation at upstream and downstream

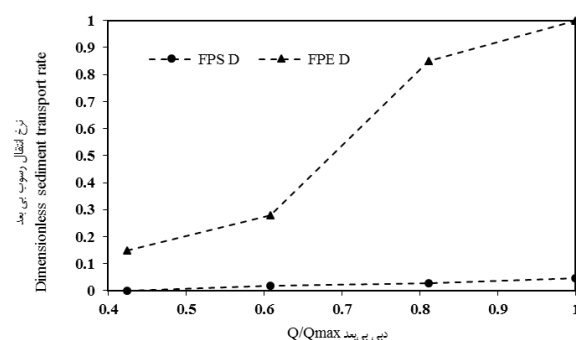
رسوب به پایین‌دست جریان نسبت به حالت قرارگیری متناوب حدود ۴۰ درصد در پایین‌دست و ۶۰ درصد در بالادست افزایش یافته است. با افزایش تراکم پوشش گیاهی (چیدمان موازی) میزان نرخ انتقال رسوب به اندازه ۱۵ درصد نسبت به تراکم کمتر پوشش گیاهی (چیدمان متناوب) افزایش یافته است.

با توجه به شکل (۹) میزان انتقال رسوب در بالادست، ۱۰ درصد نسبت به پایین‌دست منطقه رسوبی افزایش یافته است. با توجه به شکل (۱۰) در شرایطی که نحوه قرارگیری پوشش گیاهی به صورت موازی است، به دلیل تراکم بالای پوشش گیاهی، سطح تماس جریان با پوشش گیاهی و بستر بیشتر بوده است و به دنبال آن میزان انتقال



شکل ۱۰- انتقال رسوب با پوشش انعطاف‌پذیر موازی و متناوب غیرمستغرق پایین‌دست

Figure 10- Sediment transport with parallel and irregular emergent flexible vegetation at downstream



شکل ۱۱- انتقال رسوب با پوشش انعطاف‌پذیر موازی مستغرق و غیرمستغرق پایین‌دست

Figure 11- Sediment transport with parallel submerge and emergent flexible vegetation downstream

برخورد بیشتر جریان با ساقه‌ها، در اثر مقاومت و اصطکاک موجود، نرخ انتقال رسوب با شدت بیشتری نسبت به حالت انعطاف‌پذیر صورت گرفته است. در مدل انعطاف‌پذیر زمانی که شاخ و برگ‌ها در تماس با جریان قرار می‌گیرند، تلاطم جریان به سطح آب منتقل شده و با کاهش سرعت جریان نرخ انتقال رسوب کاهش یافته است. اما در مدل سخت، جریان با برخورد مداوم به ساقه‌ها، در تماس بیشتری با بستر رسوبی قرار گرفته و مسیر جریان را متلاطم‌تر نموده است و در نتیجه باعث افزایش ۷۰ درصدی نرخ انتقال رسوب نسبت به حالت انعطاف‌پذیر گردیده است.

نرخ انتقال رسوب در دو حالت بدون پوشش و همراه با پوشش گیاهی

با توجه به شکل‌های ۱۴ و ۱۵ در هر دو حالت جریان پوشش انعطاف‌ناپذیر مستغرق و غیرمستغرق با افزایش مقدار دبی بی‌بعد از ۰/۳۳ به ۱، مقدار نرخ انتقال رسوب بی‌بعد به ترتیب از ۰/۰۹۳ به ۱ و از ۰/۲۲ به ۱ افزایش یافته است، که با همین افزایش میزان دبی بی‌بعد نرخ انتقال رسوب در آزمایش شاهد (بدون پوشش گیاهی) از ۰/۲۵ به ۱ رسیده است. به بیان کلی‌تر در آزمایش بدون پوشش

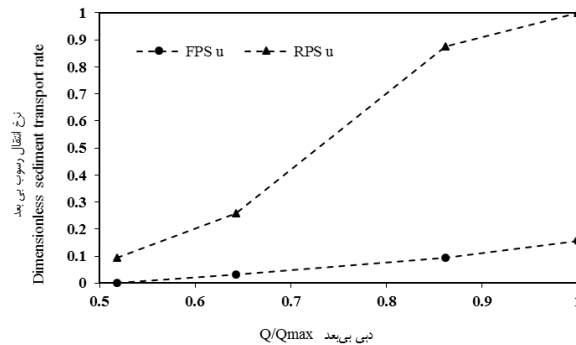
با توجه به شکل (۱۱) در شرایط مستغرق جریان در میان شاخ و برگ‌ها پراکنده می‌شود و سرعت آن کاهش می‌یابد و حمل بستر رسوبی بسیار ناچیز می‌شود. در این شرایط، انتقال رسوب مسیر نزولی را نسبت به حالت غیرمستغرق طی کرده است. به این ترتیب که میزان انتقال رسوب در حالت غیرمستغرق ۸۰ درصد نسبت به حالت مستغرق افزایش یافته است.

مقایسه بین پوشش گیاهی سخت و انعطاف‌پذیر بر روی نرخ انتقال رسوب

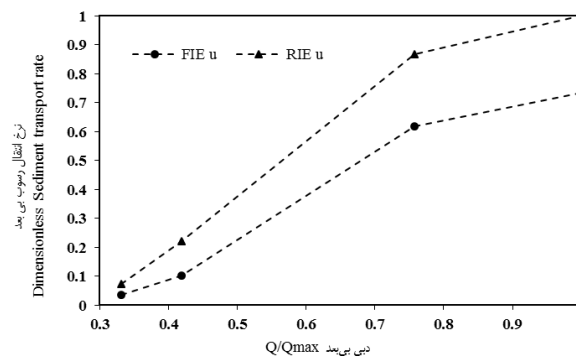
به طور کلی وجود پوشش گیاهی باعث کاهش ۳۰ درصدی نرخ انتقال رسوب در پوشش انعطاف‌پذیر و کاهش ۵ درصدی در پوشش انعطاف‌ناپذیر گردیده است. در شرایطی که پوشش گیاهی فقط به صورت ساقه درون منطقه رسوبی حضور داشته باشد میزان نرخ انتقال رسوب سیر افزایشی را نسبت به شرایطی که پوشش گیاهی دارای شاخ و برگ بوده است طی کرده است. با توجه به نمودارهای (۱۲) و (۱۳) می‌توان به درک عمیق‌تری از این موضوع رسید. نتایج به‌دست آمده از مقایسه بین پوشش گیاهی سخت و انعطاف‌پذیر نشان داد که در حالت سخت (انعطاف‌ناپذیر) به دلیل

از شرایط همراه با پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر و ۵ درصد بیش‌تر از شرایط همراه با پوشش گیاهی سخت بوده است. بنابراین بیش‌ترین میزان نرخ انتقال رسوب در آزمایش شاهد رخ داده است.

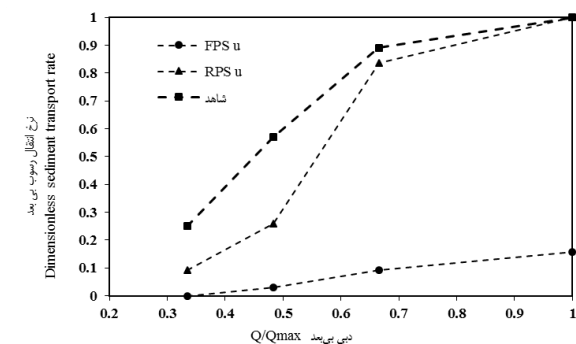
گیاهی افزایش نرخ انتقال رسوب ۲۲ درصدی نسبت به جریان مستغرق و ۵ درصدی نسبت به جریان غیرمستغرق رخ داده است. همچنین میزان نرخ انتقال رسوب در آزمایش شاهد ۳۰ درصد بیشتر



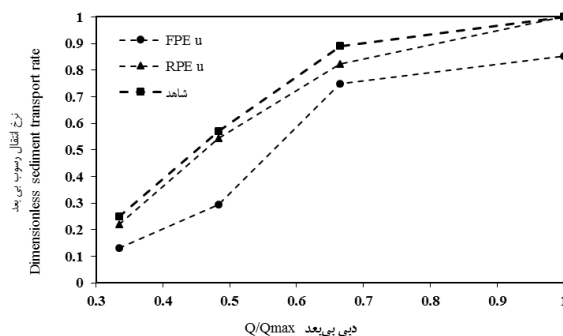
شکل ۱۲- میزان نرخ انتقال رسوب بی‌بعد در دو موقعیت FPS_U و RPS_U
Figure 12- Dimensionless sediment transport rates at tow position of FPS_U and RPS_U



شکل ۱۳- میزان نرخ انتقال رسوب بی‌بعد در دو موقعیت FIE_U و RIE_U
Figure 13- Dimensionless sediment transport rates at tow position of FIE_U and RIE_U



شکل ۱۴- میزان نرخ انتقال رسوب بی‌بعد در دو موقعیت جریان مستغرق و آزمایش شاهد
Figure 14- Dimensionless sediment transport rates at tow position of submerge flow and control experiment



شکل ۱۵- میزان نرخ انتقال رسوب بی‌بعد در دو موقعیت جریان غیر مستغرق و آزمایش شاهد

Figure 15- Dimensionless sediment transport rates at tow position of emergent flow and control experiment

نتیجه‌گیری

افزایش تلاطم، میزان جابه‌جایی رسوب نیز افزایش یافته است. به بیان کلی‌تر در شرایطی که پوشش گیاهی به صورت موازی قرار گرفته باشد، نرخ انتقال رسوب در مدل سخت ۲۰ درصد و در مدل انعطاف‌پذیر ۱۵ درصد نسبت به چیدمان متناوب (تراکم پایین) افزایش یافته است. یکی دیگر از عوامل مؤثر بر انتقال رسوب در این پژوهش جابه‌جایی مدل فیزیکی در طول بستر رسوبی بوده است. جریان پس از عبور از مدل بالادست علاوه بر حمل رسوب در محل پوشش گیاهی، به دلیل سطح متلاطم جریان، با وارد کردن ضربه به بستر، باعث حمل بیشتر ذرات رسوب شده است. به این ترتیب در شرایطی که مدل در بالادست بستر رسوبی بوده است میزان نرخ انتقال رسوب نسبت به شرایطی که مدل در پایین‌دست بوده است، ۱۵ درصد افزایش یافته است. با توجه به این شرایط می‌توان به این نتیجه رسید که در شرایط خاص مثلاً در زمان سیلاب برای جلوگیری از خسارات ناشی از سیل در کانال، آبراهه‌ها و مجاری روباز، پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر تا حدود زیادی می‌تواند مفید و مؤثر واقع شود.

پیشنهادها

- الف) بررسی پروفیل سرعت در شرایط پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر و انعطاف‌ناپذیر
- ب) محاسبه تنش برشی بستر تحت جریان‌های مستغرق و غیرمستغرق
- پ) محاسبه نیروی کششی ناشی از مقاومت ایجاد شده بین لایه های جریان و پوشش گیاهی
- ت) بررسی مقاومت بستر جهت جلوگیری از انتقال رسوب
- ث) محاسبه و بررسی پروفیل سرعت تحت جریان‌های ثانویه در شرایط پوشش گیاهی انعطاف‌پذیر

در طی فرآیند جابه‌جایی و انتقال رسوب، بستر رودخانه‌ها و کانال‌های روباز دستخوش تغییراتی می‌شود. عوامل متعددی از قبیل فرسایش‌های بادی و آبی، تراکم پوشش گیاهی، میزان دبی تخلیه و... بر روی توپوگرافی و سطح بستر تأثیرگذار هستند. در این تحقیق اثر پوشش گیاهی و جریان عبوری بر روی میزان انتقال رسوب بررسی شده است. جریان عبوری (مستغرق و غیرمستغرق)، نوع و تراکم پوشش گیاهی بر روی میزان انتقال رسوب بسیار مؤثر می‌باشد. به طور کلی باتوجه به داده‌های آزمایشگاهی و نمودارهای بدست آمده، بدیهی است که با افزایش جریان عبوری و تراکم پوشش گیاهی، میزان نرخ انتقال رسوب نیز افزایش یافته است. نتایج به‌دست آمده از آزمایش شاهد (بدون پوشش گیاهی) بیانگر این موضوع است که عدم وجود پوشش گیاهی میزان نرخ انتقال رسوب را حدوداً ۳۰ درصد نسبت به مدل انعطاف‌پذیر و ۵ درصد نسبت به مدل انعطاف‌ناپذیر، افزایش داده است. در شرایطی که وضعیت جریان عبوری به صورت مستغرق بوده است، سطح تماس جریان با بستر رسوبی کاهش یافته و میزان نرخ انتقال رسوب در پوشش گیاهی سخت ۴۴ درصد و در پوشش انعطاف‌پذیر ۷۲ درصد نسبت به جریان غیرمستغرق کاهش یافته است. با توجه به نتایج به‌دست آمده از مقایسه بین پوشش گیاهی سخت و انعطاف‌پذیر در میزان نرخ انتقال رسوب می‌توان دریافت که در حالت صلب به دلیل برخورد بیشتر جریان با ساقه‌ها، مسیر جریان متلاطم‌تر شده و افزایش ۷۰ درصدی نرخ انتقال رسوب نسبت به حالت انعطاف‌پذیر رخ داده است. از شاخص‌های مؤثر دیگر بر روی انتقال رسوب، ترتیب قرارگیری پوشش گیاهی در بستر رسوبی می‌باشد. زمانی که پوشش گیاهی به صورت موازی (دو برابر تراکم متناوب) قرار گرفته باشد، برخورد جریان با مانع‌ها بیش‌تر شده و با

منابع

- 1- Baptist M.J. 2003. A flume experiment on sediment transport with flexible, submerged vegetation. International workshop on RIParian FOrrest vegetated channels: hydraulic, morphological and ecological aspects, February 20-22, Terento, Italy.

- 2- Chen S.U., Chan H.CH., and Li Y.H. 2012. Observation on flow and local scour around submerged flexible vegetation. *Advances in Water Resources*, 43: 28-37.
- 3- Davarpanah Jozi Sh., Afzalimehr H., and Kabiri Samani E. 2011. Evaluation forms of interaction bed with flat crown and vegetation components of turbulent flow. Irrigation and Drainage Master's thesis, University of Technology, Faculty of Agriculture (In Persian).
- 4- Ebrahimi N., Kashefipoor M., Fathimoghadam M., Ebrahimi K., and Saneie S.M. 2008. Experimental analysis on the effect of bed vegetation shrub on Manning's coefficient. *Iranian Journal of Watershed Management Science and Engineering*, 2(3):37-42.
- 5- Fathimoghadam M., Shomalnasab B., and Masjedi E. 2008. Emergent the effect of vegetation on river inflow. Fourth National Congress of Civil Engineering, Tehran University (In Persian).
- 6- Wang H., Tang H.W., Zhao H.Q., Zhao X.Y., and Lu S.Q. 2015. Incipient motion of sediment in presence of submerged flexible vegetation. *Water Science and Engineering*, 8(1): 63- 67.
- 7- Hongwu T., Wang H., Liang D. F., Lv S.Q., and Yan L. 2013. Incipient motion of sediment in the presence of emergent rigid vegetation. *Journal of Hydro-environment Research*, 7(3):202-208.
- 8- Li Y., Du W., Yu Z., Tang Ch., Wang Y., Anim D.O., Ni L., Lau J., Chew S.A., and Acharya K. 2015. Impact of flexible emergent vegetation on the flow turbulence and kinetic energy characteristics in a flume experiment. *Journal of Hydro-environment Research*, 9(3): 354-367.
- 9- Ros A., Colomer J., Teresa S., Pujol D., Soler M., and Casamitjana X. 2014. Experimental observation on resuspension within submerged model canopies under oscillatory flow. *Continental Shelf Research*, 91: 220-231.
- 10- Sajedipoor E., Hedayat N., and Mashaal M. 2010. Analytical study to estimate sediment transport in concrete ducts West Channel dez study using a computer program SHARC, Third National Conference on Management of irrigation and drainage networks, Ahvaz, Shahid Chamran University (In Persian).
- 11- Termini D. 2015. Flexible vegetation behaviour and effects on flow conveyance: experimental observations. *Journal of River Basin Management*, 13(4): 401-411.



Experimental Investigation of the Effect of Rigid and Flexible Vegetation on Sediment Transport in Open Channels

F. Parnak¹- M. Rahimpour^{2*}- K. Qaderi³

Received: 25-04-2017

Accepted: 07-04-2018

Introduction: Soil is a key resource that contributes to the earth system functioning as a control and manages the cycles of water, biota and geochemical and as an important carbon reservoir. Soil organic matter is one of the most important factors in soil quality assessment and having relationship with physical, chemical and biological properties of soil. Carbon sequestration in plant biomass and soils is the simplest and the most economically practical solution to reduce the risks of atmospheric carbon dioxide. Little information is available about the effects of grazing management on sequestration of carbon in Khuzestan Province pastures. Therefore, this study was conducted to evaluate the effects of grazing exclusion on the amount and forms of carbon management and carbon sequestration with economic view in some pasture soils from Peneti Plain of Izeh area and Dimeh regions of Ramhormoz in Khuzestan Province.

Materials and Methods: This study was conducted in two regions including Izeh and Ramhormoz representing different climates, vegetation and soil types of southwestern Iran. We selected two grazing treatments including ungrazed and grazed pastures in each region. The first area includes rangeland ecosystem in Izeh city between 31° 57' 8" to 31° 58' 20" N and 49° 41' 11" to 49° 42' 33" E. The region has a typical temperate continental climate, characterized by dry summers and cold winters. The mean annual rainfall is 623mm. The mean annual temperature (MAT) is 19.2 °C, and the mean monthly air temperature varies from -0.6 °C in January to 42.4 °C in July. The second area (Ramhormoz) is located between 31° 7' 44" to 31° 9' 11" N and 49° 29' 13" to 49° 28' 52" E. The mean annual rainfall is 200 mm and the mean annual temperature (MAT) is 27.2 °C, and the mean monthly air temperature varies from 4.2 °C in January to 51.6 °C in July. For each climate region, grazed and ungrazed sites were located on the same soil series with similar aspect and slope. Then, random soil samples were taken from the surface and subsurface in 15 points. After air drying the soil samples and passing them through a 2 mm sieve, physical, chemical properties of the soils were measured.

Results and Discussion: The soil of both studied regions are non-saline, calcareous, and alkaline and have relatively heavy texture. The results showed that the studied characteristics in four study areas had low and moderate coefficients of variation. This suggests that the contribution of edaphic and environmental factors to explain variation in the data is not high. Also, grazing management has increased soil organic matter of surface and subsurface soil, but despite the increase in organic matter contents of subsurface soils the difference was not statistically significant. The effect of management practices, in order to have a significant effect to lower parts of the soil, it requires a longer period management. Comparing the biomass upon non-grazing (405 and 42 gm⁻² in Izeh and Ramhormoz respectively) and grazed (117 and 17 gm⁻²) areas, indicates a good condition of vegetation in the non-grazing and the effectiveness of enclosure in rehabilitation of pastures in the study area. However, due to more rainfall rates, the amount of biomass produced in Izeh is higher.

Conclusion: The carbon management index in the study areas, as well as the depths of the study is high, indicating recovery of soil carbon and improving its quality. Also, based on carbon sequestration in the study area, non-grazing was one of the most proper and efficient management practices, which improved soil quality. Accordingly, it seems that non-grazing practices should be considered as one of the major programs in renewable natural resources plans. On the other hand, estimation of the economic value of carbon sequestration in the pastures has been remarkable, and increased 17 and 12.7% of the value of carbon sequestration in Izeh and Ramhormoz regions under the management of the exclusion. Therefore, the management of rangelands should

1, 2 and 3- M.Sc. Student of Water Structures and Associate Professors of Water Engineering Department, Shahid Bahonar University of Kerman, Iran, Respectively

(*- Corresponding Author Email: rahimpour@uk.ac.ir)

be directed to allow for their ecologic performance and capacity considering the environmental economy of rangelands so that in broad terms, the justification for the enhancement and maintenance of the economic equilibrium can be viewed as a guaranty of implementing the range managements resulting in sustained development.

Keywords: Emergent, Flexible and rigid vegetation, Sediment transport, Submerge

تأثیر آبیاری قطره‌ای و کپسولی توأم با ابرجاذب بر گیاه اوستئوسپرموم (*Osteospermum ecklonis* (DC) Norl) در دیوار سبز

فاطمه فتحی خشویی^{۱*} - محمدرضا نوری امامزادئی^۲ - احمدرضا قاسمی^۳ - مسعود قاسمی قهساره^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۵/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۲۰

چکیده

پژوهش حاضر با هدف مقایسه تأثیر دو روش آبیاری قطره‌ای و کپسولی رسی همراه با چهار سطح صفر، ۰/۳، ۰/۶ و ۰/۹ درصد وزنی پلیمر ابرجاذب بر شاخص‌های رشد و کارایی مصرف آب گیاه اوستئوسپرموم در دیوار سبز به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح پایه کاملاً تصافی با چهار تکرار، انجام شد. محاسبه حجم آب مصرفی بر اساس روش سنجش رطوبت خاک و با استفاده از دستگاه رطوبت‌سنج تتاپروپ صورت گرفت. در طی آزمایش تعداد گل و در پایان آزمایش وزن تر و خشک اندام هوایی، سطح برگ، میانگین طول شاخه، طول ریشه، کلروفیل برگ، محتوای نسبی آب برگ و کارایی مصرف آب اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد بیشترین وزن تر و خشک اندام هوایی، سطح برگ، میانگین طول شاخه و آماس نسبی مربوط به تیمار ۰/۶ درصد وزنی پلیمر و آبیاری قطره‌ای و بیشترین تعداد گل و کارایی مصرف آب مربوط به تیمار ۰/۶ درصد پلیمر و آبیاری کپسولی بود. تیمار ۰/۹ درصد پلیمر و آبیاری کپسولی بیشترین طول ریشه و محتوای کلروفیل را داشت. کارایی مصرف آب در آبیاری کپسولی (۲ کیلوگرم بر متر مکعب) بیشتر از آبیاری قطره‌ای (۱/۸ کیلوگرم بر متر مکعب) بود. نتایج این تحقیق نشان داد آبیاری کپسولی همراه با کاربرد ۰/۶ درصد وزنی پلیمر ابرجاذب می‌تواند بهترین تیمار برای گیاه اوستئوسپرموم در دیوار سبز باشد. این تیمار با بیشترین افزایش تعداد متوسط گل نسبت به شاهد، بالاترین کارایی مصرف آب را نیز ایجاد کرده است.

واژه‌های کلیدی: آبیاری، اوستئوسپرموم، پلیمر ابرجاذب، دیوار سبز، کارایی مصرف آب

مقدمه

است که مقادیر زیادی آب یا محلول‌های آبدار جذب کرده و در خود نگه می‌دارد (۱).

ابرجاذب‌ها شبکه‌های سه بعدی از پلیمرهای آبدوست هستند که با اتصال عرضی شیمیایی و فیزیکی متصل (۲۹) و با مواد طبیعی مانند سلولز (۹) و کیتوزان (۴۸) ساخته شده‌اند و به دلیل هزینه تولید پایین و زیست تخریب‌پذیری مورد توجه قرار گرفته‌اند (۴۴). پلیمرهای ابرجاذب با جذب و انتشار مقدار زیادی آب و مواد غذایی مورد نیاز گیاه باعث صرفه‌جویی گسترده در مصرف آب کشاورزی و بهبود محیط زیست می‌شوند (۷). عابدی و مسفروش (۱) اثر پلیمر سوپر آب ۲۰۰ در چهار سطح و در دو نوع بافت خاک لوم‌رسی و شنی و سه رژیم آبیاری (۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ درصد نیاز آبی گیاه) بر میزان عملکرد و کارایی مصرف آب و شاخص‌های رشد خیار گلخانه‌ای و نیز ذخیره ازت، پتاسیم، آهن خیار گلخانه‌ای را بررسی کردند. نتایج نشان داد که استفاده از ۴ گرم هیدروژل در هر کیلوگرم خاک در یک بافت سبک و شرایط بدون تنش یا تنش ملایم بهترین عملکرد و کارایی کاربرد آب، کود و کیفیت محصول را در پی دارد. خرمدل و همکاران (۲۸) در آزمایشی اثر بافت خاک و سطوح مختلف پلیمر ابرجاذب را بر

با وجود اعتقاد به ادواری بودن مسئله کمبود آب، برنامه ریزی‌های از هم پاشیده و نزدیک بینی‌های مدیریتی منجر به افزایش بحران کمبود آب شده است (۳۱). همچنین علاوه بر پدیده‌های محیطی و طبیعی همچون خشکسالی، تغییر الگوهای اقلیمی، افزایش دما و تبخیر و تعرق، بحران آب ایران؛ ریشه در رشد فزاینده و توزیع نامتعادل جمعیت، سوء مدیریت منابع آب، ناکارآمدی بخش کشاورزی، بخشی‌نگری مدیران، رشد شهرنشینی و نبود فرهنگ مناسب مصرف و ارزش واقعی آب را دارد (۳۸).

یکی از روش‌های افزایش کارایی مصرف آب استفاده از مواد جاذب رطوبت در خاک است. ابر جاذب یک کوپلیمر پلی اکریل آمید

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار و استادیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

(*) نویسنده مسئول: (Email: fateme.fathi1993@gmail.com)

۴- استادیار، گروه علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

DOI: 10.22067/jsw.v32i2.65722

شاخص‌های رشد زعفران بررسی کردند. تیمارها شامل سه نوع بافت خاک لوم شنی، لوم و لوم رسی و سطوح مختلف پلیمر ابرجاذب بودند. نتایج نشان داد اثر بافت خاک و سطوح مختلف سوپرجاذب بر سرعت ظهور برگ، گلدهی و وزن خشک بنه، تعداد و وزن تر گل و وزن خشک کلاله زعفران معنی‌دار است و این امر منجر به سرعت در بهره برداری و عملکرد اقتصادی در کشت زعفران می‌شود. تأثیر پلیمر ابرجاذب بر دور آبیاری و رشد و نمو گیاه داودی توسط قاسمی و خوشخوی (۱۷) مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد استفاده از پلیمر روی شاخص‌های تعداد گل، قطر گل، وزن تر و خشک گل، تعداد برگ‌ها، سطح برگ، وزن تر و خشک شاخساره، طول گیاه، وزن تر و خشک ریشه و نسبت ریشه به شاخساره در شرایط خشکی اثر معنی‌داری دارد. همچنین نشان دادند، در تمام شاخص‌ها بجز نسبت ریشه به شاخساره بیشترین میانگین‌ها مربوط به تیمار ۰/۸ درصد پلیمر در دور آبیاری ۲ روز بوده و تیمار ۰/۶ درصد تا ۱ درصد پلیمر در دور آبیاری ۴ روز با تیمار بدون پلیمر در دور آبیاری دو روز تفاوت معنی‌داری نداشت. قاسمی و همکاران (۱۸) همچنین با کاربرد پلیمر در فیکوس بنجامین نشان دادند که تیمار ۱ درصد پلیمر در دور آبیاری ۴ روز باعث بیشترین رشد را باعث شد.

با توسعه شهرنشینی توسعه فضاهای سبز تفرجگاهی اجتناب ناپذیر است. به دلیل افزایش تراکم ساخت و ساز در کشورهای درحال توسعه، فضای سبز شهری به صورت قابل توجهی رو به کاهش است. جایی که امکان توسعه افقی در فضاهای شهری محدود و یا ناممکن است، فضاهای سبز عمودی می‌توانند همان بازدهی اکولوژیکی را در محیط (۴۷) به ویژه در شهرهای متراکم (۲۴) به وجود آورند. از طرفی با توسعه گذرگاه‌های غیر هم‌سطح در معابر عمومی ایجاد دیوارهای سبز در بخش فضای سبز بسیار مرسوم است. دیوار سبز اصطلاح رایج برای تمام سطوح دیوارهای دارای پوشش گیاهی است، که به دو سیستم اصلی نمای سبز و دیوار زنده تقسیم می‌شود (۱۰). دیوارهای شیبدار زیگورات نانا، که ۲۱۰۰ سال قبل از میلاد مسیح ساخته شد، با درختان و بوته‌ها پوشیده شده بود. باغ‌های معلق افسانه‌ای بابل، شامل باغ‌های بام‌های باشکوه و باغ‌های پلکانی بوده‌اند (۳۰). در واقع دیواره سبز می‌تواند نقش مؤثری در کاهش انرژی سرمایشی و گرمایشی ساختمان داشته باشد (۴۵) و منجر به بهبود عملکرد حرارتی ساختمان (۳۴) شود. باعث کمک به تنوع زیستی (۴۳)، حفاظت از آلودگی‌های صوتی (۳۹)، کمک به بهبود هوا از طریق جذب CO₂، احتباس گرد و غبار و فلزات سنگین (۳۳) گردد.

مهم‌ترین نهاده مورد نیاز در دیوار سبز آب می‌باشد. آب اختصاص یافته برای فضای سبز به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک دارای ارزش زیادی بوده و باید به طور بهینه و با راندمان بالا استفاده شود (۴۲). نیاز آبیاری در دیوار سبز به نوع سیستم، گیاهان مورد استفاده و شرایط آب و هوایی بستگی دارد، که به منظور بهبود توسعه پوشش

گیاهی و نشاط می‌توان آبیاری را با مواد مغذی، مواد معدنی غنی شده، فسفات، اسیدهای آمینه یا مواد هیدروپونیک همراه کرد. لوله های آبیاری می‌تواند از جنس مواد گوناگونی همچون پلاستیک، لاستیک و شیلنگ آبیاری و حاوی خروجی‌های مختلفی چون آبیاری قطره‌ای، بارانی، روزنه‌ای و لوله‌ای باشد که شدت توزیع آب باید با نیاز آبی گیاهان سازگار باشد. سیستم می‌تواند شامل فیلتر برای جلوگیری از گرفتگی باشد، همچنین سطح آب درون مخزن به زمان آبیاری و شرایط آب و هوایی (مقدار بارش، رطوبت، دما و فشار اتمسفر) وابسته است (۳۷). سیستم نسبتاً ساده آبیاری قطره‌ای برای دیوار سبز مناسب است. در سیستم‌های سبز مرتفع با نوار خاک گسترده می‌توان از آبیاری بارانی با فشار کم استفاده کرد. برای دیوارهای سبز کوچک آبیاری دستی کافی است و گاهی بارندگی به تنهایی برای پاسخگویی به نیازهای آبی گیاهان بالارونده کفایت می‌کند (۲۳). علاوه بر میزان آب، نوع سیستم آبیاری می‌تواند در انتخاب گونه‌های گیاهی مورد استفاده در دیوار سبز تأثیرگذار باشد. در دیوار سبز از گیاهان مختلف استفاده می‌شود که ویژگی همیشه سبز بودن و پتانسیل گیاه در طراحی مد نظر است. در این پژوهش از گیاه اوستوسپرموم استفاده شد. گیاه اوستوسپرموم بومی آفریقا بوده، گیاهی دائمی و همیشه سبز و مقاوم به سرما است، که در روزهای آفتابی در سراسر سال گل می‌دهد، اما گلدهی اصلی آن در مناطق سرد از اواخر بهار تا اواخر پاییز و در مناطق گرم در اوایل پاییز شروع شده و در طول زمستان ادامه دارد. ارتفاع گیاه تا ۳۰ سانتی‌متر می‌رسد. اوستوسپرموم در خاک سبک و به نسبت حاصل‌خیز با زهکشی خوب، در محل گرم و آفتابی رشد می‌کند (۱۶). این گیاه دارای رنگ‌های متنوع سفید، صورتی، بنفش (۲۲) در طیف‌های مختلف می‌باشد. با توجه به ویژگی‌های بیان شده کاربرد اوستوسپرموم در دیوار سبز می‌تواند مفید باشد.

از مزایای آبیاری کپسولی سفالی می‌توان به افزایش راندمان آبیاری، افزایش عملکرد و شاخص‌های کیفی محصولات (۱۹ و ۳۲)، فراوانی مواد اولیه جهت ساخت آن و عدم وابستگی به ارز جهت تولید سفال‌ها (۸) اشاره نمود. همچنین ساده و بومی بودن تکنولوژی، عدم نیاز به نیروی برق، کاهش مصرف انرژی و کاهش آفات، بیماری‌ها و علف‌های هرز و در نتیجه کاهش مصرف سموم شیمیایی حشره کش‌ها، قارچ‌کش‌ها و علف‌کش‌ها و امکان تولید محصول سالم‌تر به خصوص در کشت محصولات گلخانه‌ای (۱۴)، حفظ ساختمان خاک و جلوگیری از سله و امکان بازسازی و احیای مناطق خشک و بیابانی (۲) از مزیت‌های دیگر این روش است.

تا کنون پژوهش‌های زیادی در رابطه با کاربرد پلیمر ابرجاذب جهت افزایش کارایی مصرف آب، دور آبیاری و عملکرد محصول صورت گرفته است، اما پژوهشی در زمینه کاربرد پلیمر ابرجاذب همراه با آبیاری قطره‌ای و کپسولی در دیوار سبز انجام نشده است. از دو

روش آبیاری قطره‌ای و کپسولی به دلیل کمبود و اهمیت آب و معرفی روش آبیاری کپسولی به عنوان روش جدید آبیاری در دیوار سبز برای سهولت در اجرای سیستم آبیاری نسبت به روش‌های آبیاری فعلی در دیوار سبز و پلیمر به منظور کم کردن تعداد مراحل آبیاری استفاده

گردید. در واقع این تحقیق به منظور بررسی مقایسه آبیاری قطره‌ای و کپسولی توأم با سطوح مختلف پلیمر بر گیاه اوستئوسپرموم صورت گرفت.

جدول ۱- مشخصات تیمارهای آزمایش

Table 1- The Specifications experimental treatments

ردیف	علامت اختصاری	توضیحات
Row	Symbol	Description
1	DIP1	آبیاری قطره‌ای سطحی بدون پلیمر Surface drip irrigation without polymer
2	DIP2	آبیاری قطره‌ای سطحی + ۰/۳ درصد وزنی پلیمر Surface drip irrigation + 0.3 % polymer
3	DIP3	آبیاری قطره‌ای سطحی + ۰/۶ درصد وزنی پلیمر Surface drip irrigation + 0.6 % polymer
4	DIP4	آبیاری قطره‌ای سطحی + ۰/۹ درصد وزنی پلیمر Surface drip irrigation + 0.9 % polymer
5	CIP1	آبیاری کپسولی رسی بدون پلیمر Clay capsule irrigation without polymer
6	CIP2	آبیاری کپسولی رسی + ۰/۳ درصد وزنی پلیمر Clay capsule irrigation + 0.3 % polymer
7	CIP3	آبیاری کپسولی رسی + ۰/۶ درصد وزنی پلیمر Clay capsule irrigation + 0.6 % polymer
8	CIP4	آبیاری کپسولی رسی + ۰/۹ درصد وزنی پلیمر Clay capsule irrigation + 0.9 % polymer

جدول ۲- نتایج تجزیه فیزیکی خاک

Table 2- Analysis of soil physical

بافت	شن %	سیلت %	رس %	رطوبت ظرفیت زراعی (درصد وزنی)	رطوبت نقطه پژمردگی (درصد وزنی)
Texture	Sand	Silt	Clay	Ofc	Opwp
لوم رسی شنی	51.5	21.5	27	22.1	9.7

جدول ۳- نتایج تجزیه شیمیایی خاک

Table 3- Analysis of soil chemical

هدایت الکتریکی	اسیدیته	کربن آلی	فسفر قابل جذب	پتاسیم قابل جذب	ازت کل	روی	منگنز	آهن	مس
EC	pH	OC	P (ave)	K (ave)	N-total	Zn	Mn	Fe	Cu
(dS/m)		%	mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1.65	7.74	0.799	47.2	324	0.082	0.79	8.46	4.37	1.28

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر در فضای آزاد گلخانه تحقیقاتی دانشگاه شهرکرد، انجام گردید. منطقه آزمایش دارای اقلیم نیمه خشک است. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۸ تیمار و ۴ تکرار انجام گردید. تیمارها شامل دو نوع آبیاری کپسولی (CI) و قطره‌ای (DI) و چهار سطح صفر، ۰/۳، ۰/۶ و ۰/۹ درصد وزنی پلیمر ابرجاذب^۱ (P) بود. جدول ۱ تیمارهای طرح و حروف اختصاری مربوط به هر

تیمار را نشان می‌دهد.

برای انجام آزمایش ابتدا تعداد ۳۲ گلدان از جنس پلاستیک، با ارتفاع حدود ۳۰ و عرض دهانه ۲۵ سانتی‌متر تهیه شد. بستر کشت شامل خاک، کود برگ و ماسه با نسبت‌های به ترتیب ۲، ۱/۵ و ۱ آماده گردید. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در جدول ۲ و ۳ ارائه شده است.

ابرجاذب با درصد وزنی معلوم، به خوبی با آن آمیخته شد، مخلوط حاصل را در گلدان‌ها ریخته و گل‌های اوستئوسپرموم به بستر، انتقال داده شد. در این مرحله کپسول‌های سفالی (با ارتفاع ۲۰ و قطر ۳/۵

۱- آکواژورب ساخت شرکت SNF فرانسه

لحاظ رشد و دریافت نور داشتند (شکل ۱). آبیاری هر طبقه در روش قطره‌ای با تنظیم قطره چکان‌های تنظیم کننده با دبی ۴ لیتر در ساعت و در آبیاری کپسولی با تنظیم شیر تهیه شده برای هر طبقه در پایین قفسه و با زمان‌های جداگانه صورت گرفت. در واقع سیستم توزیع آب به نحوی بود که آب در هر طبقه و برای هر گلدان به یک میزان توزیع شد. از یک مخزن که برای تأمین فشار لازم در ارتفاع دو متری قرار داشت، استفاده گردید.

سانتی‌متر) هم‌زمان با کاشت گل‌ها، در خاک گلدان‌ها قرار گرفت. پس از استقرار گل‌ها برای جلوگیری از آلودگی گل‌ها، به بیماری‌های قارچی با اولین آبیاری که به صورت دستی انجام گرفت، از سم بنومیل به نسبت ۲ در هزار استفاده شد. برای شبیه‌سازی شرایط محیط کشت با دیوار سبز، قفسه‌ای با دهانه‌ی متحرک در چهار طبقه با گنجایش قرارگیری ۸ گلدان در هر طبقه از جنس آهن ساخته شد. طبقات قفسه طوری تعبیه شد که گل‌ها شرایط مناسب و یکسانی از

DIP4	DIP1	DIP2	DIP3	CIP4	CIP1	CIP2	CIP3
DIP3	DIP4	DIP1	DIP2	CIP3	CIP4	CIP1	CIP2
DIP2	DIP3	DIP4	DIP1	CIP2	CIP3	CIP4	CIP1
DIP1	DIP2	DIP3	DIP4	CIP1	CIP2	CIP3	CIP4

شکل ۱- جانمایی تیمارهای طرح آزمایشی

Figure 1- Locating the experimental treatments

آب مصرفی (متر مکعب) در نظر گرفته شد.

$$RWC = ((FW - DW) / ((TW - DW))) \quad (4)$$

RWC، TW، DW، FW، به ترتیب نشانگر محتوای نسی آب برگ، وزن تر، خشک و آماس نمونه‌های برگ است. اندازه‌گیری کلروفیل:

غلظت کلروفیل مطابق روش آرنون و با استفاده از دستگاه اسپکتوفتومتر (نام و مدل دستگاه) اندازه‌گیری شد و برای محاسبه میزان کلروفیل (میلی گرم بر گرم برگ) از روابط ۵، ۶ و ۷ استفاده شد (۶):

$$\text{Chlorophyll a} = (12.7 * D_{663} - 2.69 * D_{645}) / 1000W \quad (5)$$

$$\text{Chlorophyll b} = (22.9 * D_{645} - 4.68 * D_{663}) / 1000W \quad (6)$$

$$\text{Total chlorophyll} = \text{Chlorophyll a} + \text{Chlorophyll b} \quad (7)$$

D: اپتیکال دانسیته عصاره کلروفیل در طول موج معین، V: حجم نهایی عصاره کلروفیل و W: وزن تازه نمونه برگ (گرم) می باشد.

تحلیل و بررسی آماری داده‌های به دست آمده در این پژوهش با نرم افزار آماری SAS صورت گرفت و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون LSD در سطح ۵ درصد استفاده شد.

نتایج و بحث

بررسی نتایج تجزیه واریانس نشان داد اعمال آبیاری کپسولی رسی و قطره‌ای توام با سطوح مختلف پلیمر ابرجاذب بر کارایی

برای تعیین مقدار آب مصرفی و زمان آبیاری از روش سنجش رطوبت خاک استفاده شد. میزان رطوبت بحرانی با استفاده از رابطه ۱ و مقادیر رطوبت حجمی ظرفیت زراعی و رطوبت حجمی نقطه پژمردگی با در نظر گرفتن حداکثر ضریب تخلیه مجاز رطوبتی (MAD=۰/۵) تعیین شد (۳، ۴ و ۲۷). در هر نوبت آبیاری میزان رطوبت گلدان‌های بدون پلیمر ابرجاذب در آبیاری قطره‌ای و کپسولی اندازه‌گیری شد، بین رطوبت مربوط به تکرارهای تیمار بدون پلیمر ابرجاذب میانگین گرفته شد و حجم آب مورد نیاز برای هر گلدان از رابطه ۲ محاسبه و آبیاری اعمال گردید (۱۲):

$$\Theta C = \Theta FC - (\Theta FC - \Theta PWP) * MAD \quad (1)$$

$$V = (\Theta FC - \Theta Soil) * V_{pot} \quad (2)$$

که در آن: V حجم آب مصرفی (متر مکعب)، V_{pot} حجم گلدان (متر مکعب)، ΘFC رطوبت حجمی ظرفیت زراعی (%، $\Theta Soil$ رطوبت حجمی اندازه‌گیری خاک (%، ΘPWP رطوبت حجمی نقطه پژمردگی (%، ΘC رطوبت حجمی بحرانی (%، MAD ضریب تخلیه مجاز رطوبتی است. تعداد دفعات آبیاری در طول فصل رشد ۳۹ مرتبه بود. پارامترهای مورد بررسی در این تحقیق شامل محاسبه کارایی مصرف آب و محتوای نسبی آب برگ و غلظت کلروفیل به صورت زیر محاسبه گردید:

به منظور تعیین کارایی مصرف آب و محتوای نسبی آب برگ از روابط ۳ و ۴ استفاده شد (۴):

$$WUE = D / W \quad (3)$$

در این فرمول WUE کارایی مصرف آب (کیلوگرم بر متر مکعب)، D وزن ماده خشک کل اندام هوایی (کیلوگرم) و W حجم

مصرف آب، آماس نسبی، کلروفیل کل و شاخص‌های رشد گیاه اوستئوسپرموم تأثیر مثبت و معنی‌داری داشته است. خلاصه نتایج تجزیه واریانس در جدول ۴ ارائه شده است.

جدول ۴- تجزیه واریانس اجزای عملکرد تیمارهای مختلف
Table 4- Analysis of variance components of the different treatments

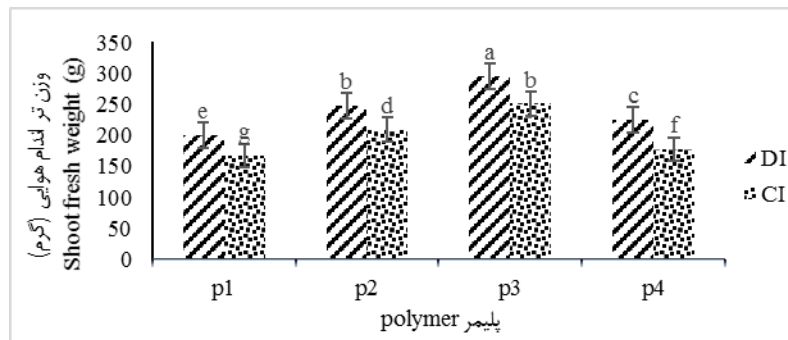
منابع تغییر Sources Change	درجه آزادی Freed om degre e	وزن تر اندام هوایی (گرم) Shoot fresh weight (g)	وزن خشک اندام هوایی (گرم) Shoot dry weight (g)	میانگین طول شاخه (سانتی متر) Avera ge branch length (cm)	سطح برگ (سانتی متر) Leaf area (cm ²)	تعداد گل Flower number	طول ریشه (سانتی متر) Root lengh (cm)	آماس نسبی RWC	کلروفیل کل (میلی گرم بر گرم برگ) Total chloroph yll (mg/g)	کارایی مصرف آب (کیلوگرم بر متر مکعب) WUE
تیمار Treatment	7	7158.67**	430.62**	16.13**	6.15**	156.71**	44.58**	0.003**	0/282**	0.372**
پلیمر Polymer	3	12184.94**	568.78**	27.86**	10.35*	153.25**	40.94**	0.003**	0.346**	0.753**
آبیاری Irrigation	1	13280.22**	1201.60*	14.52*	5.88**	66.12**	30.40**	0.009**	0.850**	0.295**
پلیمر*آبیاری Polymer * Irrigation	3	91.88 ^{ns}	35.47 ^{ns}	4.94*	2.04**	190.37**	52.94**	0.001**	0.029**	0.017 ^{ns}
خطا Error	24	41.62	30.92	1.26	0.06	3.46	2.46	0.0001	0.0001	0.029
ضریب تغییرات CV		2.91	11.51	10.64	3.09	8.55	4.22	1.440	1.193	8.911

*, **, و ^{ns} به ترتیب معنی‌دار در سطح ۵٪، ۱٪ و غیر معنی‌دار
**, * and ns means significant at 1%, 5% and non-significant respectively

وزن تر و خشک اندام هوایی

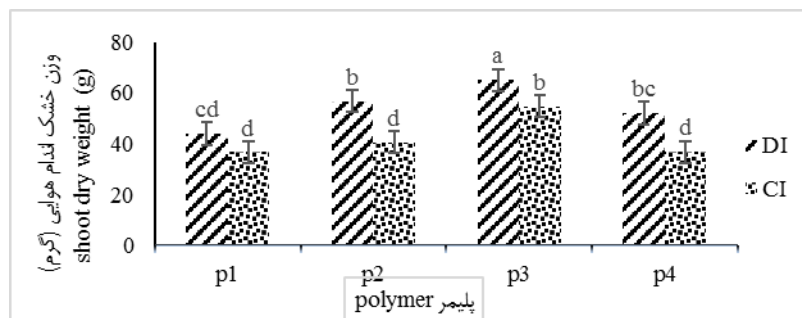
نتایج تجزیه واریانس وزن تر و خشک اندام هوایی نشان داد تیمارها در سطح آماری یک درصد تفاوت معنی‌دار داشتند. تأثیر سطوح مختلف پلیمر و روش آبیاری در سطح یک درصد معنی‌دار بود، اما اثر متقابل آن‌ها تفاوت معنی‌دار نداشت (جدول ۴). بیشترین وزن تر و خشک اندام هوایی (۲۹۵/۸۱۱ و ۶۴/۹۸۸ گرم) مربوط به تیمار ۰/۶ درصد وزنی پلیمر و آبیاری قطره‌ای است و تیمار بدون پلیمر در آبیاری کپسولی کمترین وزن تر و خشک اندام هوایی (۱۶۷/۷۱۵ و ۳۶/۶۵۵ گرم) را داشت. نتایج بدست آمده با نتایج ارائه شده توسط زنگویی نسب و همکاران (۴۶) مبنی بر تأثیر مثبت و معنی‌داری کاربرد هیدروژل بر شاخص‌های رشدی نهال تاغ مطابقت دارد. افزایش میزان پلیمر در تیمار ۰/۹ درصد وزنی پلیمر نتوانست باعث افزایش وزن تر و خشک شاخساره شود (شکل ۲ و ۳). با توجه به این که یکی از مهم‌ترین ویژگی پلیمرهای ابر جاذب بهبود خصوصیات فیزیکی خاک می‌باشد (۳۵) و از طرفی میزان حجم آب مصرفی برای

همه‌ی گلدان‌ها در هر یک از روش‌های آبیاری یکسان بوده است، احتمالاً کاهش وزن تر و خشک شاخساره در تیمار ۰/۹ درصد وزنی ناشی از صرف انرژی گیاه برای رشد ریشه بوده است که منجر به کاهش وزن شاخساره شده است. بدین صورت که با افزایش میزان پلیمر در تیمار ۰/۹ درصد وزنی و با توجه به رطوبت‌های اندازه‌گیری شده تیمارها در هر نوبت آبیاری احتمال داده می‌شود پلیمرها در سطوح بالا باعث عدم در اختیار قرار دادن رطوبت مورد نیاز گیاه می‌شوند و رطوبت را در خود حبس می‌کنند. در واقع محیط کشتی مناسب است که دارای توازنی بین منفذهای مویین و غیر مویین باشد تا موجب رشد بهینه شود (۱۷). نتایج عربی و همکاران (۵) مبنی بر اثر سطوح مختلف آبیاری و هیدروژل سوپرجاذب بر خصوصیات مورفولوژیک، عملکرد و اسانس گیاه آنیسون نشان داد با اضافه کردن ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار سوپرجاذب، تمامی صفات مورد ارزیابی افزایش معنی‌دار دارند. اما با افزایش مقدار سوپرجاذب از ۱۰۰ به ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار، کاهش معنی‌دار در تمامی صفات مشاهده شد.



شکل ۲- بر همکنش روش آبیاری و میزان پلیمر روی وزن تر اندام هوایی

Figure 2- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on shoot fresh weight



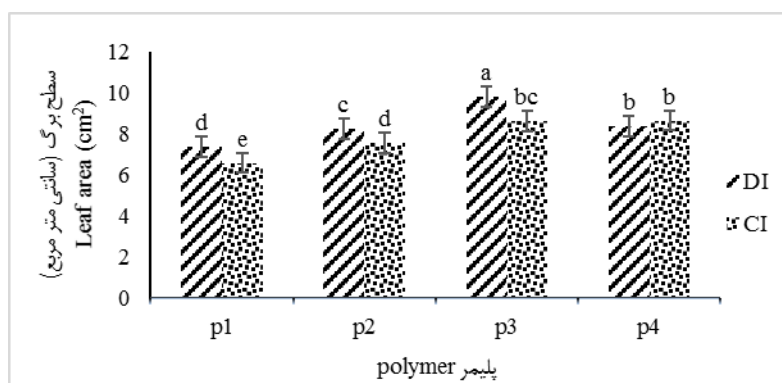
شکل ۳- بر همکنش آبیاری و پلیمر در وزن خشک اندام هوایی

Figure 3- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on shoot dry weight

یافت (شکل ۴)، مقایسه بین محتوای نسبی آب برگ و سطح برگ نشان می‌دهد (شکل ۴ و ۹)، افزایش محتوای نسبی آب برگ باعث گسترش و توسعه مناسب سطح برگ شد که با نتایج فاضلی رستم پور و همکاران (۱۳) در راستای بررسی تأثیر تنش خشکی و سوپرچاذب بر محتوای نسبی آب برگ همسو است. این افزایش رشد به احتمال ناشی از افزایش فشار آماس و در نتیجه افزایش تقسیم و اندازه یاخته است.

سطح برگ

اثر سطوح مختلف پلیمر و روش آبیاری و تأثیر متقابل آن‌ها در سطح برگ از لحاظ آماری در سطح یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۴). تیمار ۰/۶ درصد وزنی پلیمر و آبیاری قطره‌ای بیشترین (۹/۷۸۳ سانتی‌متر مربع) و تیمار بدون پلیمر آبیاری کپسولی کمترین (۶/۵۷۹ سانتی‌متر مربع) سطح برگ را باعث شد. سطح برگ با افزایش سطوح پلیمر در همه‌ی تیمارها به جز تیمار ۰/۹ درصد وزنی پلیمر افزایش



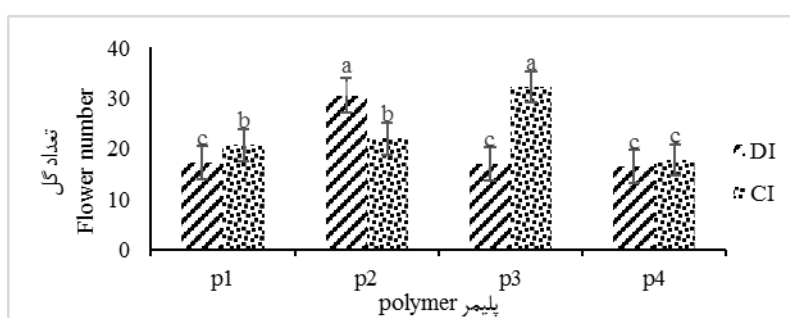
شکل ۴- بر همکنش آبیاری و پلیمر در سطح برگ

Figure 4- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on leaf area

تعداد گل

همکاران (۲۸) در بررسی اثر بافت خاک و سطوح پلیمر سوپر جاذب بر خصوصیات زراعی و عملکرد زعفران همسو است. آن‌ها گزارش کردند کاربرد پلیمر سوپر جاذب باعث افزایش تعداد، وزن تر گل و وزن خشک کلاله گردید. نتایج بررسی اثر پلیمر ابرجاذب بر دور آبیاری و رشد و نمو گیاه داودی نشان داد پلیمر بر شاخص‌های رشد گیاه نظیر تعداد گل تأثیر مثبت و معنی‌دار دارد (۱۷). همچنین نتایج تحقیق حاضر با نتایج هاروی (۲۱) مبنی بر افزایش وزن دانه‌ها در مقادیر بالای پلیمر در لوبیا قرمز مطابقت دارد.

نتایج حاصل از تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۴) تیمارها در سطح آماری یک درصد تفاوت معنی‌دار داشتند و کاربرد پلیمر و روش آبیاری و اثر متقابل آن‌ها در سطح یک درصد روی تعداد گل در گیاهان اثر معنی‌دار داشت. بیشترین تعداد گل مربوط به تیمار ۰/۶ درصد وزنی پلیمر در آبیاری کپسولی و ۰/۳ درصد وزنی پلیمر در آبیاری قطره‌ای است. مقایسه میانگین‌ها نشان داد که بیشترین تعداد گل در آبیاری کپسولی حاصل شد (شکل ۵) و افزایش پلیمر باعث افزایش تعداد گل گردید. نتایج این پژوهش با نتایج خرمدل و



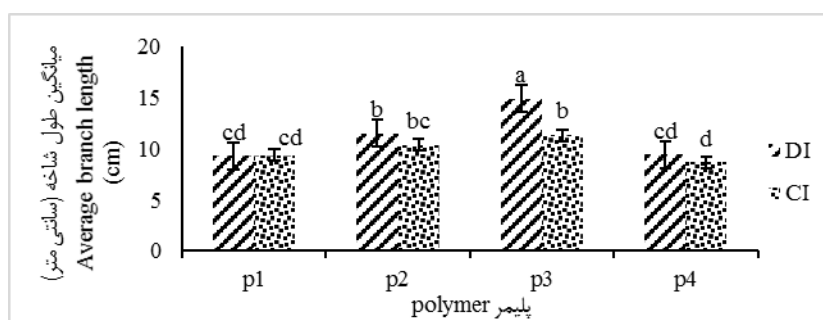
شکل ۵- بر همکنش آبیاری و پلیمر در تعداد گل

Figure 5- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on flower number

وزنی پلیمر آبیاری قطره‌ای دارای بیشترین مقدار میانگین طول شاخه (۱۴/۸۶ سانتی‌متر) و کمترین مقدار مربوط به تیمار ۰/۹ درصد وزنی پلیمر آبیاری کپسولی بود، به طوری که میانگین طول شاخه این تیمار ۴۲ درصد از تیمار ۰/۶ درصد وزنی قطره‌ای کمتر بود (شکل ۶).

میانگین طول شاخه

نتایج تجزیه واریانس میانگین طول شاخه نشان داد اثر پلیمر در سطح یک درصد و تأثیر آبیاری و اثر متقابل آبیاری و پلیمر در سطح ۵ درصد باعث تفاوت معنی‌دار در طول شاخه شد. تیمار ۰/۶ درصد



شکل ۶- بر همکنش آبیاری و پلیمر در طول ساقه

Figure 6- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on average branch length

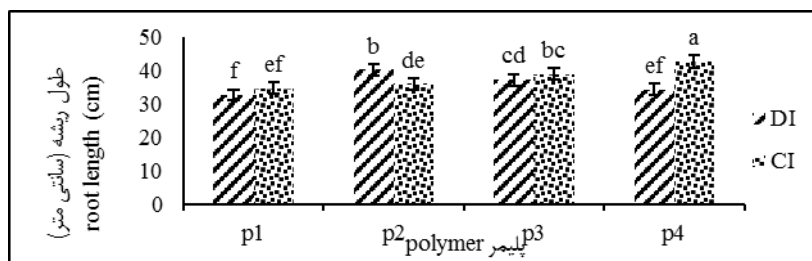
(۴۲/۷۲۵ سانتی‌متر) مربوط به تیمار ۰/۹ درصد وزنی پلیمر در آبیاری کپسولی و کمترین طول ریشه (۳۲/۸۰۳ سانتی‌متر) مربوط به تیمار بدون پلیمر در آبیاری قطره‌ای بود. در آبیاری کپسولی با این که مقدار کمتری آب مصرف شد اما به دلیل عدم وجود تبخیر سطحی آب

طول ریشه

سطوح مختلف پلیمر و روش آبیاری تأثیر مثبت و معنی‌داری بر طول ریشه داشت (جدول ۴)، به طوری که بیشترین طول ریشه

ریشه افزایش یافت. نتایج حاصل با یافته‌های شیخ مرادی (۴۱) که ثابت کرد با افزایش میزان ابرجاذب، احتباس آب در خاک بیشتر شده است و در نتیجه طول ریشه افزایش می‌یابد، مطابقت دارد.

بیشتری در اختیار ریشه گیاه قرار داشته است. بنابراین رشد ریشه‌ها در آبیاری کپسولی با افزایش پلیمر افزایش یافت (شکل ۷). اثر سطوح مختلف پلیمر و روش آبیاری قطره‌ای بر طول ریشه در ابتدا روند افزایشی داشته اما این روند از تیمارهای ۰/۶ درصد وزنی پلیمر به بعد کاهش یافته است. در آبیاری کپسولی با افزایش سطوح پلیمر طول



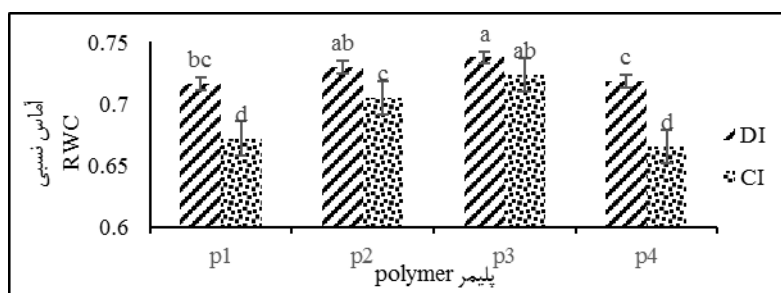
شکل ۷- بر همکنش آبیاری و پلیمر در طول ریشه

Figure 7- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on root length

بافت خود حفظ کنند قادر به حفظ فشار آماس خواهند بود (۳۷). به نظر می‌رسد پلیمر این امکان را برای گیاه فراهم ساخته است، به طوری که با افزایش سطح پلیمر میزان آماس نسبی برگ افزایش یافته است. در بررسی تأثیر پلیمر سوپر جاذب و سطوح مختلف کم آبیاری بر رشد و خصوصیات کمی و کیفی میوه گوجه فرنگی، حقیقی و همکاران (۲۰) نشان دادند، کاربرد پلیمر باعث افزایش محتوای نسبی آب برگ نسبت به شرایط بدون کاربرد پلیمر می‌شود. کاربرد سوپر جاذب باعث جذب بیشتر آب توسط گیاه می‌شود که افزایش محتوای نسبی آب برگ را به همراه دارد که با نتایج حاصل از پژوهش مرتضوی و همکاران بر تأثیر سوپر جاذب بر صفات فیزیولوژیک و عملکرد گندم همسو است (۳۶).

محتوای نسبی آب برگ

نتایج تجزیه واریانس نشان می‌دهد محتوای نسبی آب برگ در تیمارها در سطح یک درصد تفاوت معنی‌دار داشتند (جدول ۴). همچنین اثر متقابل میزان پلیمر و روش آبیاری نیز دارای تفاوت معنی‌دار بود. میزان محتوای نسبی آب برگ در آبیاری قطره‌ای بیشتر و تیمار ۰/۶ درصد وزنی پلیمر آبیاری قطره‌ای دارای بیشترین مقدار (۰/۷۳۷) محتوای نسبی آب برگ بود (شکل ۸). رشد و نمو گیاهان بستگی به سرعت تولید سلول‌های جدید و سرعت بزرگ شدن آن‌ها دارد. برای انجام این دو فرآیند سلول‌ها باید در شرایط آماس مناسبی قرار گیرد. همچنین پتانسیل فشار توسط میزان آب نسبی و تنظیم اسمزی سلول‌ها مشخص می‌شود، در واقع گیاهانی که پتانسیل اسمزی خود را منفی نگه داشته و هم‌زمان بتوانند آب بیشتری در



شکل ۸- بر همکنش آبیاری و پلیمر در محتوای نسبی آب برگ

Figure 8- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on relative water content

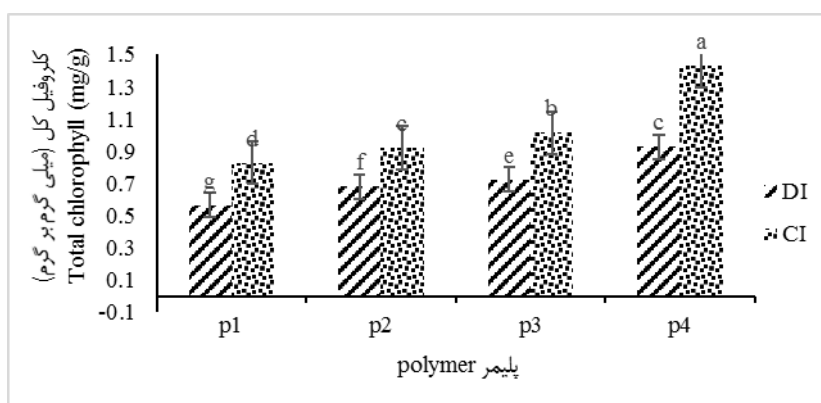
تفاوت معنی‌دار وجود داشت. مقایسه میانگین‌ها نشان داد تیمار ۰/۹ درصد وزنی پلیمر در آبیاری کپسولی بیشترین غلظت کلروفیل (۱/۴۳۳ میلی گرم بر گرم بافت برگ) را داشت. کمترین مقدار کلروفیل

کلروفیل کل

نتایج حاصل از تجزیه واریانس نشان داد (جدول ۴)، بین تیمارهای مختلف از نظر غلظت کلروفیل کل در سطح یک درصد

دارد. در برخی گونه‌ها باعث افزایش و در برخی دیگر باعث کاهش می‌شود (۲۶). میزان کلروفیل منعکس کننده میزان آسیب‌های غیر روزنه‌ای به فتوسنتز بوده و می‌تواند معیار سطح تحمل متابولیک باشد (۱۵). کلروفیل شاخصی برای ارزیابی شدت تنش است. شدت‌های تنش به وسیله‌ی تغییر میزان کلروفیل، تأثیر بر ترکیب کلروفیل و تخریب اجزای فتوسنتزی مانع فتوسنتز می‌شود (۴۰). با کاهش کلروفیل گیرنده‌های نوری کاهش و در نتیجه نور کمتری جذب گیاه می‌شود. در نهایت فتوسنتز کاهش می‌یابد و عملکرد گیاه کم می‌شود (۱۱).

کل (۵۶۴/۰ میلی گرم برگرم) مربوط به تیمار بدون پلیمر در آبیاری قطره‌ای بود. با افزایش میزان پلیمر، کلروفیل کل افزایش یافت (شکل ۹). گاهی میزان کلروفیل در شرایط تنش خشکی بر خلاف انتظار افزایش می‌یابد. در شرایط تنش ملایم غلظت کلروفیل در واحد سطح افزایش می‌یابد (۴۹). احتمالاً در تیمار ۰/۹ درصد وزنی کاهش محتوای نسبی آب برگ و به دنبال آن کاهش سطح برگ موجب افزایش غلظت کلروفیل در واحد سطح شده است. اما تنش شدید باعث توقف ساخت کلروفیل می‌شود. تأثیر تنش خشکی بر کلروفیل بسیار متنوع و متغیر است و بستگی به شرایط محیطی و ژنوتیپ گیاه



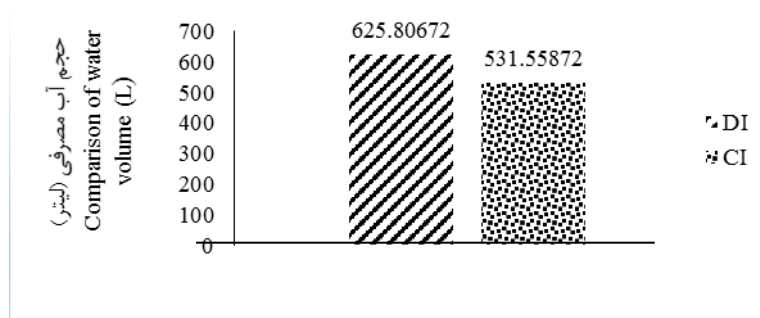
شکل ۹- بر همکنش آبیاری و پلیمر در کلروفیل کل

Figure 9- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on total chlorophyll

نتایج قربانی واقعی و همکاران (۱۹) نشان داد مقدار مصرف آب در روش آبیاری کپسولی رسی زیر سطحی و آبیاری قطره‌ای زیر سطحی به ترتیب ۴۰۵۰ و ۶۶۶۸ متر مکعب در هکتار است. شاخص بهره‌وری آب در روش آبیاری کپسولی رسی بهتر از روش آبیاری سطحی بود.

حجم آب مصرفی

نتایج پژوهش نشان داد مقدار آب مصرف شده برای گیاه اوستئوسپرموم به روش آبیاری کپسولی ۱۵ درصد کمتر از روش آبیاری قطره‌ای است. حجم آب مصرفی در روش آبیاری قطره‌ای ۶۲۵/۸ لیتر و در آبیاری کپسولی ۵۳۱/۵۵ لیتر می‌باشد (شکل ۱۰).



شکل ۱۰- مقایسه حجم آب مصرفی در کل دوره

Figure 10- Comparison of water volume in the whole period

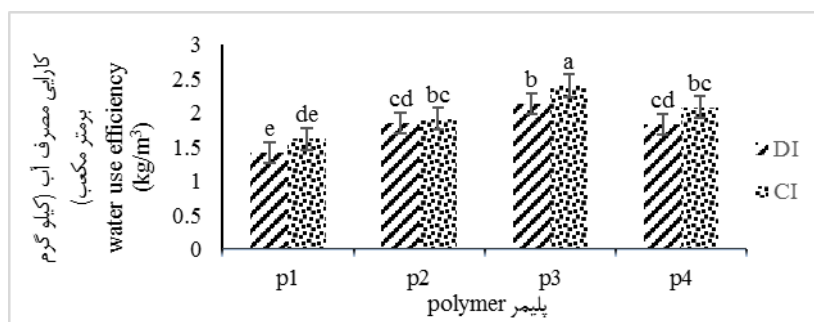
آماري یک درصد تفاوت معنی‌دار داشتند (جدول ۴). کاربرد پلیمر و روش آبیاری کپسولی تأثیر مثبت بر کارایی مصرف آب داشت، اما اثر

کارایی مصرف آب

نتایج تجزیه آماری کارایی مصرف آب نشان داد تیمارها در سطح

در مقایسه با آبیاری کپسولی مقدار آب کمتری در اختیار قرار می‌گیرد. در آبیاری کپسولی آب در منطقه توسعه ریشه قرار داشته و امکان جذب رطوبت توسط ریشه بیشتر است. بنابراین کارایی مصرف آب در این روش آبیاری نسبت به آبیاری قطره‌ای بیشتر بود. نتایج حاصل با نتایج کریمی و نادری (۲۵) مبنی بر افزایش کارایی مصرف آب با افزایش سوپرجاذب مطابقت داشت.

متقابل پلیمر و روش آبیاری تفاوت معنی‌داری را در این شاخص ایجاد نکرد. بیشترین مقدار کارایی مصرف آب گیاه اوستوسپریموم (۲/۴) کیلوگرم بر متر مکعب) مربوط به تیمار ۰/۶ درصد وزنی پلیمر و آبیاری کپسولی و کمترین مقدار مربوط به تیمار بدون پلیمر در آبیاری قطره‌ای (۱/۴) کیلوگرم بر متر مکعب) بود. وجود قطره چکان‌ها در سطح خاک باعث تبخیر بیشتر آب در سطح خاک شد در صورتی که در آبیاری کپسولی تبخیر بسیار ناچیز است. بنابراین در آبیاری قطره‌ای



شکل ۱۱- بر همکنش آبیاری و پلیمر در کارایی مصرف آب

Figure 11- Effect of Irrigation method and polymer content interaction on water use efficiency

باعث بهبود رشد و افزایش کارایی مصرف آب شد. آبیاری قطره‌ای که یکی از روش‌های آبیاری دیوار سبز محسوب می‌شود در مقایسه با تحقیقات صورت گرفته کارایی مصرف آب قابل قبولی داشت و وجود پلیمر در این روش نیز تأثیر مثبتی در روند رشد گیاه اوستوسپریموم داشت. بررسی نتایج نشان می‌دهد کاربرد پلیمر ۰/۶ درصد وزنی همراه با آبیاری کپسولی می‌تواند بهترین سطح پلیمر برای کاربرد اوستوسپریموم در دیوار سبز باشد.

نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد سیستم آبیاری کپسولی در دیوار سبز قابل استفاده است و با وجود محدودیت‌هایی که در اجرا دارد، می‌تواند به عنوان یکی از روش‌های آبیاری دیوار سبز مطرح شود. کارایی مصرف آب و تعداد گل در این روش نسبت به آبیاری قطره‌ای بیشتر بود که این امر اهمیت روش را بیشتر می‌کند. همراه کردن این روش با پلیمر ابرجاذب با بهبود تهویه، افزایش تخلخل، حفظ عناصر غذایی، افزایش نفوذپذیری، تعدیل دمای خاک (۳۰)

منابع

- 1- Abedi Koupai J., and Mesforoush M. 2009. Evaluation of superabsorbent polymer application on yield, water and fertilizer use efficiency in cucumber (*Cucumis sativus*). Iranian Journal of Irrigation and Drainage, 2(3): 100-111. (In Persian with English abstract)
- 2- Akbari Z., Matinkhah S. H., and Akbari Z. 2012. Effect of underground irrigation on growth and development of *Haloxylon ammodendron* in Isfahan Sejzi area by using clay pots. P. 279-284. The 3th National Conference on Combating Desertification and Sustainable Development of Desert Wetland Iran, September 2012. Arak, Iran.
- 3- Alizade A. 1995. Water and soil and plant relationships. Astan Ghods Razavi, Iran.
- 4- Alizade A. 2011. Water and soil and plant relationships. Astan Ghods Razavi, Iran.
- 5- Arabi Z., Kabousi K., Rezvantlab N., and Tork- Lalehbagh. 2015. Effect of different irrigation levels and superabsorbent hydrogel on morphological characteristics of yield and essential oil of Anisum (*Pimpinella anisum* L.). Journal of Crop Production, 8(4): 51-66. (In Persian)
- 6- Arnon D. I. 1949. Copper enzymes in isolated chloroplasts polyphenoxidase in *Baba vulgaris* L. Plant Physiol, 45: 1-15.
- 7- Bai W., Zhang H., Liu B., Wu Y., and Song J. 2010. Effects of super-absorbent polymers on the physical and chemical properties of soil following different wetting and drying cycles. Soil Use Manage, 26: 253-260.
- 8- Bastani S.H. 1994. Underground irrigation project clay pipes. P. 1-22. The 7th Seminar of the National Committee on Irrigation and Drainage, Tehran, Iran.

- 9- Chang C. Y., Duan B., Cai J., and Zhang L. N. 2010. Superabsorbent hydrogels based on cellulose for smart swelling and controllable delivery. *European Polymer Journal*, 46: 92–100.
- 10- Djedjig R., Bozonnet E., and Belarbi R. 2016. Modeling green wall interactions with street canyons for building energy simulation in urban context. *Urban Climate*, 16: 75-85.
- 11- Efazati M., Irandoust M., and Rezaie Estakhrouie. 2015. Effect of superabsorbent polymer on growth and yield of greenhouse cucumber under irrigated conditions. *Water and Irrigation Management*, 5(2): 203-214. (In Persian)
- 12- Farshi A. A., Siadat H., Darbandi S., Entesari M., Kheyrahi j., Mirlotfi M., Salamat A., and Sadat- Mireie M. H. 2003. Publications of the National Committee on Iran Irrigation and Drainage. Irrigation water management at the farm.
- 13- Fazeli-Rostampour M., Seghatoleslami M.J., and Mousavi S. Gh. 2010. The effect of drought stress and superabsorbent on relative water content and chlorophyll content and relationship yield in corn. *Journal of Crop Physiology*, 2(1): 19-31. (In Persian)
- 14- Ghaeminia A.M., and Rahimian M.H. 2015. Irrigation pot ability under salinity and drought conditions in arid areas. P.1-6. The 1th National Conference of Water Use Optimization, 5-6 March. 2015. Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran.
- 15- Ghafari M., Tourchi M., ValizadeM., and Shakiba M. 2015. Sunflower seed physiological characteristics stabilizer function in limited irrigation. *Journal of Agricultural Knowledge and constant development*, 24(4): 97-108. (In Persian)
- 16- Ghasemi M., and Kaufi M. 2015. Scientific and Practical Floriculture. Iran.
- 17- Ghasemi M., and Khoshkhoui M. 2007. Effect of superabsorbent polymer on irrigation interval and growth and development of Chrysanthemum. *Journal of Horticultural Science and Technology of Iran*, 8(2): 65-82. (In Persian)
- 18- Ghasemi M., and Khoshkhoui M., Abedi-Koupai J. 2010. Effect of superabsorbent polymer on water requirement and growth indices of *Ficus benjamina* L. 'Starlight'. *Journal of Plant Nutrition*, 33(6) 785-795.
- 19- Ghorbani Vaghei., H., Bahrami H., and Heshmatpour A. 2015. Effect of subsurface irrigation with porous clay capsules on quantitative and qualitative characteristics of the grape plant. *Journal of Soil and Water*, 29(1): 58-66. (In Persian)
- 20- Haghighi M., Mozafarian M., and Afifipour Z. 2014. The effect of super absorbent polymer and different levels of deficit irrigation on growth and yield and quality of tomato fruit. *Journal of Horticultural Science*, 28 (1): 125-133. (In Persian)
- 21- Harvy J. 2000. Use of hydrogels to reduce leaf loos hasterroot. *Establishment Forest Research*, 45: 220-228.
- 22- James L., and Gibson and Brian E. Whipker. 2000. Success with vegetative Osteospermum. Commercial Floriculture Extension and Research. NC State University.
- 23- Jim C. Y. 2015. Greenwall classification and critical design-management assessments. *Ecological Engineering*, 77: 348-362.
- 24- Jim C. Y., and He H. 2011. Estimating heat flux transmission of vertical greenery ecosystem. *Ecological Engineering*, 37(8): 1112-1122.
- 25- Karimi A., and Naderi M. 2007. Yield and water use efficiency of forage corn as influenced by superabsorbent polymer application in soils with different textures. *Agricultural Research: Water, soil and plants in agriculture*, 7(3): 187-198. (In Persian with English abstract)
- 26- Kaufi M., Zand A., Kamkar B., Sharifi H., and Goldani M. 2002. Plant Physiology. Publications University of Mashhad.
- 27- Keikhosravi H. R. 2009. Green space irrigation systems and principles Their design. Organization of Municipalities and Villages, Tehran.
- 28- Khorramdel S., Gheshm R., Aminghafouri A., and Esmaeilpour B. 2013. Evaluation of soil and superabsorbent polymer on agronomic characteristics and yield of Saffron. *Journal of Saffron Research*, 2: 120-135. (In Persian with English abstract)
- 29- Kuang J., Yuk K. Y., and Huh K. M. 2011. Polysaccharide-based superporous hydrogels with fast swelling and superabsorbent properties. *Carbohydrate Polymers*, 83(1): 284-290.
- 30- Landschaftsentwicklung F. 2008. Guidelines for the planning, construction and maintenance of green roofing: Green roofing guideline. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau.
- 31- Madani K. 2014. Water management in Iran: what is causing the looming crisis? *Journal of Environmental Etudies and Sciences*, 4(4): 315-328.
- 32- Majdzadeh B., and Rahnama M. B. 2009. Clay pitcher irrigation system for cucumber in green house. P. 1-5. International Conference on Water Resources. 26–27 May. 2009. Bayview Hotel, Langkawi, Kedah, Malaysia.
- 33- Manso M. and Castro-Gomes J.P. 2016. Thermal analysis of a new modular system for green walls. *Journal of Building Engineering*, 7: 53-62.
- 34- Manso M., and Castro-Gomes J. 2015. Green wall systems: A review of their characteristics. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41: 863-871.

- 35- Moghadam H. R. T. 2017. Super absorbent polymer mitigates deleterious effects of arsenic in wheat. *Rhizosphere*, 3: 40-43.
- 36- Mortezaei S. M., Tavakoli A., Mohammadi M. H., and Afsahi K. 2012. Effect of superabsorbent on physiological traits and yield of wheat Azar2 cultivar under dry farming condition. *Agronomy Journal* (Pajouhesh Sazandegi), 106: 188-125. (In Persian)
- 37- Mosleh-Arani A., Ehghaghi R., Azimzade H., and Zargaran M. 2013. The comparison of some drought resistance parameters in two *Calligonum* species (*Calligonum persicum*, *C. stenopterum*) in natural conditions. *Iranian Journal of Rangelands and Forests Plant Breeding and Genetic Research*, 21(1): 33-44. (In Persian with English abstract)
- 38- Nasr Abadi A. 2015. Evidence of environmental water crisis and some of the solutions. *Journal of Social and Cultural Strategy*, 4(15): 65-89. (In Persian)
- 39- Renterghem T., Hornikx M., Forssen J., and Botteldooren D. 2013. The potential of building envelope greening to achieve quietness. *Build Environ*, 61:34-44.
- 40- Schlemmer M. R., Francis D. D., Shanahan J. F., and Schepers J. S. 2005. Remotely measuring chlorophyll content in corn leaves with differing nitrogen levels and relative water content. *Agronomy Journal*, 97: 106-112.
- 41- Sheikh Moradi F., Arji E., Esmaili A., and Abdosi V. 2011. Effect of irrigation and super absorbent polymers on some qualitative features of sports grass. *Journal of Horticultural Science*, 25(2): 170-177. (In Persian)
- 42- Taghvaei M., and Shahordian M. 2003. Plannig and design of landscape and the interaction of man and nature. *Sepehr Journal*, 12: 46-55. (In Persian).
- 43- Virtudes A., and Manso M. Green façades: as a feature in urban design. ICEUBI 2011. In: International Conference on Engineering. University of Beira Interior, Covilhã, Portugal.
- 44- Yang F., Li G., He Y. G., Ren F. X., and Wang G. X. 2009. Synthesis, characterization, and applied properties of carboxymethyl cellulose and polyacrylamidegraft copolymer. *Carbohydrate Polymers*, 78: 95-99.
- 45- Yoshimi J., and Altan H. 2011. Thermal simulations on the effects of vegetated walls on indoor building environments. In: *Proceedings of Building Simulation 2011, 12th Conference of International Building Performance Simulation Association*, Sydney.
- 46- Zangoeei Nasab Sh., Emami H., Astaraei A.R., and Yari A.R. 2013. Effects of stockosorb hydrogel and irrigation intervals on some soil physical properties and growth of haloxylon seedling. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 3(1): 167-182. (In Persian with English abstract)
- 47- Zarabi M., Iliati Z., Khamseh Ashari A., and Aminoeslami Oskouie S. 2015. Study of the role of vertical gardens in urban spaces with sustainable development approach. Second National Conference on Architecture and Sustainable Urban Landscape. 29 May. International Institute of Architecture, Mehazshahr Urban Planning. (In Persian)
- 48- Zheng Y., Hua S., and Wang A. 2010. Adsorption behavior of Cu 2+ from aqueous solutions onto starch-g-poly (acrylic acid)/sodium humate hydrogels, 263(1): 170-175.
- 49- Ziaie A., Moghadam M., and Kashefi B. 2016. Effect of superabsorbent polymers on morphological characteristics of rosemary (*Rosmarinus officinalis*) plants under drought stress conditions. *Greenhouse Crop Science and Technology*, 26: 99-110. (In Persian)



Effect of Drip and Capsule Irrigation along with Super Absorbent Polymer on *Osteospermum* Plant in Green Wall

F. Fathi Khoshouie^{1*} - M. R. Nouri² - A. R. Ghasemi³ - M. Ghasemi Ghehsareh⁴

Received: 30-07-2017

Accepted: 09-04-2018

Introduction: One of the methods of increasing the water use efficiency is the application of water absorbent materials in Soil. Super absorbent polymer increases the water saving in soil and decreases the amount of water used for irrigation. By developing paths in public places creating green wall is very common. Green wall may have an efficient role in reducing cooling and heating energy of building and improving the thermal performance also it leads to biodiversity, reducing noise pollution and air pollution by absorbing CO₂, dust and heavy metals. Irrigation requirement in green wall depends on the type of system, plant and climate condition. The plant used in this research was *Osteospermum*. The benefits of irrigation of capsule clay can be attributed to increase irrigation efficiency, yield and quality indices of products, the abundance of raw materials to make it and the lack of dependence on the currency for the pottery production. Also simple and native technology doesn't need power, reduced energy consumption and pests, diseases and weeds, thereby reducing the consumption of chemical pesticides insecticides, fungicides and herbicides, and the possibility of producing a healthier product, especially in cultivation. The other advantages of the greenhouse products are maintaining soil, preventing traps and the possibility of deploying in arid and semi-arid areas.

So far, many researches about application of superabsorbent polymer have been done increasing the water use efficiency, irrigation interval and production yield but there has been no research conducted on drip and capsule irrigation in green wall. Two methods of drip and capsule irrigation compared with current irrigation methods in the green wall and polymer to reduce the number of irrigation steps was used due to lack and importance of water and introduction of capsule irrigation method as a new method of irrigation in the green wall in order to facilitate the implementation of irrigation system.

This study was conducted in order to compare capsule and drip irrigation along with different levels of polymer on *Osteospermum* plant.

Materials and Methods: This research was done in Shahrekord University. The experiment region has a semi-arid climate. The study was carried out as a factorial experiment in the form of completely randomized design with 8 treatments and 4 replications. Treatments were consisting of two types of drip and capsule irrigation and four levels of super absorbent polymer consist of zero, 0.3%, 0.6%, 0.9%. The experiment was done in pots. In order to simulate planting conditions circumstance with green wall, a shelf with four floors and 8 pot capacity in each floor was made from iron. The shelves were embedded so that the plant had a proper and identical condition in terms of growths, receiving light and irrigation. In this study the analysis of obtained data was accomplished with SAS software and for average comparison the LSD test at 5 percent level was used.

Results and Discussion: The results of analysis of variance showed that clay capsule and drip irrigation with different levels of superabsorbent polymer have a positive and significant effect on water use efficiency, relative water content, total chlorophyll and growth indices of *Osteospermum*. The results also showed that fresh and dry shoot weight, leaf area, mean shoot length and relative water content are related to the treatment of 0.6% polymer in drip irrigation and maximum flowering therewith water use efficiency is related to 0.6% polymer in capsule irrigation. The treatment of 0.9% polymer in capsule irrigation had the highest root length and chlorophyll content. Water use efficiency in capsule irrigation (2 kg/m³) was higher than drip irrigation (1.8 kg/m³).

Conclusions: The results showed that using capsule irrigation in green wall is applicable, despite its limitations and it can be used an irrigation method in green wall. Water use efficiency and number of flowers in this method were more than the drip irrigation method which enhanced the importance of this method. Accompanying this method with super absorbent polymer, improve the growth and water use efficiency by increasing the air conditioning, porosity and maintaining nutrients in soil. In compare with conducted researches, drip irrigation which is considered as one of the green wall irrigation methods has acceptable water use

1, 2 and 3- Graduate Student, Associate Professor and Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, University of Shahrekord, Shahrekord, Respectively

4- Assistant Professor, Department of Horticulture, Faculty of Agriculture, University of Shahrekord, Shahrekord

(*- Corresponding Author Email: fateme.fathi1993@gmail.com)

efficiency; also the existence of polymer had a positive effect on the growth of Osteospermum plant. The results showed the application of 0.6% polymer along with capsule irrigation could be a proper method for Osteospermum in green wall.

Keywords: Green wall, Irrigation, Osteospermum, Super absorbent polymer, Water usage efficiency



ارزیابی اثربخشی سناریوهای احیای آبخوان توسط شاخص‌های پایداری و بهره‌برداری منابع آب، مطالعه موردی: آبخوان شهرکرد

بنفشه شیخی پور^۱ - سامان جوادی^{۲*} - محمد ابراهیم بنی حبیب^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۹/۱۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۱۲/۰۷

چکیده

افزایش بی‌رویه‌ی جمعیت در کشور، محدودیت منابع آب سطحی و بهره‌برداری بیش از اندازه از آبخوان‌ها باعث افت شدید سطح آب زیرزمینی در بسیاری از دشت‌های کشور همچون دشت شهرکرد شده است. در پژوهش حاضر جهت مدیریت بهینه دشت مذکور، مدل کمی این آبخوان تهیه سناریوهای کاهش برداشت ۵، ۱۰ درصد، ساخت سد زیرزمینی و تغذیه مصنوعی برای ۳ سال آینده پیش‌بینی و تأثیر آن‌ها مدل‌سازی شده است. در نهایت دو شاخص فنی پایداری (II) و بهره‌برداری اصلاح شده (WEI+) جهت تعیین میزان اثربخشی سناریوها محاسبه می‌شود. شاخص پایداری نشان دهنده‌ی میزان مصرف از منابع طبیعی موجود با توجه به مقدار تقاضا است که مقدار بهینه آن عدد ۱ بوده و می‌تواند مقادیر منفی نیز داشته باشد. شاخص بهره‌برداری نیز بیان‌کننده‌ی مقدار فشار به منابع آب با توجه به مقدار برداشت بوده و دارای مقادیر مثبت و مقدار بهینه‌ی آن، اعداد نزدیک به صفر می‌باشد. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد وضعیت اولیه‌ی آبخوان بسیار نامناسب و برداشت از آبخوان بیش از ظرفیت آن می‌باشد. مقدار شاخص بهره‌برداری برای حالتی که سناریویی وجود ندارد، برابر با ۱/۰۶۸ و برای سناریوهای سد زیرزمینی، اجرای طرح تغذیه مصنوعی، کاهش برداشت ۵ و ۱۰ درصد به ترتیب برابر با ۱/۰۶۸، ۱/۰۶۱، ۱/۰۴۵ و ۰/۹۶۹ می‌باشد. همچنین مقادیر شاخص پایداری به ترتیب برابر با ۰/۰۷۸، ۰/۰۷۱، ۰/۰۷۰ و ۰/۱۱۴ می‌باشد. نتایج نشان داد، سناریو کاهش ۱۰ درصد برداشت، بهترین سناریو بوده و پس از آن، سناریوهای کاهش ۵ درصدی برداشت از چاه‌ها در طرح تغذیه مصنوعی و سد زیرزمینی در جایگاه‌های بعدی قرار گرفته‌اند. با استفاده از دو شاخص بازتعریف شده در این مقاله می‌توان به بررسی عملکرد آبخوان‌های دیگر و روش‌های مدیریتی مختلف پرداخت.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، تغذیه مصنوعی، شاخص پایداری، سد زیرزمین، مدل‌سازی

مقدمه

جهت ارزیابی تأثیر آن‌ها بر آبخوان از شاخص‌های کمی استفاده گردد. پژوهشگران روش‌ها و سناریوهای مختلف مدیریتی را جهت بهبود وضعیت آبخوان مورد بررسی قرار داده‌اند که از بین آن‌ها می‌توان به احداث سدهای زیرزمینی، تغذیه مصنوعی و کاهش برداشت توسط بهره‌برداران اشاره نمود. با ساخت سد زیرزمینی در آبخوان می‌توان مانع حرکت و خروج جریان آب زیرزمینی از آبخوان گردید، که در نتیجه موجب ذخیره‌ی آب و بالا آمدن سطح آب زیرزمینی می‌شود. ونرومی (۱۵) در گزارشی با ارزیابی پنج سد زیرزمینی در بلژیک به این نتیجه رسید که سدهای زیرزمینی دارای مزایایی نسبت به سدهای سطحی می‌باشند که عبارتند از: افزایش ذخیره آب موجود، هزینه‌ی ساخت کمتر، ریسک کمتر در برابر آلودگی، قابلیت تکرار، سهولت بهره‌برداری و امکان استفاده از زمین‌های موجود در بالای سد. با توجه به قابلیت سدهای زیرزمینی، این راهکار در کشورهای مختلف برای رسیدن به اهداف متفاوت مورد توجه قرار گرفته است. ایشیدا و همکاران (۴) و استوانویک (۱۴) به بررسی سدهای زیرزمینی

آب‌های زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه خشک همچون ایران، که به دلیل عدم وجود رودخانه‌های دائمی با کمبود منابع آب سطحی مواجه می‌باشد، مهم‌ترین منبع جهت فعالیت‌های مختلف کشاورزی، صنعت و شرب می‌باشد. از آنجایی که مقدار عرضه اقتصادی آب همیشه محدود بوده و مقدار تقاضا نیز با رشد جمعیت و گسترش سطح زیرکشت دائماً در حال افزایش است، برنامه‌ریزی و انجام روش‌های مدیریتی لازم جهت استفاده بهینه از منابع آب از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد (۱۳). سناریوهای مختلفی جهت مدیریت آب‌های زیرزمینی تاکنون ارائه شده است که ضروری است

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد منابع آب، استادیار و دانشیار گروه مهندسی آبیاری و زهکشی، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران
(*) نویسنده مسئول :
(Email: javadis@ut.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v32i1.68794

آبدهی چاه‌های بهره‌برداری، این افت به $1/3$ - متر کاهش و بیلان آبخوان به طور متوسط $3/5$ میلیون متر مکعب بهبود می‌یابد.

ارزیابی کمی و بررسی اثرگذاری روش‌های مدیریتی، ملزم به محاسبه شاخص‌های مناسبی می‌باشد. پدرو-مونزونیس و همکاران (۹) در مقاله‌ای با هدف معرفی شاخص‌هایی جهت کمک به تصمیم‌گیرندگان و ذینفعان، به طبقه‌بندی شاخص‌های مربوط به منابع آب پرداخته است. میلانو و همکاران (۷) به بررسی شاخص تخصیص آب (WAI) پرداخته‌اند. این شاخص به ارزیابی ظرفیت منابع آب جهت تأمین تقاضا در زمان حال و آینده می‌پردازد. با استفاده از این شاخص، گروه‌های مختلف رضایت از تقاضای آب برای جریان مورد نیاز زیست محیطی، بخش داخلی و کشاورزی تعریف شده است. مارتین-کاراسکو و همکاران (۶) نیز به معرفی چهار شاخص برای ارزیابی کمبود آب پرداخته‌اند. این شاخص‌ها شامل شاخص رضایت تقاضا، قابلیت اطمینان تقاضا، پایداری^۳ و پتانسیل مدیریتی^۴ می‌باشند. در پژوهش آن‌ها، برای بیان مقدار شاخص از روشی استفاده شده است که می‌تواند قابلیت اطمینان و آسیب‌پذیری سیستم به کمبود آب را نشان دهد.

در مطالعات گذشته تنها یک روش مدیریتی در هر منطقه‌ای مطالعاتی مورد بررسی قرار گرفته است. همچنین جهت ارزیابی سناریو مورد بررسی از شاخص‌های مشخصی استفاده نشده و معیار عملکرد سناریوها با میزان افزایش ارتفاع تراز آب زیرزمینی، مورد سنجش قرار گرفته است. در این پژوهش برای نخستین بار چهار سناریو مختلف مدیریتی در دشت شهرکرد با استفاده از مدل‌سازی مورد بررسی قرار می‌گیرد و برای مشخص کردن وضعیت آبخوان در سه سال آینده و کارایی سناریوها دو شاخص پایداری و بهره‌برداری بازتعریف شده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دشت شهرکرد در حوضه آبریز کارون بزرگ و از لحاظ تقسیمات سیاسی در استان چهارمحال و بختیاری و در جنوب غربی اصفهان قرار گرفته و شامل شهر شهرکرد می‌باشد. این منطقه بین طول‌های شرقی 50° درجه و 38° دقیقه تا 51° درجه و 10° دقیقه و عرض‌های 32° درجه و 7° دقیقه تا 32° درجه و 35° دقیقه واقع شده است (شکل ۱). مساحت کل محدوده در حدود 1244 کیلومتر مربع بوده که در حدود 550 کیلومتر مربع آن را دشت و مابقی ارتفاعات رشته کوه‌های زاگرس می‌باشد.

در کشورهای مختلف مانند ژاپن، هند، اتیوپی، بورکینافاسو، کنیا، کره جنوبی، چین، برزیل، ایالات متحده آمریکا، عراق، الجزایر و سومالی پرداخته‌اند. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که ساخت سد زیرزمینی منجر به ذخیره حجم زیاد آب در آبخوان‌ها شده و موجب بهبود وضعیت آب و شرایط کشاورزی در آن مناطق گردیده است. دولت ژاپن در سال ۱۹۸۷ جهت توسعه منابع آب زیرزمینی و کشاورزی بزرگترین سد زیرزمینی موجود در دنیا را در ساناگوا و فوکوزاتو در جزیره میاکوجیما ساخته است. کوردچی و همکاران (۱۱) به بررسی تأثیر احداث سد زیرزمینی بر آبخوان شهر بیسکرا واقع در الجزایر پرداخته‌اند. در این پژوهش برای به دست آوردن توپوگرافی منطقه و شبکه رودخانه‌ها از نرم‌افزار ARCGIS و برای مشاهده نتایج احداث سد زیرزمینی از MODFLOW استفاده کرده‌اند. نتایج آن‌ها نشان داد که به دلیل عدم وجود عوامل تابش خورشید و تبخیر، حجم زیادی از آب در آبخوان ذخیره می‌گردد.

تغذیه مصنوعی سناریوی مدیریتی دیگری است که می‌تواند در جهت متعادل نگهداشتن حجم ذخیره مخازن آب زیرزمینی و توسعه بهره‌برداری از منابع آب انجام گیرد. اهداف مختلفی در جهت بررسی طرح‌های تغذیه مصنوعی وجود دارد، به طور مثال میراحمدپور و همکاران (۸) به بررسی تأثیر اجرای طرح تغذیه مصنوعی با هدف حفظ منابع آب زیرزمینی به عنوان راهکاری جهت جلوگیری از افزایش نرخ فرونشست زمین در دشت تهران-شهریار پرداخته‌اند. نتایج این پژوهش نشان دهنده تأثیر رضایت‌بخش پروژه تغذیه مصنوعی بر کاهش فرونشست زمین در این دشت می‌باشد. همچنین سلیم پور و همکاران (۱۲) به برآورد میزان تغذیه آبخوان دشت شهرکرد، جهت کاهش آثار منفی طرح انتقال آب بهشت آباد به فلات مرکزی ایران پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد، جهت تغذیه آبخوان، به سالانه 10 میلیون متر مکعب آب نیاز می‌باشد.

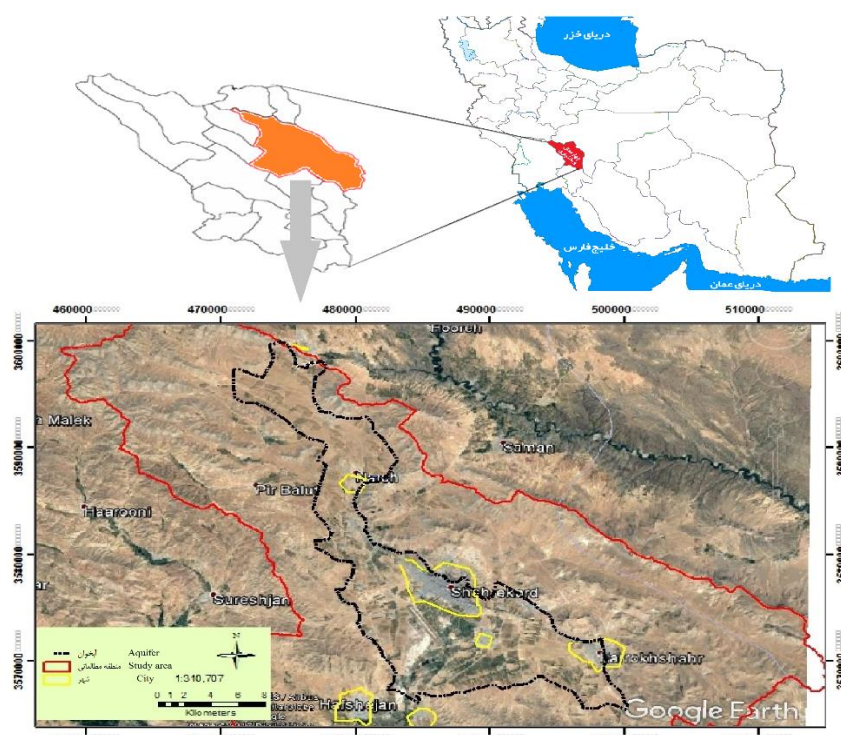
از آنجایی که مقدار بیلان گزارش شده در اکثر آبخوان‌های کشور منفی می‌باشد، یکی از راهکارهای لازم جهت مدیریت پایدار و تعادل بخشی آبخوان‌ها، کاهش درصد آبدهی چاه‌های بهره‌برداری است. در این راستا مطالعاتی با هدف تأثیر این روش بر سطح آبخوان انجام شده است. قبادیان و همکاران (۳) با استفاده از نرم افزار GMS نوسانات سطح آب در دشت خزل-نیاوند برای ۱، ۳ و ۱۰ سال آینده با شرایط کنونی و سناریو مدیریتی ۱۰ درصدی پمپاژ چاه‌ها پیش‌بینی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که با اعمال این سناریو افت سطح آب زیرزمینی از مقدار $1/82$ ، $3/6$ ، $8/2$ برای ۱، ۳ و ۱۰ سال آینده به ترتیب به $2/7$ ، $7/07$ کاهش می‌یابد. پورحقی و همکاران (۱۰) نیز وضعیت آبخوان دشت نورآباد را به منظور مدیریت بهره‌برداری از آبخوان با استفاده از مدل مادفلو شبیه‌سازی کردند. اجرای مدل آن‌ها در شرایط خشکسالی نشان داد سطح آب زیرزمینی در دو سال آینده بطور متوسط $2/05$ - متر افت خواهد کرد که با کاهش ۲۰ درصدی

1- Demand Satisfaction Index: IS

2- Demand Reliability Index: IR

3- Sustainability Index: IU

4- Management Potential Index: IM



شکل ۱- موقعیت دشت شهرکرد
Figure 1- Location of the Shahrekord aquifer

شده هدایت هیدرولیکی و ضریب ذخیره آبخوان، از داده‌های مربوط به مهر سال ۸۹ برای مدلسازی در حالت ماندگار، و از اطلاعات مربوط به آبان ۸۹ تا مهر ۹۱ برای حالت غیرماندگار استفاده گردیده است. همچنین برای صحت‌سنجی مدل از داده‌های مربوط به آبان ۹۱ تا مهر ۹۲ استفاده گردیده است.

سناریوهای مدیریتی اعمال شده

در این مطالعه جهت مدیریت آبخوان، چهار سناریو مختلف مورد بررسی قرار گرفته است که شامل احداث سدزیرزمینی، اجرای طرح تغذیه مصنوعی و کاهش ۵ و ۱۰ درصدی برداشت آب از چاه‌های بهره‌برداری می‌باشد.

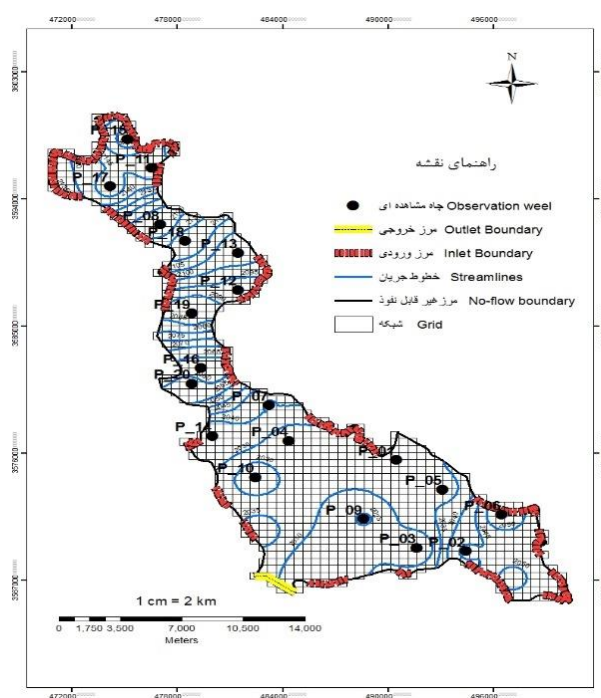
سد زیرزمینی

مسیر رودخانه‌های فصلی محل مناسبی جهت احداث سد زیرزمینی می‌باشند. در این حالت سدزیرزمینی به عنوان یک منبع ذخیره‌ی نگهداشت آب محسوب می‌شود که می‌توان در فصول تر، آب باران و سطحی به صورت مستقیم یا غیرمستقیم ذخیره کرده و در فصول پرمصرف با بارندگی کمتر از آب ذخیره شده استفاده کرد. یکی از اولویت‌های انتخاب مکان احداث سد دهانه‌های باریک خروجی می‌باشد. این مکان از خروج بی‌رویه آب در دسترس جلوگیری می‌کند و همچنین در این حالت هزینه‌های طرح نیز کاهش می‌یابد (۵).

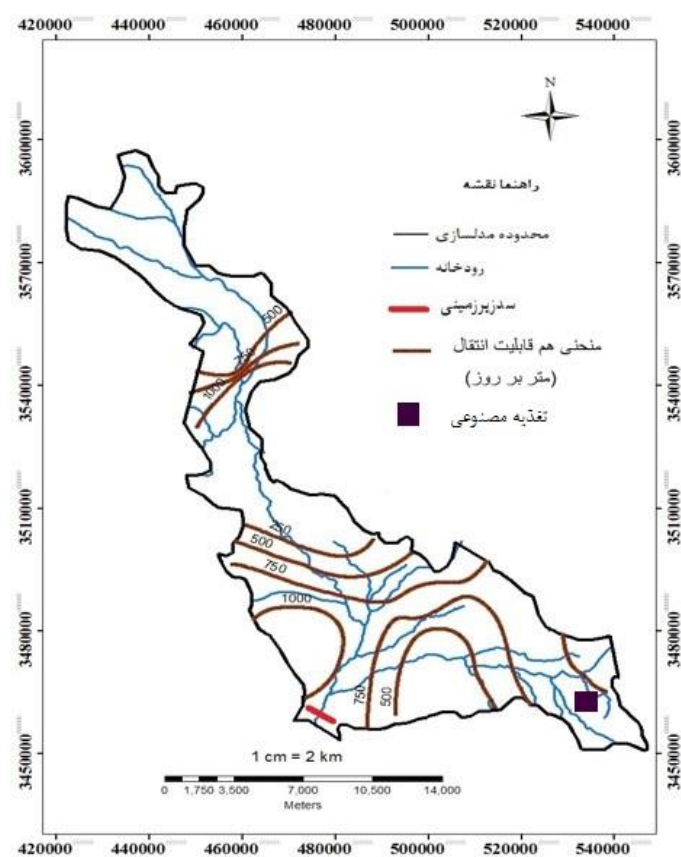
این ناحیه دارای ارتفاع متوسط ۲۰۶۰ متر از سطح دریا بوده که حداکثر ارتفاع در نواحی شمالی منطقه و در حدود ۲۱۸۵ متر از سطح دریا می‌باشد. بر اساس نقشه شیب منطقه، حداقل شیب در نواحی مرکزی دشت و در حدود صفر و حداکثر ۱/۳ درصد می‌باشد. رودخانه اصلی موجود در این دشت رودخانه جهان بین است که به صورت فصلی می‌باشد. بر اساس آمار موجود تا سال ۱۳۸۳-۱۳۸۴ در سطح حوزه آبریز دشت شهرکرد جمعاً ۵۰۳ حلقه چاه عمیق و ۳۳۲ چاه نیمه عمیق در بخش‌های مختلف آبخوان حفر گردیده است.

مدلسازی آبخوان

در این پژوهش جهت شبیه‌سازی آبخوان از مدل عددی MODFLOW در بسته نرم‌افزار GMS10.2 استفاده گردید. اطلاعات مورد استفاده برای شبیه‌سازی شامل آمار چاه‌های بهره‌برداری، بارندگی، اطلاعات مربوط به نوع مرزهای ورودی، سنگ کف و توپوگرافی منطقه می‌باشد همچنین ابعاد شبکه مورد استفاده نیز ۵۰۰ در ۵۰۰ متر است (شکل ۲). تعداد ۲۰ پیژومتر قابل اعتماد از بین پیژومترهای موجود در دشت به عنوان معرف سطح آب آبخوان استفاده شد که موقعیت این پیژومترها در شکل ۲ نشان داده شده است. مرزهای با جریان ورودی و خروجی معرفی شده به مدل به صورت مرز با معلوم معرفی شده است که در شکل ۲ مکان آن‌ها در شکل ۲ مشاهده می‌شود. جهت انجام مدلسازی و محاسبه مقادیر واسنجی



شکل ۲- مرزها و بیزومترهای آبخوان
Figure 2- Boundaries and piezometers in the aquifer



شکل ۳- ضریب قابلیت انتقال و محل قرارگیری سد زیرزمینی و تغذیه مصنوعی
Figure 3- Coefficient of transmissibility and location of the groundwater dam and artificial recharge

وجود دو رشته قنات در بالادست می‌باشد. می‌توان در فصول غیرزراعی آب قنات‌های بالادست را جهت تغذیه آبخوان به سمت حوضچه‌ها هدایت کرد با توجه به حجم حوضچه‌ها (۲۰۰۰۰ متر مکعب) و فرض چهاربار آبیگری در سال، حجم آب کنترل شده در طول یک سال حدود ۱ میلیون متر مکعب می‌باشد (۱).

کاهش برداشت ۵ و ۱۰ درصدی از سفره آب زیرزمینی

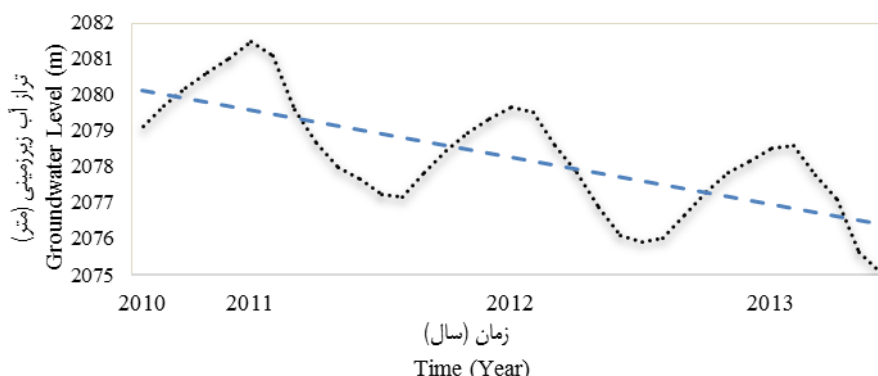
از دلایل اصلی افت سطح آب زیرزمینی، برداشت زیاد آب آبخوان توسط بهره‌برداران می‌باشد. شکل ۴ نشان دهنده‌ی هیدروگراف آبخوان از سال ۱۳۸۹ تا ۱۳۹۱ می‌باشد که با استفاده از مقادیر تراز گزارش شده از پیژومترهای موجود در دشت توسط سازمان آب منطقه‌ای چهارمحال و بختیاری به دست آمده است. با توجه به خط برازش داده شده در شکل ۴ مشاهده می‌شود که روند تغییرات سطح آب در این سه سال بصورت نزولی بوده و مقدار افت تراز آبخوان در دوره‌ی زمانی سه ساله برابر با ۴/۰۴ متر و به‌طور متوسط برابر با ۱/۳۴ متر در هر سال می‌باشد. همچنین طبق گزارشات آب منطقه‌ای شهرکرد، بیش از ۶۰ درصد از چاه‌های موجود در این دشت برای مقاصد کشاورزی حفر گردیده‌اند. با توجه به موارد ذکر شده یکی از راهکارهای مناسب جهت جلوگیری از افت شدید، کاهش برداشت از چاه‌های بهره‌برداری با مصرف کشاورزی می‌باشد. برای اجرای این روش و مدیریت آن نیاز به کنتورهای حجمی جهت ثبت حجم برداشت از چاه‌ها توسط بهره‌برداران و نظارت بر آن می‌باشد که در حال حاضر درصد بالایی از چاه‌های بهره‌برداری موجود در این دشت دارای این نوع کنتور است، از این رو اجرای این روش در دشت ممکن می‌باشد. در این مطالعه دو سناریو کاهش ۵ و ۱۰ درصدی برداشت از چاه‌های بهره‌برداری در نظر گرفته شده و نتایج آن برای سه سال آینده مورد پیش‌بینی قرار گرفته است.

با توجه به موارد ذکر شده و نظرسنجی از کارشناسان شرکت آب منطقه‌ای استان، بهترین مکان جهت احداث سد زیرزمینی مطابق شکل ۳ و در محل خروجی آبخوان انتخاب شده و همان‌گونه که در این شکل مشاهده می‌شود، قابلیت انتقال نیز در محل انتخابی دارای مقدار ۷۹۰ متر مربع در روز می‌باشد که این نشان دهنده‌ی مقدار نسبتاً بالایی در دشت است. با انتخاب این مکان برای ساخت سدزمینی مقدار حجم آب خروجی از آبخوان کمتر شده و بنابراین می‌توان سطح تراز آبخوان در انتهای دشت را افزایش داد.

تغذیه مصنوعی

مهم‌ترین عامل در بحث تغذیه‌ی مصنوعی، درشت دانه بودن آبرفت محل اجرای طرح می‌باشد و اگر بافت ریزدانه باشد، تغذیه به صورت کامل انجام نشده و آب جمع شده در مخزن حالت ماندابی به خود گرفته و به تدریج تبخیر می‌گردد. از آنجایی که بافت آبرفت در بستر رودخانه درشت دانه است بنابراین محل مناسبی جهت تغذیه مصنوعی می‌باشد (۱).

با مطالعات صورت گرفته پیشین، بررسی‌های میدانی و مکان‌یابی انجام شده در دشت شهرکرد، اجرای طرح تغذیه مصنوعی در زیرحوضه شورابچه، واقع در جنوب شرقی دشت شهرکرد انتخاب گردید (شکل ۳). از آنجایی که در این زیرحوضه کار سازه‌ای انجام نشده، بنابراین برای جانمایی طرح تغذیه مصنوعی جدید، منطقه‌ای در خروجی زیر حوضه داخل مسیر آبراهه در نظر گرفته شده است. بدین منظور، پنج حوضچه متوالی در مسیر آبراهه در نظر گرفته شده که حوضچه اول به عنوان حوضچه رسوبگیر تلقی می‌شود. حجم زیادی از رسوبات در این حوضچه ته‌نشین شده و آب از طریق سرریز وارد حوضچه بعدی می‌شود. به طور کلی انتخاب این محل دارای مزیت-هایی مانند نزدیک بودن به اراضی هدف، بالا بودن ضریب نفوذپذیری، نداشتن عارضه به دلیل قرار گرفتن در مسیر آبراهه و



شکل ۴- هیدروگراف دشت شهرکرد (مهر ۸۸ - شهریور ۹۱)

Figure 4- Hydrograph of Shahrekord (October 2012- November 2013)

شاخص‌های مورد بررسی

در این پژوهش جهت بررسی و ارزیابی تأثیر سناریوهای مدیریتی بر آبخوان و مقایسه‌ی آن‌ها از دو شاخص فنی معرفی گردیده است. این شاخص‌ها عبارتند از شاخص توسعه‌ی پایدار (I_{II}^1) و شاخص بهره‌برداری (WEI^2) که به ترتیب نشان‌دهنده‌ی عملکرد آبخوان و میزان اضافه برداشت می‌باشد. از آنجایی که در مطالعات پیشین از این دو شاخص جهت بررسی وضعیت رودخانه‌ها استفاده گردیده و تاکنون برای منابع آب زیرزمینی استفاده نشده است، بنابراین در این مقاله برای بررسی منابع آب زیرزمینی از این دو شاخص استفاده گردیده و بازتعریف شده است.

شاخص پایداری (I_{II})

یکی از شاخص‌های فنی موجود در این پژوهش، شاخص پایداری می‌باشد، این شاخص نشان دهنده‌ی میزان مصرف از منابع طبیعی با توجه به مقدار تقاضا است که بطور کلی از رابطه ۱ به دست می‌آید. با توجه به مقدار آب برگشتی کشاورزی و تصفیه آب، این شاخص می‌تواند مقداری کمتر از صفر داشته باشد. مقدار منفی نشان دهنده‌ی مصرف بسیار زیاد از منابع طبیعی آب زیرزمینی می‌باشد و ممکن است به دلیل برداشت بیش از حد، آبخوان مستعد به کمبود آب نیز باشد. مقدار بالای این شاخص نیز نشان دهنده‌ی وجود آب مازاد برای مصارف مختلف در این حوضه یا در صورت نیاز در حوضه مجاور است (۶).

$$(1) \quad \text{شاخص توسعه پایدار} = \frac{\text{مصرف کل - مقدار آب موجود}}{\text{مقدار آب موجود}}$$

مارتین-کاراسکو و همکاران (۶) از این شاخص جهت بررسی عملکرد رودخانه ابرو در اسپانیا استفاده کرده‌اند. بنابراین جهت استفاده از این شاخص، لازم است پارامترهای موجود در رابطه ۱ برای آب زیرزمینی بازتعریف گردد. مقدار آب موجود در آب زیرزمینی مقدار حجم آب وارد شده به آبخوان از راه‌های مختلف مانند نفوذ از بارش یا آب سطحی، جریان آب زیرزمینی ورودی و حجم آب برگشتی از مصارف مختلف کشاورزی صنعت و شرب می‌باشد. همچنین در این مقاله جهت پایداری بیشتر آبخوان، مقدار تغییرات آب زیرزمینی نیز به عنوان مقدار آب موجود در آبخوان تعریف گردیده است. مصرف کل نیز شامل مقدار آب برداشت شده از آبخوان با استفاده از چاه‌های بهره‌برداری، چشمه و قنات‌ها می‌باشد. در نهایت شاخص پایداری در آب زیرزمینی به شکل رابطه‌ی ۲ بازتعریف می‌شود.

$$(2) \quad \text{شاخص پایداری} = \frac{\text{تخلیه چاه چشمه و قنات - تغییرات کل - تخلیه}}{\text{تغییرات کل + تخلیه}}$$

شاخص بهره‌برداری (WEI^+)

این شاخص نشان دهنده‌ی مقدار فشار وارده به منابع آب با توجه به مقدار برداشت از آن می‌باشد. این شاخص عبارت است از نسبت میانگین تقاضا از منابع آب نسبت به میانگین متوسط بلند مدت سالانه مصرف. اگر داده‌های ماهیت فصلی بودن داشته باشند و یا داده‌ها دارای عدم قطعیت باشند، مقدار شاخص WEI دارای خطا خواهد بود. همچنین در صورت استفاده از داده‌های سالانه، ممکن است میانگین سالانه‌ی داده‌ها با هم برابر شوند که در این صورت مقدار فشار وارد بر منابع آب را نمی‌تواند بصورت واقعی محاسبه گردد. برای رفع این محدودیت‌ها، شاخص WEI به شکل رابطه‌ی ۳ اصلاح شده است (۹).

$$(3) \quad \text{شاخص بهره برداری اصلاح شده} = \frac{\text{آب برگشتی - مصرف}}{\text{مقدار آب تجدیدپذیر}}$$

اگر مقدار شاخص بهره‌برداری (WEI) بین ۰٪ تا ۲۰٪ باشد نشان می‌دهد که در این شرایط استرسی وجود ندارد و اگر این مقدار بین ۲۱٪ تا ۴۰٪ باشد نشان دهنده‌ی استرس آبی و اگر این مقدار بیش از ۴۰٪ باشد نشان دهنده‌ی استرس بالا در رودخانه‌های اروپا می‌باشد (۲).

این شاخص جهت بررسی رودخانه‌های موجود در سطح اروپا استفاده شده است بنابراین برای استفاده از این شاخص نیز مانند شاخص پایداری، لازم است پارامترهای مربوط به معادله‌ی ۳ نیز برای آب زیرزمینی باز تعریف گردد. مقدار مصرف در آب زیرزمینی شامل مقدار برداشت از آبخوان توسط چاه‌های بهره‌برداری و قنات می‌باشد و آب برگشتی نیز مقدار حجم آبی است که پس از استفاده‌های مختلف کشاورزی، شرب و صنعت به آبخوان باز می‌گردد. همچنین مقدار آب تجدیدپذیر در آب زیرزمینی، به حجم آبی گفته می‌شود که بصورت طبیعی مانند نفوذ از بارش یا آب سطحی، جریان آب زیرزمینی ورودی وارد آبخوان گردد، بنابراین حجم آب برگشتی به آبخوان به‌عنوان آب تجدیدپذیر تعریف نمی‌شود. در نهایت شاخص بهره‌برداری در آب زیرزمینی به صورت رابطه ۵ به دست می‌آید.

$$(4) \quad \text{آب برگشتی - کل جریان ورودی به آبخوان} = \text{مقدار آب تجدیدپذیر}$$

$$(5) \quad \text{شاخص بهره برداری اصلاح شده} = \frac{\text{وچاه برگشتی قنات و تخلیه چاه و قنات}}{\text{برگشتی - تخلیه کل}}$$

نتایج و بحث

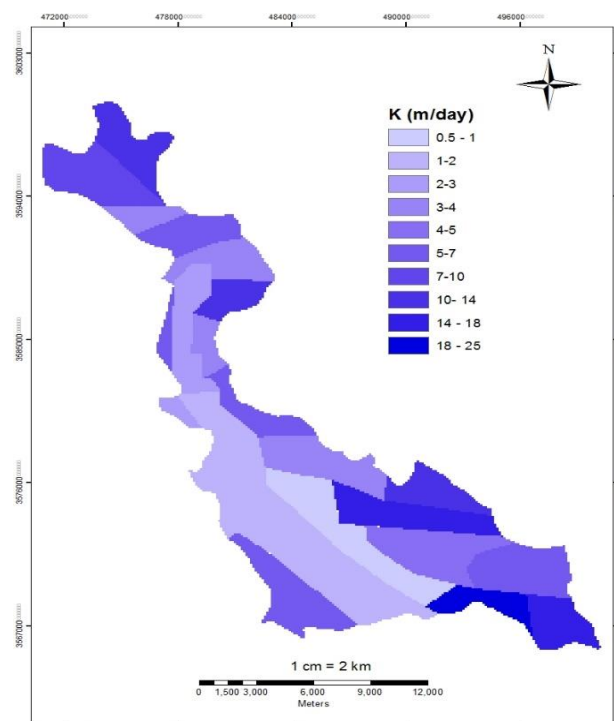
واسنجی و صحت‌سنجی مدل

جهت انجام مدلسازی در حالت ماندگار از اطلاعات مربوط به مهر سال ۸۹ استفاده و مقادیر هدایت هیدرولیکی در این گام با روش سعی

- 1- Sustainability Index
- 2- Water Exploitation Index

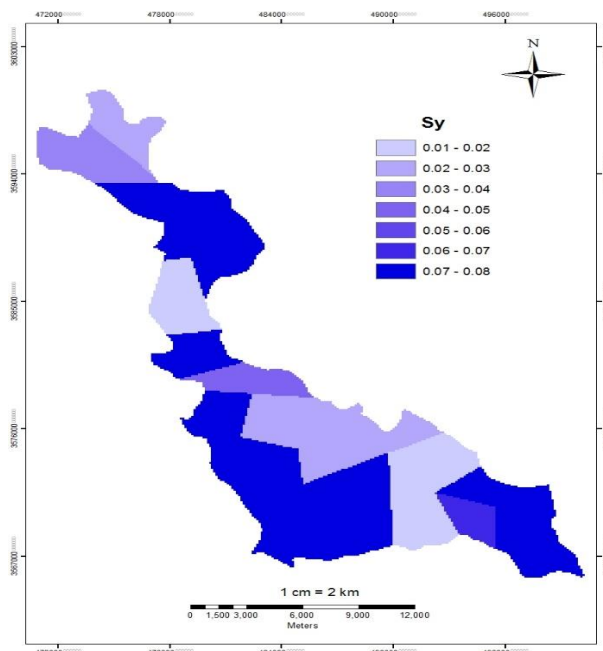
مدل از داده‌های مربوط به سال آبی ۹۱-۹۲ استفاده گردید. مقادیر نهایی هدایت هیدرولیکی و آبدی ویژه به‌دست آمده از واسنجی مدل به ترتیب در شکل ۵ و ۶ نشان داده شده است.

و خطا کالیبره گردید. مدل در حالت غیر ماندگار در ۲۴ گام زمانی بصورت ماهانه از آبان ۸۹ تا مهر ۹۱ داده‌های مربوط به آبدی ویژه با استفاده از روش PEST کالیبره شد. همچنین برای صحت‌سنجی



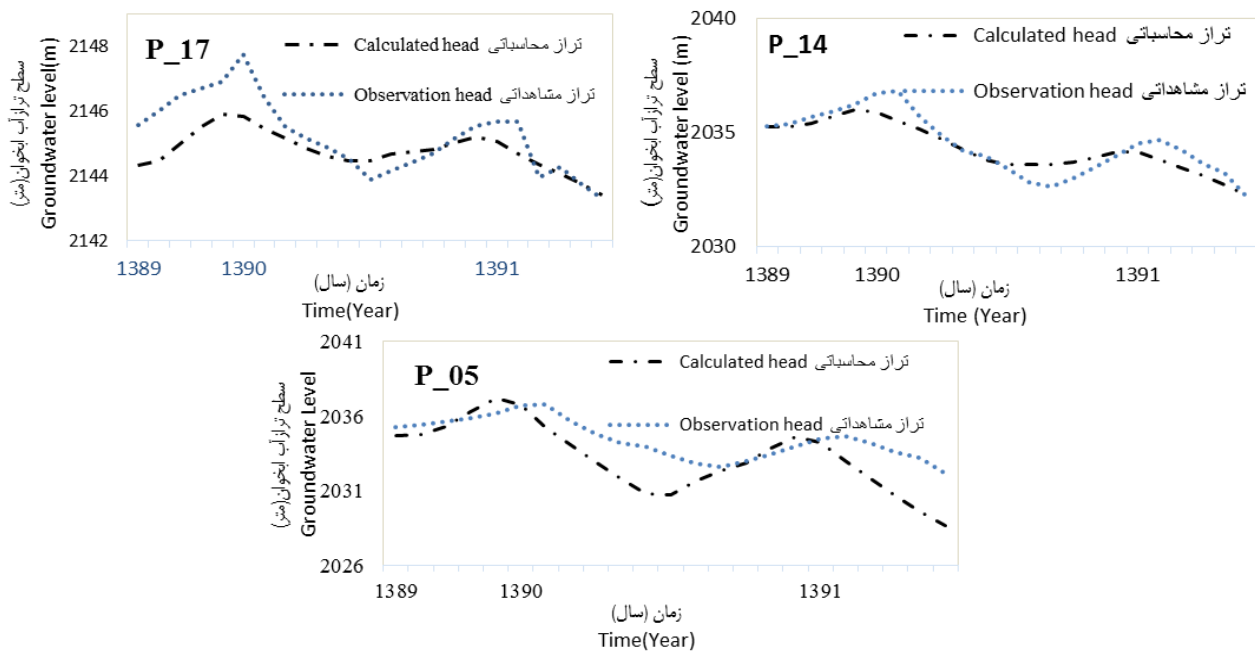
شکل ۵- میزان هدایت هیدرولیکی آبخوان پس از کالیبراسیون

Figure 5- Hydraulic conductivity in aquifer after calibration



شکل ۶- ضریب آبدی ویژه آبخوان پس از کالیبراسیون

Figure 6- Specific yield in aquifer after calibration



شکل ۷- تراز مشاهده شده و محاسبه شده سه پیزومتر نمونه
Figure 7- Calculated and observation head of three sample piezometers

ارتفاع ۰/۴ متر افزایش می‌دهد.

تأثیر سناریوهای مختلف کاهش برداشت بر آبخوان

شکل ۱۰ و ۱۱ نشان دهنده‌ی هیدروگراف پیش‌بینی شده‌ی آبخوان پس از اعمال سناریوهای کاهش برداشت ۵ و ۱۰ درصدی برداشت از چاه‌های بهره‌برداری می‌باشد. خط برازش داده شده در این نمودارها نشان دهنده‌ی افت سطح آبخوان در سال‌های ۹۱ تا ۹۴ می‌باشد. مقدار افت آبخوان در این سه سال به ترتیب برابر با ۲/۱۴ و ۲ متر که بطور متوسط برابر با ۱/۳۳ و ۰/۷۱ در سال می‌باشد. با مقایسه‌ی این دو شکل و شکل ۴ مشاهده می‌شود که با کاهش ۵ و ۱۰ درصدی برداشت، آب آبخوان سالانه به اندازه‌ی ۰/۶۳ و ۰/۶۷ متر کمتر از حالتی که هیچ روش مدیریتی وجود نداشته باشد، کاهش می‌یابد. همچنین شکل‌های ۱۲ و ۱۳ نشان دهنده‌ی تغییرات تراز سطح آب زیرزمینی پس از اعمال سناریو کاهش ۵ و ۱۰ درصدی آبدی چاه‌های بهره‌برداری می‌باشد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود ارتفاع آب در مرکز دشت بیش از قسمت‌های دیگر افزایش یافته است که این به دلیل تمرکز بیشتر چاه‌های بهره‌برداری در این ناحیه می‌باشد.

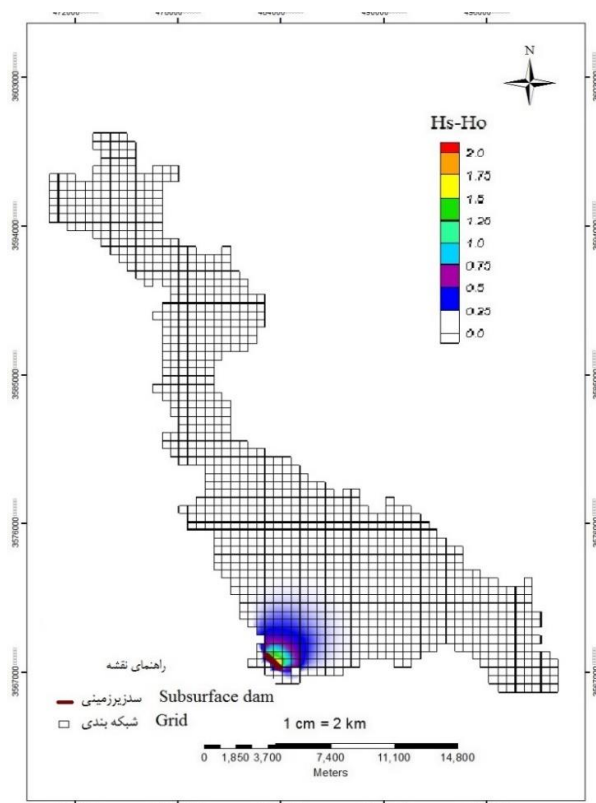
میانگین مربعات خطای مدل‌سازی در حالت ماندگار برابر با ۴۳ سانتی‌متر و در حالت غیرماندگار برابر با ۱/۱ متر است همچنین میانگین مربعات خطای صحت‌سنجی برابر با ۱/۴ متر است که این مقادیر نشان دهنده‌ی دقت قابل قبول در مدل‌سازی می‌باشد. همچنین شکل ۷ نشان دهنده‌ی تراز سطح آب مشاهداتی و محاسباتی در سه چاه پیزومتری در قسمت‌های مختلف آبخوان می‌باشد که به ترتیب در ابتدا، مرکز و انتهای دشت قرار دارند.

تأثیر احداث سد زیرزمینی بر آبخوان

شکل ۸ نشان دهنده‌ی تغییرات تراز سطح آب زیرزمینی پس از احداث سد زیرزمینی می‌باشد. همان‌گونه که مشاهده می‌گردد تراز سطح آب در بالادست سد افزایش یافته است. این سد تا مساحت ۱۴ کیلومتر مربع در بالادست خود تأثیر گذاشته و سطح آب در این ناحیه را تا حداکثر ۲ متر افزایش می‌دهد.

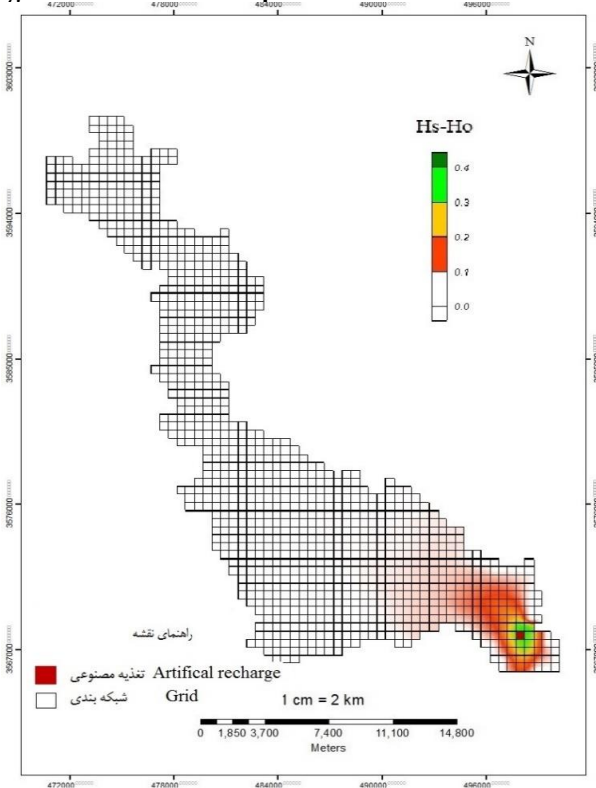
تأثیر تغذیه مصنوعی بر آبخوان

شکل ۹ نشان دهنده‌ی تغییرات تراز سطح آب زیرزمینی پس از اجرای طرح تغذیه مصنوعی می‌باشد. همان‌گونه که مشخص است اجرای این طرح سطح آب زیرزمینی را تا مساحت ۳۰ کیلومتری و تا



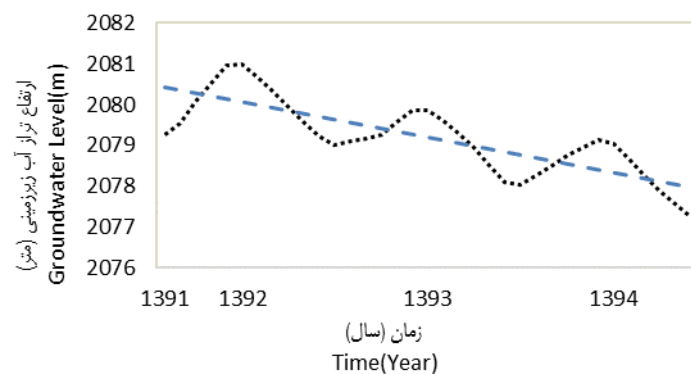
شکل ۸- بالآمدگی تراز آب آبخوان پس از احداث سد زیرزمینی

Figure 8- Increase of the aquifer water level after subsurface dam

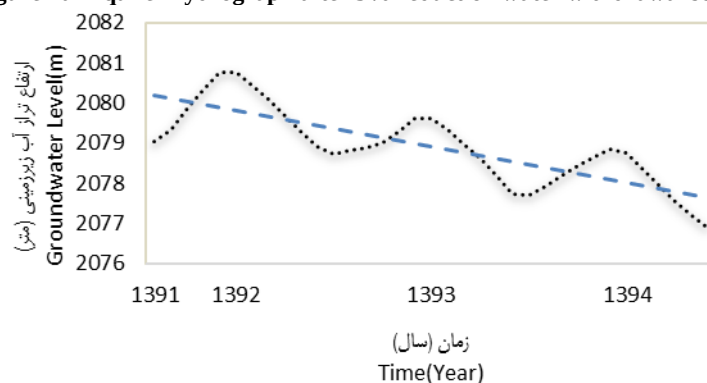


شکل ۹- بالآمدگی تراز آب آبخوان پس از اجرای طرح تغذیه مصنوعی

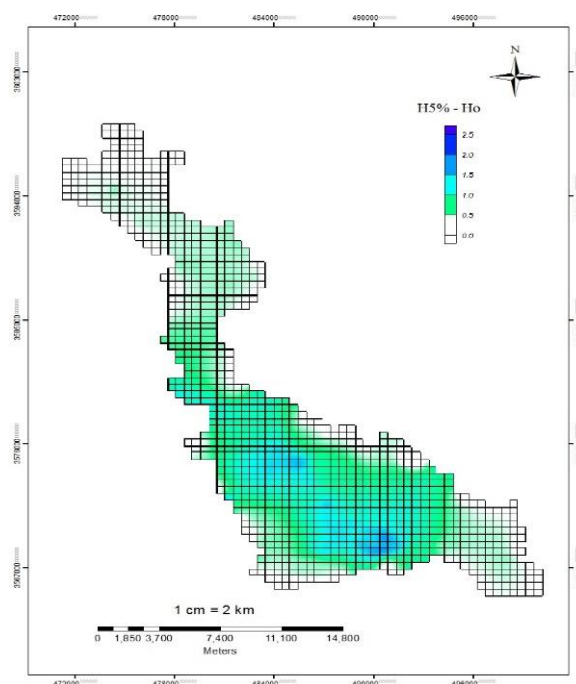
Figure 9- Increase of the aquifer water level after artificial recharge



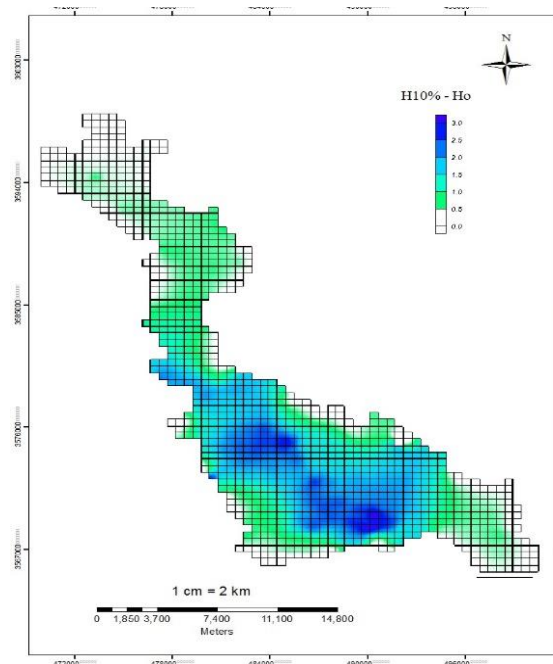
شکل ۱۰- هیدروگراف آبخوان پس اعمال سناریو ۵ درصد کاهش برداشت
Figure 10- Aquifer hydrograph after 5% reduction water withdrawal scenario



شکل ۱۱- هیدروگراف آبخوان پس اعمال سناریو ۱۰ درصد کاهش برداشت
Figure 11- Aquifer hydrograph after 10% reduction water withdrawal scenario



شکل ۱۲- افزایش تراز سطح آب پس از کاهش ۵ درصد برداشت
Figure 12- Increase of the aquifer water level after 5% Reduction on water withdrawal



شکل ۱۳- افزایش تراز سطح آب پس از کاهش ۱۰ درصد برداشت

Figure 13- Increase of the aquifer water level after 5% Reduction on water withdrawal

مقدار بهینه برای شاخص بهره‌برداری، مقادیر کوچک و نزدیک به صفر است در حالی که مقادیر به دست آمده این شاخص برای همه‌ی سناریوهای مورد بررسی دارای اعدادی بزرگ می‌باشد که این نشان دهنده‌ی مقدار فشار وارد بر آبخوان است. محاسبه‌ی این دو شاخص نشان می‌دهد که مقدار برداشت زیاد از این آبخوان باعث فشار و استرس بر آن گردیده و این موضوع می‌تواند نشان دهنده‌ی کمبود آب در این آبخوان باشد.

ارزیابی شاخص‌های پایداری (Iu) و بهره‌برداری (WEI+)

دو شاخص توسعه‌ی پایدار و بهره‌برداری با توجه به روابط ۲ و ۵ به دست آمد، که نتیجه آن‌ها برای سناریوهای مختلف و همچنین در شرایطی که هیچ سناریویی وجود نداشته باشد، در جدول ۱ نشان داده شده است. مقدار بهینه برای شاخص پایداری مقادیر بزرگ و نزدیک به عدد ۱ می‌باشد در صورتی که، شاخص به دست آمده برای همه‌ی سناریوها دارای اعداد کوچک و نزدیک به صفر است (جدول ۱) که این نشان دهنده‌ی مصرف زیاد از این آبخوان می‌باشد. همچنین

جدول ۱- مقادیر شاخص‌ها برای سناریوهای مختلف

Table 1- Indicates of scenarios

Scenarios	سناریوها	شاخص Index	
		WEI+	Iu
No-Scenario	عدم وجود سناریو	1.068	0.070
Underground Dam	سد زیرزمینی	1.068	0.070
Artificial Recharge	تغذیه مصنوعی	1.061	0.071
5 % Reduction on water withdrawal	۵٪ درصد کاهش برداشت	1.045	0.078
10 % Reduction on water withdrawal	۱۰٪ درصد کاهش برداشت	0.969	0.114
15 % Reduction on water withdrawal	۱۵٪ درصد کاهش برداشت	0.886	0.140

و بهره‌برداری، سناریو ۱۰ درصد کاهش برداشت، باعث بهبودی بیشتر

با توجه به جدول ۱ و مقادیر به دست آمده شاخص‌های پایداری

آبخوان بیش از توان آبخوان می‌باشد. همچنین باتوجه به مقادیر شاخص‌های به دست آمده، سناریو کاهش برداشت ۱۰ درصد باعث بهبود هر دو شاخص شده و بعنوان بهترین سناریو انتخاب گردید. پس از این سناریو کاهش ۵ درصدی برداشت در جایگاه دوم و پس از آن اجرای طرح تغذیه جایگاه‌های بعدی قرار گرفته و سناریو سد زیرزمینی تأثیری بر مقدار این دو شاخص نداشته است. با توجه به مقادیر محاسبه شده‌ی شاخص‌ها مشاهده می‌شود که اگرچه سناریوهای مدیریتی باعث بهبود این دو شاخص گردیده ولی همچنان مقادیر به دست آمده تفاوت زیادی با مقادیر بهینه‌ی آن‌ها دارد. برای نزدیک‌تر کردن مقادیر شاخص‌های محاسبه شده به مقدار بهینه آن‌ها می‌توان از چندین سناریو مدیریتی به صورت همزمان استفاده کرد. همچنین می‌توان از دو شاخص پایداری و بهره‌برداری اصلاح شده، که در این مقاله برای آبخوان بازتعریف شده است، جهت بررسی عملکرد آبخوان‌های دیگر در برابر برداشت و بررسی روش‌های مدیریتی مختلف استفاده نمود. لازم به ذکر است که در این مقاله به بررسی جنبه‌ی فنی و کمی آبخوان و سناریوهای پرداخته شده است، در حالی که می‌توان جهت توسعه پایداری آبخوان علاوه بر این دو شاخص، شاخص‌های اقتصادی، اجتماعی و زیست محیطی نیز لحاظ گردد.

این شاخص‌ها نسبت به سناریوهای دیگر شده و پس از آن به ترتیب سناریوهای ۵ درصد کاهش برداشت و تغذیه مصنوعی بر بهتر شدن مقدار این شاخص‌ها تأثیرگذار بودند. همچنین مقدار این شاخص‌ها برای سناریو سد زیرزمینی نسبت به حالتی که هیچ‌گونه سناریویی وجود ندارد، تغییری نکرده است. بر اساس روابط دو شاخص توسعه‌ی پایدار و بهره‌برداری، عامل مؤثر در بهبود این شاخص‌ها، مقدار تغذیه به آبخوان می‌باشد، با توجه به اینکه سد زیرزمینی تنها مانع خروج آب آبخوان شده و بر مقدار حجم آب ورودی به آبخوان تأثیری ندارد، در نتیجه سناریو سد زیرزمینی بر بهبود دو شاخص توسعه‌ی پایدار و بهره‌برداری تأثیری ندارد.

نتیجه‌گیری

در این مقاله سناریوهای مختلف آب زیرزمینی جهت مدیریت آبخوان دشت شهرکرد مورد بررسی قرار گرفته و وضعیت آبخوان بعد از اعمال سناریوهای احداث سد زیرزمینی، تغذیه مصنوعی و کاهش برداشت ۵ و ۱۰ درصدی از چاه‌های بهره‌برداری مدل‌سازی گردید. جهت مقایسه‌ی این روش‌ها و مشاهده‌ی میزان تأثیر این سناریوها از دو شاخص پایداری و شاخص بهره‌برداری اصلاح شده، برای آبخوان بازتعریف و محاسبه شد. طبق نتایج به دست آمده مشخص می‌شود که وضعیت اولیه‌ی آبخوان بسیار نامناسب و مقدار برداشت از این

منابع

- 1- Anonymous. 2012. Second Phase Studies of Artifical Recharge in shahrekord Plain, Chaharmahal Provincial Water Authority- Shahrekord (In Persian).
- 2- European Environment Agency EEA. 2013. Results and lessons from implementing the Water Assets Accounts in the EEA area, From concept to production. EEA Technical report No 7/2013 European Environment Agency.
- 3- Ghobadian R., Bahrami Z., and Dabagh Bagheri S. 2016. Applied management scenario to predict fluctuations in groundwater levels with MODFLOW conceptual and mathematical models (Case Study: Khazal-Nahavand plain), Journal of Ecohydrology, 3(3):303-319 (In Persian).
- 4- Ishida S., Tsuchihara T., Yoshimoto S., and Imaizumi M. 2011. Sustainable use of groundwater with underground dams, Japan Agricultural Research Quarterly (JARQ), 45(1):51-61.
- 5- Lalehzari R., and Tabatabaei S.H. 2015. Simulating the impact of subsurface dam construction on the change of nitrate distribution. Environmental Earth Sciences, DOI:10.1007/s12665-015-4362-2.
- 6- Martin-Carrasco F., Garrote L., Iglesias A., and Mediero L. 2013. Diagnosing causes of water scarcity in complex water resources systems and identifying risk management actions, Water resources management, 27:1693-1705.
- 7- Milano M., Ruelland D., Dezetter A., Fabre J., Ardoin-Bardin S., and Servat E. 2013. Modeling the current and future capacity of water resources to meet water demands in the Ebro basin, J Hydrol, 500, 114-126.
- 8- Mirahmadpour S., and Taleb-bidokhti N. 2016. Investigating the Artificial Nutrition Project of Groundwater Resources in Tehran's Shahriar Plain as a Way to Prevent the Transition of Earth. 15th National Hydraulics of Iran, COI:IHC15_195 (In Persian).
- 9- Pedro-Monzonis M., Solera A., Ferrer J., Estrela T., and Paredes-Arquiola J. 2015. A review of water scarcity and drought indexes in water resources planning and management, Journal of Hydrology, 527:482-493.
- 10- Porhaghi A., Akhondali A., Radmanesh F., and Mirzaee Y. 2016. Manage the Groundwater Sources Exploration of the Nourabad Plain in the Drought Conditions with MODFLOW Modeling, Eco Hydrology, 3:319-303 (In Persian with English abstract).
- 11- Ouerdachi L., Boutaghane H., Hafsi R., Tayeb T B., and Bouzahar F. 2012. Modeling of underground dams application to planning in the semi-arid areas (Biskra, Algeria), Energy Procedia, 18:426-437.

- 12- Salimpour Sh., Azhdari-moghadam M., and Hashemi-mofrad A. 2015. Estimation of Farsan aquifer volume for reducing the negative effect of Beheshtakad water transfer tunnel on groundwater level, 14th National Hydraulics of Iran, COI:IHC14_195 (In Persian).
- 13- Shahraki J., and Mohseni S. 2013. Compromise multi-criteria decision making Application in water resources optimal allocation, Case study Yazd city, Journal of Iranian of Irrigation and Water Engineering.
- 14- Stevanović Z. 2015. Subsurface dams as a solution for supplementary recharge and groundwater storage in Karst aquifers in Arid areas, Engineering Geology for Society and Territory, 1_90.
- 15- Vanrompay L. 2003. Report on The Technical Evaluation & Impact Assessment of Subsurface Dams (SSDs) TLDP Technical Report Pp.



Assessing the Effectiveness of Aquifer Regeneration Scenarios by Sustainability Index and Water Exploitation Indicators of Water Resources, Case Study: Shahrekord Aquifer

B. Sheikhipour¹- S. Javadi^{2*}- M. E. Banihabib³

Received: 04-12-2017

Accepted: 26-02-2018

Introduction: Most part of Iran is located in an arid and semi-arid region, thus in most parts of a region; groundwater is the only water resource also Population growth, limitation of surface water resources and excessive water withdrawal from the aquifers, caused a sharp drop in groundwater level in many plains of Iran such as Shahrekord plain, So it is necessary to have suitable management plans to improve the aquifer and evaluate some indicators to see the effects of the methods. In this research, many management plans were assessed for the case study.

Materials and Methods: A groundwater numerical flow model (GMS 10.2) was established by using the monthly data including hydraulic heads, depletion volume of the wells, springs and qanats, precipitation values in Shahrekord aquifer. The model was prepared and calibrated for both status of steady (October 2010) and unsteady flow (November 2010-October 2012), and verified for the following year (November 2012- October 2013). The final values of hydraulic conductivity and specific discharge were obtained by trial and error and PEST method. The water level fluctuation was predicted for three years later (until October 2016) by applying management scenarios of 5% and 10% reduction in water withdrawal, underground dam and artificial recharge. After that, two indicators of Sustainability Index and modified Water Exploitation Index (WEI+) were calculated to determine the effect of the scenarios. The Sustainability Index indicates the consumption ratio of natural resources to water demand. The optimal value of this Index is 1 and it may also have negative values. Low values of this index mean high usage of natural resources. The Water Exploitation Index shows to which extent the total water demand puts pressure on water resources. This index has positive values and its optimal value is close to zero. These two indicators were used for surface water resources in the past studies so in this article they were redefined for underground water resources.

Results and Discussion: The result of groundwater modeling shows that the hydraulic conductivity from 1 to 25 m/day and specific yield from 0.01 to 0.08 are varied also the result of prediction shows that the underground water level would be decreased about 1.34 meter per year in the next 3 years when it hadn't any management plans in this area but after 5% and 10% reduction water withdrawal scenarios Decreasing of water level were, respectively, 1.33 and 0.71 meter for each year also, considering that there were more wells in the center of the aquifer, water level in this area increased more than other areas, after 5% and 10% Reduction scenarios. According to the results of the artificial recharge and underground dam storage prediction, groundwater head increased in upstream of underground dam and the area near the artificial recharge. Considering the results it was found that the current condition of the aquifer is inappropriate and the amount of withdrawal from the aquifer is more than its capacity. The amount of Water Exploitation Index for business as usual scenario equal to 1.068 and for underground dam, artificial recharge, 5% and 10% reduction water withdrawal, were, respectively, equal to 1.068, 1.061, 1.045 and 0.969. Also the amount of Sustainability Index for business as usual scenario equal to 0.071 and for the other scenario were 0.068, 0.071 and 0.114. , respectively.

Conclusion: Considering the values of the indicators, 10% reduction water withdrawal scenario improved both indicators and selected as the best scenario. After that, 5% reduction water withdrawal was in the second place, then the artificial recharge scenario and underground dam scenarios, respectively, were in the third and fourth place. The scenario of underground dam had any positive effect on these two indicate. Regarding the calculated values of the indicators, it can be seen that although management scenarios have improved these two

1, 2 and 3- M.Sc. Student, Assistant Professor and Associate Professor, Department of Irrigation and Drainage Engineering, College of Aburaihan, University of Tehran, Respectively
(*- Corresponding Author Email: javadis@ut.ac.ir)

indicators, the amounts obtained are also significantly different from their optimal values. Several management scenarios can be used simultaneously to bring the calculated index values closer to their optimal values. Used two indicators of sustainability and modified water exploitation can be used exploitation for other management scenarios and assess the performance of them for the other aquifers.

Keywords: Artificial recharge, Groundwater, Modeling, Sustainability Index, Underground dam

برآورد غلظت زمینه‌ای عناصر کمیاب سمی و اثر عملیات زراعی بر توزیع انباشت و بار آلودگی در خاک دشت بروجن - فرادمه

حبیب الله بیگی هرچگانی*^۱ - سمیرا احمدزاده^۲ - سمیرا حشمتی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۰/۰۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۸/۰۵

چکیده

غلظت کل سرب، کبالت، نیکل، کادمیم، کروم و جیوه در خاک سطحی اراضی بایر، تحت کشاورزی مرسوم و تحت کاربرد پساب شهری اندازه‌گیری و غلظت و حد زمینه‌ای، توزیع انباشت عناصر، و بار آلودگی تعیین شد. غلظت زمینه‌ای نیکل، کادمیم، کروم، جیوه، کبالت، سرب به ترتیب ۱/۱۳، ۰/۱۶، ۰/۰۹، ۰/۸۰، ۱/۵۲ و حد آن‌ها به ترتیب ۱/۳، ۰/۲۸، ۱/۶، ۰/۱۶، ۰/۹، ۱/۷ میلی‌گرم بر گرم تعیین شد. کشاورزی مرسوم انباشت کادمیم و سرب در خاک را به ترتیب به ۱/۷ و ۱/۹ افزایش داده ($p < 0.05$)، تمایل به افزایش کبالت، نیکل و جیوه از واحد به ۱/۲ خاک داشته ولی انباشت کروم را از واحد به ۰/۸ کاهش داده است ($p > 0.05$). کاربرد پساب انباشت نیکل (از ۱/۲ به ۱/۶)، کروم (از ۰/۸ به ۱/۲) و به ویژه سرب (از ۱/۹ به ۳/۷) و کبالت (از ۱/۲ به ۱/۹) را افزایش ولی انباشت کادمیم را از ۱/۷ به ۱/۳ کاهش داده است. نرخ‌های انباشت تحت کاربرد پساب بزرگ‌تر است. بار آلودگی ۸ درصد دشت کم (بین ۰/۸۵ تا ۱؛ در بخش غربی) و ۹۲ درصد مساحت مانده در ابتدای محدوده‌ی آلودگی متوسط (بار آلودگی: ۱ تا ۲) قرار می‌گیرد. آلوده‌ترین بخش دشت بالغ بر ۱۵ درصد (بار آلودگی: ۱/۵ تا ۲) در بخش شرقی دشت قرار گرفته است. این نتایج حاکی از اثر مضر کشاورزی و به ویژه کاربرد پساب بر خاک‌های این دشت است. با روال موجود کاربرد کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها و پساب، و افزایش جمعیت دشت، انباشت عناصر و بار آلودگی در آینده نامطلوب‌تر خواهد شد.

واژه‌های کلیدی: کشاورزی مرسوم، کشاورزی با پساب، کود شیمیایی، آفت‌کش، نقشه، پهنه‌بندی

مقدمه

آلودگی خاک افزایش غلظت مواد آلی و معدنی نامطلوب از جمله غلظت عناصر کمیاب فرای غلظت زمینه‌ای طبیعی است که ممکن است به صورت سهوی و غیر مستقیم (از طریق فرو نشاندن جوی گازهای ناشی از حمل و نقل کارخانه‌ها و منازل) یا عمدی و مستقیم به دنبال فعالیت‌های انسان (از قبیل معدن‌کاری، صنعت و کشاورزی) صورت گیرد (۲۸). افزایش غلظت عناصر کمیاب در خاک به چند مشکل مهم و جدی منجر می‌شود (۱۷): (۱) جذب گیاهی و آلودگی بافت‌های خوراکی گیاهان؛ (۶) آلودگی جانوران و دام‌ها و فرآورده‌های دامی (مانند گوشت و مواد لبنی) به دنبال مصرف گیاهان علوفه‌ای؛ و (۵) آلودگی عناصر کمیاب به آب‌های زیرزمینی و آلودگی آب‌های

آشامیدنی. بدین صورت، عناصر کمیاب غیرلازم و سمی وارد چرخه‌ی غذایی انسان شده و موجب مشکلات جدی بهداشتی و بیماری‌های فلج‌کننده‌ی جسمی و روانی و سرطان و مرگ می‌شوند (۱۷). در شرایط طبیعی، معمولاً یک رابطه‌ی ۱:۱ بین غلظت عنصر کمیاب در خاک و غلظت آن عنصر در مواد (سنگ) مادری و یا پوسته‌ی زمین وجود دارد (۲۱؛ و ۱۷؛ جدول ۳-۲ صفحه‌ی ۴۱). از آنجایی که نوع سنگ و ترکیب آن و تشکیلات زمین‌شناسی از یک ناحیه به ناحیه‌ی دیگر فرق می‌کند پس خاک‌های نواحی مختلف باید حاوی غلظت‌های متفاوتی از عناصر کمیاب باشند (۲۹). علاوه بر این، تنوع اقلیمی مناطق نیز با تأثیر بر خاک‌سازی، آبشویی و پوشش گیاهی بر تفاوت‌ها می‌افزاید. بنابراین غلظت زمینه‌ای بایستی به تفکیک تشکیلات زمین‌شناسی و اقلیم در هر ناحیه تعیین شود. غلظت زمینه‌ای به غلظتی از عنصر گفته می‌شود که از سنگ مادر به خاک رسیده و طی مراحل خاک‌سازی تعدیل شده است. عموماً غلظت زمینه‌ای طبیعی عناصر کمیاب خاک بسیار پایین است (۲۱) اگرچه فرونشست گازهای صنعتی در دو قرن اخیر احتمالاً غلظت زمینه‌ای طبیعی را به

۱، ۲ و ۳- به ترتیب استادیار و دانشجویان سابق کارشناسی ارشد، گروه علوم خاک، دانشگاه شهرکرد

(*) - نویسنده مسئول:

(Email: beigi.habib@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.v0i0.29534

غلظت زمینه‌ای انسانی افزایش داده است (۳۲). با این حال، غلظت زمینه‌ای انسانی (یا غلظت پایه) برای تشخیص شدت آلودگی خاک‌ها عملی و واقع بینانه است (۹).

غلظت زمینه‌ای معمولاً با یک شاخص مرکزی و یا به صورت حد بالایی بیان می‌شود. برای تعیین این دو از آماره‌های مختلفی استفاده می‌شود؛ برای شاخص مرکزی از مقدار میانه، میانگین حسابی یا میانگین هندسی استفاده می‌شود (۷ و ۹). انتخاب نوع شاخص مرکزی معمولاً بستگی به توزیع داده‌ها دارد (۳۱). میانگین برای مقایسه‌ی اثر عوامل خارجی بر خاک و مقایسه‌ی خاک آلوده با خاک پاک مفید است. اما گاهی برای کارهای زیست‌محیطی حد بالایی غلظت زمینه‌ای مفیدتر و مهم‌تر است (۷). هر گونه فراروی از این حد به مفهوم آلوده بودن یک محل است. برای تعیین حد بالایی آماره‌های: حد بالای اطمینان ۹۵ درصدی میانگین حسابی و یا میانگین هندسی، و صدک‌های ۹۰ و یا ۹۵ درصدی داده‌ها (۹)، و "مجموع سه برابر انحراف معیار داده‌ها با میانگین" پیشنهاد شده است (۷).

آلودگی غیرنقطه‌ای خاک کشاورزی به عناصر کمیاب علاوه بر فرونشست جوی، از طریق عملیات کشاورزی نیز صورت می‌گیرد (۲۸). عملیات کشاورزی شامل آبیاری، کاربرد کود شیمیایی، کود دامی، آفت‌کش، و گاهی کاربرد پساب است (۲۸). بدیهی است که برای ارزیابی اثر این عوامل خارجی بر غلظت عناصر کمیاب خاک، برآورد غلظت زمینه‌ای به منظور ایجاد استانداردهای زیست‌محیطی و تنظیم کاربرد مواد به خاک لازم است. کودهای شیمیایی و دامی و آفت‌کش‌ها عموماً حاوی مقادیری از عناصر کمیاب (۱۷) بوده و غلظت عناصر کمیاب در خاک را افزایش می‌دهند. گرچه فعالیت‌های کشاورزی ممکن است با افزایش آبخوبی (۱۵) و برداشت گیاهی غلظت عناصر کمیاب در خاک را کاهش دهند (۵). یکی دیگر از عملیات زراعی که احتمالاً منجر به افزایش غلظت عناصر کمیاب در خاک می‌شود، آبیاری با آب‌های نامتعارف است (۲۳). پساب‌های شهری حاوی مقادیری از عناصر کمیاب هستند که معمولاً در آب‌های تازه سطحی و زیرزمینی وجود ندارد. کاربرد پساب به منظور رفع کمبود آب صورت می‌گیرد. متأسفانه، کمبود آب در ایران مشکلی جدی است و از این رو، عموماً آبیاری با پساب توجیه می‌شود و گاهی تصفیه‌خانه‌ها با عقد قرارداد پساب را به کشاورزان می‌فروشند. در دشت بروجن، ۲۴ کشاورز با عقد قرارداد پساب شهری بروجن را در فصل زراعی به اراضی خود هدایت و به مصرف آبیاری می‌رسانند.

پژوهشگران در مطالعات مختلفی به برآورد غلظت زمینه‌ای و با اثر عوامل خارجی مانند فرونشست نیواری و فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی بر غلظت عناصر کمیاب پرداخته‌اند (۹، ۱۱، ۲۰ و ۳۲). چن و همکاران (۸) با برداشت ۱۲۴۰۰ نمونه از لایه‌های سطحی، میانی و عمقی حدود ۱۴۰۰ نقطه از سراسر کشور چین، غلظت زمینه‌ای ۱۳

عناصر کمیاب را برای این کشور تعیین کردند. در ایران هم چندین پژوهش در زمینه‌ی اثر عوامل خارجی از جمله کشاورزی با کود شیمیایی بر اراضی زراعی (۶) صورت گرفته است. اما به نظر می‌رسد که تعیین غلظت زمینه‌ای و پهنه‌بندی انباشت عناصر فلزی در خاک و بار آلودگی در ایران محدود به کار اخیر عظیم‌زاده و خادمی (۴) باشد. این دو پژوهشگر با برداشت ۲۵۶ نمونه‌ی خاک اراضی مرتعی، زراعی و نیز برداشت نمونه‌هایی از سنگ‌های مادری خاک در منطقه‌ی مازندران به برآورد غلظت زمینه‌ای مس، روی، نیکل، سرب و کادمیم؛ پهنه‌بندی انباشت و بار آلودگی کل ناشی از آن‌ها پرداختند. آن‌ها غلظت زمینه‌ای طبیعی ۴۵/۷، ۳۴/۲ و ۰/۲۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم را به ترتیب برای نیکل، سرب و کادمیم در منطقه پیشنهاد کردند. بار آلودگی کل در این منطقه از صفر تا ۳/۵ متغیر، عمدتاً زیر ۱ و فقط در ناحیه‌ی بسیار کوچکی بین ۲/۵ تا ۳/۵ بود.

به منظور مدیریت اراضی زراعی و کاهش خطرات بهداشتی محصولات تولیدی (۵)، ارزیابی اثر عملیات زراعی مرسوم و کاربرد پساب بر عناصر کمیاب خاک مفید بلکه لازم است. هدف از این پژوهش: [۱] برآورد غلظت میانگین و حد بالای غلظت زمینه‌ای کادمیم، کروم، نیکل، سرب، کبالت و جیوه در خاک سطحی دشت بروجن فرادنبه؛ [۲] برآورد اثر عملیات زراعی مرسوم و برآورد اثر زراعت با آب نامتعارف بر غلظت زمینه‌ای و بر توزیع انباشت و بار آلودگی در خاک این دشت است.

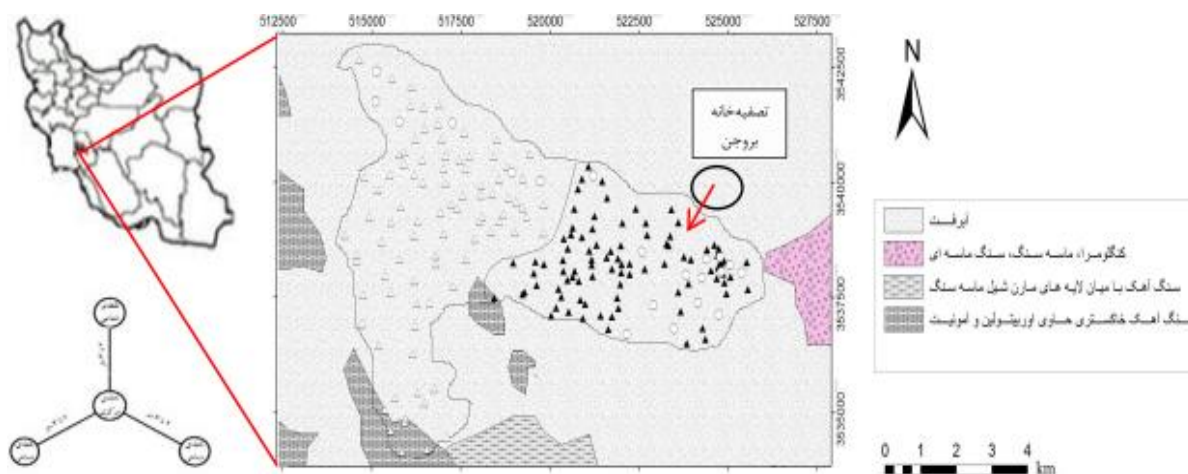
مواد و روش‌ها

دشت بروجن با ۲۳۴۰ هکتار اراضی قابل آبیاری در ناحیه شرقی استان چهارمحال و بختیاری بین طول‌های ۵۱° ۳' تا ۵۱° ۲۵' شرقی و عرض‌های ۵۰° ۳۱' تا ۵۸° ۳۲' شمالی واقع است. بارش سالانه حدود ۲۵۵ میلی‌متر و درجه حرارت سالانه ۱۰/۷ °C است. بخش مرکزی بروجن دارای ۷۰۰۰۰ نفر جمعیت است. از محصولات کشاورزی عمده‌ی این دشت گندم، جو و سیب‌زمینی است. اگر چه زراعت از زمان‌های نامعلوم دور گذشته در این دشت شروع شده، کاربرد کود شیمیایی و آب چاه فقط در پنج دهه‌ی اخیر رواج یافته است. پساب شهری تصفیه‌خانه‌ی بروجن در فصل زراعی به مصرف آبیاری مزارع بخش شرقی دشت می‌رسد. کاربرد پساب در مزارع مجاور تصفیه‌خانه از ۱۵ سال پیش شروع شده است. در موقع نمونه‌برداری (پائیز ۱۳۹۰) مزارع مذکور دارای سابقه‌ی کاربرد پساب بین ۷ تا ۱۴ سال بودند. در فصل غیرزراعی پساب صرف تغذیه‌ی آب زیرزمینی در خارج دشت می‌شود (۱). شکل ۱ موقعیت دشت بروجن را به همراه نقاط نمونه‌برداری نشان می‌دهد.

زمین‌شناسی دشت بروجن-فرادنبه

در این دشت سازندهای زمین‌شناسی تقریباً یکسان است (شکل ۱) و انتظار آلاینده‌ی عناصر کمیاب ناشی از سنگ مادری در این دشت وجود ندارد (۳۳). دو واحد اصلی زمین‌شناسی در دشت بروجن-فرادنبه وجود دارد: واحد کواترنری ۲Qt که بخش عمده‌ای از منطقه مورد مطالعه را تشکیل می‌دهد و بر مبنای نقشه بروجن شامل

آبرفت‌های کناره دشت و تراس‌های جوان و مخروط افکنه‌ها و عمدتاً در مناطق مرتفع‌تر دشت بروجن-فرادنبه و بالای خط تراز ۲۲۰۰ متر قرار دارند (۲۴). واحد ۳Qt که شامل پهنه‌های رسی-سیلانی و آبرفت‌های دشت بوده و با خاک کشاورزی پوشیده شده است. این واحد مناطق مرکزی و پست‌تر دشت را تشکیل می‌دهد و عموماً در ارتفاع کمتر از ۲۲۰۰ متر مشاهده می‌شود.



شکل ۱- موقعیت دشت بروجن-فرادنبه. نقاط نمونه‌برداری از کشاورزی مرسوم با آب چاه (بخش غربی دشت) با مثلث‌های توخالی، نقاط نمونه‌برداری از کشاورزی با پساب (بخش شرقی دشت) با مثلث‌های توپر نشان داده شده و دایره‌های توخالی در دو بخش دشت نقاط مرتعی و بایر هستند. الگوی نمونه‌برداری مرکب از خاک در سمت چپ نشان داده شده است

Figure 1- Position of Boroujen-Faradonbeh plain. Sampling points of irrigation with well water (west part of the plain) has been shown with hollow triangles, sampling points of irrigation with wastewater (east part of the plain) has been shown with filled triangles. Hollow circles in both parts of the plain represent grassland and rangeland points

استفاده از GBC ۹۳۲ Plus)، پی‌اچ، قابلیت هدایت الکتریکی، اکسیژن‌خواهی زیستی و شیمیایی چندین نمونه آب تازه‌ی چاه و پساب به روش انجمن بهداشت عمومی آمریکا تعیین شد (۲). ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی خاک شامل کربنات کلسیم معادل، کربن آلی خاک، بافت خاک، جرم ویژه ظاهری، جرم ویژه حقیقی، پی‌اچ (در عصاره‌ی اشباع) و قابلیت هدایت الکتریکی (در عصاره‌ی اشباع) به روش‌های مرسوم (۱۹ و ۲۵) تعیین شد.

محاسبات شاخص انباشت و شاخص بار آلودگی

از آن جایی که توزیع غلظت کل بعضی عناصر نرمال نبود میانگین هندسی هر متغیر به همراه خلاصه‌ی آماری از نرم‌افزار آماری استخراج شد. میانگین هندسی غلظت کل هر عنصر در ۲۰ نمونه خاک مرتعی میانگین غلظت زمینه‌ای آن عنصر فرض شد. شاخص انباشت هر عنصر (AF) از رابطه‌ی زیر محاسبه شد (۳۰):

$$AF = C_{\text{soil}} / C_{\text{reference}} \quad (۱)$$

نمونه‌برداری و اندازه‌گیری

تعداد ۲۰۰ نمونه‌ی خاک به‌صورت تصادفی از عمق ۰ تا ۲۵ سانتی‌متری برداشت و موقعیت نقاط با جی‌پی‌اس ثبت شد (شکل ۱). هر نمونه خاک از یک نقطه مرکزی و ۳ نقطه در شعاع ۲ تا ۳ متری آن برداشت (شکل ۱) و پس از اختلاط به آزمایشگاه منتقل شد. بیست نمونه از تنها اراضی بایر موجود داخل دشت، ۹۰ نمونه از اراضی تحت زراعت شرق دشت (بروجن-آبیاری با پساب) و ۹۰ نمونه از اراضی تحت زراعت غرب دشت (فرادنبه-آبیاری با آب چاه) بودند. در اراضی بایر دشت، بیشتر به خاطر سوارشدن ثقلی آب آبیاری، اثری از کشاورزی در گذشته دور یا نزدیک مشاهده نمی‌شود. پس از خشکاندن، کوبیدن و غربال نمونه‌های خاک با الک دو میلی‌متری، غلظت کل عناصر کمیاب نیکل (Ni)، کادمیم (Cd)، کرومیم (Cr)، جیوه (Hg)، کبالت (Co) و سرب (Pb) در هر نمونه‌ی پس از هضم در اسید نیتریک ۴ مولار و عصاره‌گیری، با استفاده از دستگاه جذب اتمی GBC ۹۳۲ Plus اندازه‌گیری شد. غلظت کل عناصر کمیاب (با

که در آن، AF شاخص انباشت مربوط به ۶ عنصر کمیاب زیرنویسی شده است. استفاده از PLI یک روش استاندارد برای تخمین آلودگی فلزی و ارزیابی کیفیت محیط زیست، و شروع عملیات اصلاحی در مکان آلوده است (۳). هکنسن (۱۴) طبقه‌بندی زیر را برای انباشت آلودگی هر عنصر پیشنهاد کرده است (جدول زیر، سمت راست). از آنجایی که بار آلودگی تاملینسن خود میانگین هندسی شاخص انباشت چندین عنصر است می‌توان این طبقه‌بندی را برای بار آلودگی نیز به کار برد (جدول زیر، سمت چپ).

دامنه‌ی شاخص بار آلودگی (PLI)		بار آلودگی کل	
Pollution load index		Pollution load	
کمتر از ۱	$1 > PLI$	کم	Low
بین ۱ تا ۳	between 1 & 3	متوسط	Medium
بیشتر از ۳ و کمتر از ۶	$3 < PLI < 6$	زیاد	High

جدول ۱ دیده می‌شود. غلظت همه عناصر در آب چاه و پساب، زیر حدود مجاز ایران و فائو بود. غلظت عناصر نیکل و سرب در پساب بیشتر از غلظت آن‌ها در آب چاه بود ($p < 0.05$). غلظت کادمیم، کرومیم و کبالت در آب چاه و پساب یکسان و هر دو فاقد جیوه بودند. قابلیت هدایت الکتریکی پساب (0.174 dS m^{-1}) اندکی بیشتر از آب چاه (0.168 dS m^{-1}) ولی پ‌های آن ($\text{pH} = 7.40$) اندکی کمتر از آب چاه ($\text{pH} = 7.46$) بود ($p < 0.05$). پساب بر خلاف آب تازه حاوی مقداری کربن آلی ($\text{BOD} = 22 \text{ mg L}^{-1}$ و $\text{COD} = 95$ تا 32 mg L^{-1}) بود که زیر حد مجاز ایران (به ترتیب ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر) است.

که در آن، C_{soil} و $C_{reference}$ به ترتیب نشان دهنده‌ی میانگین هندسی غلظت کل یک عنصر کمیاب (mg kg^{-1}) در خاک تحت کشاورزی و یا تحت آبیاری با پساب به میانگین هندسی غلظت کل همان عنصر در خاک مرجع (یا غلظت زمینه‌ای) است. شاخص بار آلودگی کل تاملینسن (PLI) میانگین هندسی شاخص‌های انباشت تمام عنصر کمیاب سمی به کار رفته در محاسبه است و از رابطه‌ی زیر به دست آمد (۳۰):

$$PLI = \sqrt[6]{AF_{Ni} \cdot AF_{Cr} \cdot AF_{Cd} \cdot AF_{Pb} \cdot AF_{Co} \cdot AF_{Hg}} \quad (2)$$

دامنه‌ی شاخص انباشت عنصر (AF)		شدت انباشت عنصر	
Range of accumulation factor		Accumulation	
کمتر از ۱	$1 > AF$	کم	Low
بین ۱ تا ۳	Between 1 & 3	متوسط	Medium
بیشتر از ۳ و کمتر از ۶	$3 < AF < 6$	زیاد	High

تهیه‌ی نقشه‌ها و محاسبات آماری

برای مقایسه‌ی اثر عملیات کشاورزی و کاربرد پساب بر آلودگی فلزی خاک از تجزیه‌ی واریانس استفاده شد. محاسبات آماری در محیط استاتستیکا ۱۲ انجام شد (۲۷). عملیات تهیه‌ی نقشه‌ی شاخص انباشت هر عنصر و نقشه‌ی بار آلودگی به روش کریجینگ و محاسبه‌ی همبستگی نقشه‌ها در محیط آرک‌جی‌آی‌اس ۹/۳ انجام شد (۱۲).

نتایج و بحث

غلظت عناصر در آب چاه‌ها و پساب مورد استفاده در دشت در

جدول ۱- غلظت کل (mg L^{-1}) عناصر کمیاب آب چاه و پساب مورد استفاده در آبیاری دشت بروجن-فرادیمه و غلظت مجاز هر عنصر
Table 1- Total concentration (mg L^{-1}) of trace elements in well water and wastewater used for irrigation of Boroujen-Faradonbeh plain and allowable concentration for each element.

غلظت مجاز (mg L^{-1})		پساب		آب چاه		عنصر	
استاندارد فائو (۱۳)	استاندارد ایران (۶)	Wastewater		Well freshwater		Trace Element	
FAO limit	Iranian limit						
0.2	2	0.5	b	0.3	a	Ni	نیکل
0.1	.1	0.1	a	0.1	a	Cd	کادمیم
0.1	2	0.3	b	0.2	a	Cr	کرومیم
0.2	-	Negligible	a	Negligible	a	Hg	جیوه
0.5	0.5	0.2	b	0.1	a	Co	کبالت
5	1	0.6	b	0.3	a	Pb	سرب

حروف انگلیسی متفاوت نشان دهنده‌ی تفاوت معنی‌دار میانگین غلظت عنصر در آب چاه و پساب است ($p < 0.05$)

a and b letters indicate a significant difference in the mean concentration between well freshwater and wastewater ($p < 0.05$)

خلاصه‌ی آماری متغیرهای اساسی خاک (په‌اش، قابلیت هدایت الکتریکی، ماده‌ی آلی، کربنات کلسیم، اجزای بافت) در جدول ۲ دیده می‌شود. به‌طور کلی ضریب تغییرات تمام ویژگی‌های اساسی خاک به‌ویژه آن‌هایی که عمدتاً به سنگ مادر مرتبط هستند (شن، کربنات کلسیم معادل) کم بوده و حداکثر به ۱۶ می‌رسد. تغییرات کربن آلی نسبت به بقیه‌ی متغیرها زیادتر است که احتمالاً به‌دلیل افزایش آن ناشی از کاربرد پساب در بخش شرقی دشت است. با این حال

میانگین کربن آلی (۱/۱٪) حاکی از فقر ماده‌ی آلی در این دشت است. کربنات کلسیم خاک از ۱۵ تا ۲۵ متغیر است که نشان می‌دهد بخشی از خاک‌های دشت آهکی به‌شمار می‌آیند (۲۶). با توجه به وجود این تراکم کربنات کلسیم در خاک دشت طبیعی است که پ هاش خاک تنها در دامنه‌ی باریک بازی ۷/۵ تا ۷/۹ تغییر کند (۲۶). بافت خاک عمدتاً در کلاس‌های رسی-سیلتی، و رسی گروه قرار می‌گیرد و سنگین به‌شمار می‌آیند.

جدول ۲- خلاصه آماری متغیرهای پایه‌ی مورد بررسی خاک در دشت بروجن- فرادمبه (n= ۲۰۰)
Table 2- Statistical summary of soil basic variables in Boroujen-Fradombeh plain (n=200)

متغیر Variable	واحد Unit	میانگین Mean	میان Median	۵٪ اول 1 st 5 Percentile	۵٪ آخر Last 5 Percentile	انحراف معیار std	ضریب تغییرات، cv %
رس	%	40.1	40.5	37	43	2.2	5
شن	%	13.8	13.5	10	17	2.2	16
سیلت	%	46.1	46.0	44	48	1.5	3
کربنات کلسیم معادل	%	19.7	19.5	15.5	24	2.8	14
په‌اچ	-	7.7	7.7	7.5	7.9	0.1	2
قابلیت هدایت الکتریکی	dS m ⁻¹	1.1	1.0	0.7	1.8	1.5	3
کربن آلی	g kg ⁻¹	10.9	9.9	5	18	0.4	35

خلاصه‌ی آماری غلظت کل و برآورد غلظت و حد زمینه‌ای عناصر کمیاب در اراضی بایر دشت در جدول ۳ دیده می‌شود. میانگین حسابی و هندسی غلظت‌ها همانند پژوهش سو و ینگ (۲۸) یکسان یا نزدیک بود. از این رو (۷) حد بالای اطمینان میانگین حسابی محاسبه

شد (جدول ۳). به منظور مقایسه، در جدول ۴ میانگین و دامنه‌ی غلظت عناصر کمیاب مورد بررسی در خاک بعضی کشورها، در دنیا، و دامنه‌های حداکثر غلظت مجاز (MAC) و حد اقدام (TAV) در خاک‌های کشاورزی نقل شده است.

جدول ۳- خلاصه‌ی آماری غلظت کل عناصر کمیاب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در اراضی بایر دشت بروجن- فرادمبه (n= ۲۰)
Table 3- Statistical summary of trace elements (mg/kg) in pristine lands of Boroujen-Fradombeh plain (n=200)

نیکل Ni	کادمیم Cd	کروم Cr	جیوه Hg	کوبالت Co	سرب Pb		
						آماره‌های پراکنش غلظت کل Total concentration variation	
0.6	0.04	1.3	0.01	0.5	1.1	Minimum	کمینه
1.6	0.59	1.8	0.26	1.1	2.2	Maximum	بیشینه
35	72	9	62	21	20	cv	ضریب تغییرات
						آماره‌های میانگین غلظت زمینه‌ای انسانی Anthrogenic background mean concentration	
1.1	0.21	1.6	0.12	0.8	1.5	Arithmetic mean	میانگین حسابی
1.1	0.16	1.6	0.09	0.8	1.5	Geometriv mean	میانگین هندسی
						آماره‌های حد بالای غلظت زمینه‌ای انسانی Anthrogenic background concentration upper limit	
1.3	0.28	1.6	0.16	0.9	1.7	95% Upper limit of arithmetic mean	حد ۹۵٪ بالایی میانگین حسابی
2.3	0.68	1.9	0.35	1.4	2.4	Mean +3 times SD	میانگین + ۳ × انحراف معیار

غلظت زمینه‌ای سرب و نیکل در این دشت بسیار کمتر از مقدار تعیین شده برای منطقه‌ی مازندران (۴) بوده ولی غلظت زمینه‌ای کادمیم تقریباً برابر است. بدیهی است این تفاوت‌ها عمدتاً مربوط به تفاوت درجنس سنگ‌های مادری خاک است (۴ و ۳۴). غلظت زمینه‌ای کادمیم در این دشت دو برابر غلظت زمینه‌ای در چین است

ولی نصف میانگین جهانی (0.41 mg kg^{-1}) است (جدول ۴). غلظت زمینه‌ای جیوه اندکی از میانگین جهانی بیشتر است ولی در حد پایین جهانی جای می‌گیرد (جدول ۴). غلظت زمینه‌ای عناصر کمیاب دیگر به مراتب از میانگین جهانی آن‌ها و از میانگین آن‌ها در کشورهای دیگر کمتر است (جدول ۴).

جدول ۴- میانگین و دامنه‌ی غلظت عناصر کمیاب مورد بررسی در خاک بعضی کشورها، در دنیا، و دامنه‌های حداکثر غلظت مجاز (MAC) و حد اقدام (TAV) در خاک‌های کشاورزی. تمام غلظت‌ها به mg kg^{-1} است

Table 4- Mean and range of trace elements in soils in Iran, China and USA, and the ranges of maximum allowable concentration (MAC) and Trigger Action Value (TAV) in agricultural soils. All concentrations in mg kg^{-1}

عنصر Element	ایران (مازندران) Iran- Mazandaran منبع (۴)	چین China منبع (۸)	آمریکا USA منبع (۸)	دنیا World منبع (۱۷: جدول ۲-۳)		
					میانگین هندسی GM	میانگین حسابی AM
TAV*	MAC*	دامنه R	میانگین حسابی AM	میانگین هندسی GM	میانگین حسابی AM	میانگین هندسی GM
نیکل	Ni	45.7	27	23	19	13
کادمیم	Cd	0.23	0.09	0.07	0.41	0.20
کروم	Cr	-	61	54	60	37
جیوه	Hg	-	0.07	0.04	0.07	0.06
کیالت	Co	-	13	11	11.3	6.7
سرب	Pb	34.2	27	24	27	16

*MAC: Maximum Allowable Concentration; TAV: Trigger Action Value; GM: Geometric Mean; AM: Arithmetic Mean; R: Range. Values of MAC and TAV from reference (17): Table 2-9, page 24

مقادیر MAC و TAV به نقل از منبع ۱۷: جدول ۹-۲، صفحه ۲۴

تغییرات غلظت شش عنصر تحت کشاورزی مرسوم (با آب چاه) و کشاورزی با پساب در جدول ۵ با مقادیر نظیر زمینه‌ای مقایسه شده است. کشاورزی مرسوم (آب چاه+ کود و آفت‌کش) غلظت زمینه‌ای نیکل، کادمیم، و به ویژه سرب را افزایش و غلظت زمینه‌ای کرومیم را کاهش داده است ولی تغییری در غلظت زمینه‌ای جیوه و کیالت ایجاد نکرده است. کشاورزی با پساب (+ کود و آفت‌کش) (در مقایسه با اراضی کشاورزی مرسوم) غلظت نیکل، کرومیم، کیالت و به ویژه سرب را افزایش و غلظت کادمیم را کاهش داده است ولی تغییر معنی‌داری در غلظت جیوه ایجاد نکرده است (این مقایسه با شرایط قبلی این اراضی یعنی موقعی که تحت کشاورزی با آب چاه بوده‌اند صورت گرفته است). بیشتر این تغییرات با کاربرد پساب به جای آب چاه در این اراضی توجیه‌پذیر است. جدول ۱ را ببینید که نشان می‌دهد پساب حاوی غلظت‌های بیشتری از این عناصر است.

شاخص انباشت آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های دشت به همراه درصد‌های وقوع هر کلاس انباشت در جدول ۶ نشان داده شده است. درصد‌های وقوع هر کلاس انباشت از روی مشاهدات و بر

اساس تقسیم‌بندی هنکسن (۱۴) محاسبه شده‌اند. میانگین شاخص انباشت عناصر به غیر از کروم (که کمتر از واحد بود) بزرگ‌تر از ۱ بود و بین کمترین (جیوه: $1/22$) تا بیشترین (سرب: $2/65$) تغییر می‌کرد. بیشینه‌ی شاخص انباشت تمام عناصر از نزدیک ۲ تا بیش از ۶ تغییر داشت. خلاصه آماری میانگین شاخص انباشت در این پژوهش شباهت‌هایی را با کار عظیم‌زاده و خادمی (۴) نشان می‌دهد. مثلاً میانگین، بیشینه و ضریب تغییرات انباشت سرب در دو پژوهش بیشترین بین عناصر بوده اگر چه مقادیر میانگین، بیشینه و ضریب تغییرات در کار حاضر بزرگ‌تر هستند. در هر دو پژوهش، شاخص انباشت کمتر از واحد دیده می‌شود. در پژوهش حاضر، به طور مشخص، در ۶۵ درصد نقاط شاخص انباشت کروم کمتر از واحد است. از طرف دیگر، در دشت بروجن-فرادامبه، در ۳۵ درصد نقاط نمونه‌برداری شاخص انباشت سرب شدید (بین ۳ تا ۶) و در ۷ درصد موارد شاخص انباشت کادمیم و کیالت شدید است (جدول ۶) که علت آن را می‌توان به مصرف پساب در این اراضی نسبت داد.

جدول ۵- میانگین هندسی غلظت کل (mg L^{-1}) عناصر کمیاب در اراضی بایر مرتعی، اراضی زراعی آبیاری شده با آب چاه، و اراضی زراعی آبیاری شده با پساب، و تغییر آن تحت عملیات زراعی و کاربرد پساب در دشت بروجن- فرادیمه. n اندازه‌ی نمونه است

Table 5- Geometric mean of total concentration (mg L^{-1}) of trace elements in rabgeland (reference soils), irrigated soils with well water and irrigated soils with wastewater, and their change under agricultural operations and sewage application in Boroujen-Faradonbeh plain. n is samples number

Borujen Fardoonen plain 115 samples number													
خاک‌های آبیاری شده با پساب، Wastewater-irrigated soils (WS) n=90						خاک‌های آبیاری شده با آب چاه Freshwater-irrigated soils (FS) n=90				خاک‌های مرجع، Reference Soils (RS) N=20			
تغییر میانگین		تغییر میانگین		میانگین		تغییر میانگین		میانگین		میانگین غلظت		عنصر	
نسبت به خاک		نسبت به خاک		هندسی		نسبت به خاک		هندسی غلظت		زمینه‌ای		Element	
آبیاری شده با آب		مرجع		غلظت		مرجع		GM		Mean baseline			
چاه		Change of		GM		Change of				concentration			
Change of		mean to RS				mean to RS							
mean to FS													
%		مقدار				%		مقدار					
+23	+0.3	+36	+0.5	1.63	c	+18	+0.2	1.3	b	1.13	a	Ni	نیکل
-18	-0.04	+13	+0.02	0.18	a	+38	+0.6	0.22	b	0.16	a	Cd	کادمیم
+44	+0.53	+9	+0.14	1.73	c	-25	-0.4	1.2	b	1.56	a	Cr	کروم
-30	-0.03	-22	-0.02	0.07	a	+25	+0.1	0.1	a	0.09	a	Hg	جیوه
+64	+0.58	+۸۵	+0.73	1.48	b	+13	+0.1	0.9	a	0.8	a	Co	کبالت
+115	+2.77	+270	+4.13	5.39	c	+67	+1.0	2.5	b	1.52	a	Pb	سرب

حروف انگلیسی متفاوت در هر سطر نشان‌دهنده‌ی تفاوت معنی‌دار میانگین غلظت عناصر در سه نوع اراضی است ($p < 0.05$)

Differring English letters in each row indicate a significant difference in the mean concentration in three of landuse ($p < 0.5$)

GM: geometric mean

سرب (از $1/9$ به $3/7$) و کبالت (از $1/2$ به $1/9$) را افزایش ولی انباشت کادمیم را از $1/7$ به $1/3$ کاهش داده است (با توجه به این که اراضی زیر پساب فعلی قبلاً تحت کشاورزی مرسوم بوده‌اند اثر پساب بر انباشت نسبت به اراضی تحت کشاورزی مرسوم مقایسه شده است). در مقایسه با کشاورزی مرسوم، اثر کاربرد پساب بر انباشت سرب بسیار شدید و بر انباشت کبالت و نیکل نسبتاً شدید بوده است. کشاورزی با پساب اثری بر انباشت جیوه نداشته است.

اثر کشاورزی مرسوم (با آب چاه) و با پساب بر شاخص‌های انباشت عناصر مورد بررسی در شکل ۲ مقایسه شده است ($\alpha = 0.05$). کشاورزی مرسوم (آب چاه + کود و آفت کش) انباشت کادمیم و سرب در خاک را به ترتیب به $1/7$ و $1/9$ افزایش داده ($p < 0.05$)، تمایل به افزایش کبالت، نیکل و جیوه‌ی از واحد به $1/2$ خاک داشته ولی انباشت کروم را از واحد به $0/8$ کاهش داده است ($p > 0.05$). کاربرد پساب انباشت نیکل (از $1/2$ به $1/6$)، کروم (از $0/8$ به $1/2$) و به ویژه

جدول ۶- خلاصه‌ی آماری مشاهدات شاخص انباشت (AF) و درصد‌های وقوع کلاس‌های انباشت عناصر کمیاب در دشت بروجن- فرادیمه

Table 6- Statistical Summary of observed Accumulation Factor (AF) for trace elements and their percentages of occurrence in Boroujen-Faradonbeh plain

عنصر Element	میانگین Mean	کمینه Minimum	بیشینه Maximum	ضریب تغییرات، CV %	انباشت کم Low AF AF < 1	انباشت متوسط Medium AF 3 > AF ≥ 1 %	انباشت شدید High AF 6 > AF ≥ 3
Ni نیکل	1.42	0.53	2.73	30	14.5	85.5	—
Cd کادمیم	1.48	0.19	3.68	57	32.5	60.5	7.0
Cr کروم	0.68	0.59	1.89	31	65.0	35.0	—
Hg جیوه	1.22	0.11	3.09	64	44.0	54.5	0.5
Co کبالت	1.51	0.21	3.44	43	13.5	80.0	6.5
Pb سرب	2.65	0.48	6.63	55	17.5	47.5	35.0

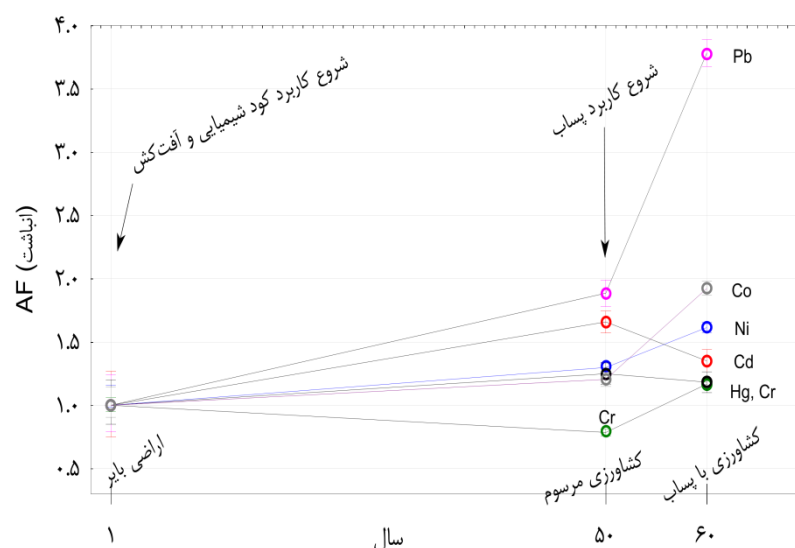
Number of samples: 200 ; AF: accumulation factor

اندازه‌ی نمونه: ۲۰۰

سال گزارش کردند. طبق گزارش خان و همکاران (۱۸)، پس از ۵۰ سال آبیاری خاک با پساب شهری بیشترین و کمترین شاخص انباشت به ترتیب مربوط به کادمیم (۴/۸) و کرومیم (۳/۰) بود. انباشت آلاینده‌ها در خاک به فرآیندهایی نظیر جذب سطحی، آشوبی و اتصال به مواد آلی و برداشت توسط گیاه بستگی دارد (۱۵ و ۲۲). با این حال، غلظت پساب علت اصلی تغییرات مثبت یا منفی شاخص انباشت در گزارشات مختلف است. با توجه به این که که پساب حاوی غلظت بیشتری از سرب، کبالت، نیکل و کروم است، افزایش انباشت این فلزات بی جهت نیست. اما کاهش انباشت کادمیم و جیوه در خاک در حالی که آب تازه و پساب غلظت‌های یکسانی از این دو در بردارند ممکن است به برداشت گیاهی نسبت داده شود. اگرچه انباشت فلزات کمیاب در خاک مستقیماً خطری آن‌چنانی متوجه انسان نمی‌کند، اما آشوبی به آب زیرزمینی (۱۵)، وزش باد و غبارخیزی و مهم‌تر از همه جذب به بافت خوراکی گیاه (۲۲ و ۵) می‌تواند خطرناک باشد.

تحت کشاورزی مرسوم در این دشت، تمام عناصر به غیر از کروم انباشتگی متوسطی را (شاخص بین ۱ تا ۳) نشان می‌دهند (۱۴). باید توجه داشت که مصرف کود شیمیایی و آفت‌کش در این دشت در حدود ۵ دهه‌ی پیش شروع شده است و تغییرات انباشتگی در این محدوده‌ی زمانی رخ داده است. جایگزینی پساب به جای آب تازه در این دشت از ۱۵ تا ۷ سال پیش شروع شده است و تغییرات در انباشت عناصر ناشی از آن در عرض ۱۰ سال (به طور متوسط) روی داده است. شیب خطوط در دو مقطع زمانی نشان‌دهنده‌ی نرخ افزایش یا کاهش شاخص انباشت عناصر تحت هر یک از این دو شرایط است (شکل ۲). شیب (یا نرخ) افزایش شاخص سرب، کبالت، نیکل، و کروم و نرخ کاهش شاخص کادمیم تحت آبیاری با پساب بزرگ‌تر از نرخ‌های نظیر تحت کشاورزی مرسوم است.

چن و همکاران (۱۰) انباشت متوسط کادمیم و سرب و انباشت بسیار زیاد (مقادیر بزرگتر از ۳) کرومیم و نیکل را در خاک، پس از ۵۰

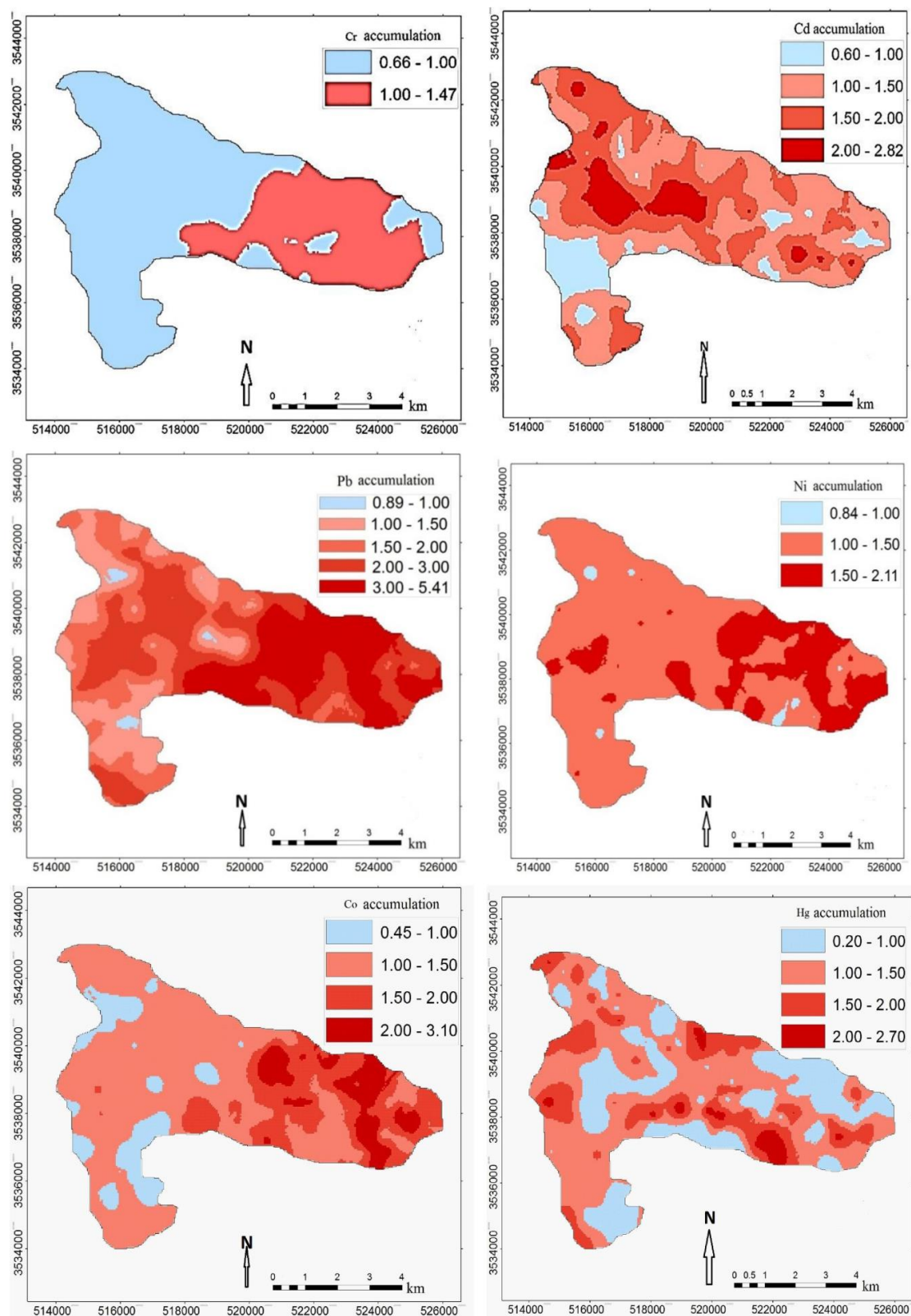


شکل ۲- اثر کشاورزی بر انباشت عناصر کمیاب سمی در دشت بروجن- فرادامبه. میله‌های خط $\pm$ یک خطای معیار را نشان می‌دهند
Figure 2- Effect of agriculture on accumulation of toxic trace elements in Borojen- Faradombeh plain. Vertical bars indicate one standard error

است که حاکی از نقش زیان‌بار پساب است؛ [۲] هر عنصر درصدی از دشت را با انباشت متوسط (کروم حدود یک سوم دشت تا نیکل ۹۹ درصد مساحت دشت) پوشانده است. انباشت متوسط عناصر عمدتاً در محدوده‌ی ۱-۲ قرار می‌گیرد، پس همه‌ی عناصر کمیاب مورد بحث حداقل در انباشت آلودگی در یک سوم خاک زراعی دشت نقش داشته‌اند؛ [۳] تنها عنصر با انباشت شدید سرب است.

در حالی که تحلیل آماری فوق اثرات کشاورزی و یا پساب را بر غلظت زمینه‌ای عناصر نشان داد. بعضی جنبه‌های دیگر انباشت مانند محل رخداد و درصد پوشش در دشت را فقط می‌توان با پهنه‌بندی شاخص‌های انباشت نمایش داد. پهنه‌بندی شاخص انباشت شش عنصر در خاک دشت در شکل ۳ نمایش داده شده و درصد پوشش پهنه‌ها در جدول ۷ خلاصه شده است.

از شکل ۳ و جدول ۷ استنباط می‌شود: [۱] انباشت شدیدتر کروم، نیکل، سرب و کبالت در مقایسه با بخش غربی در شکل ۳ آشکار



شکل ۳- توزیع شاخص انباشت عناصر کمیاب در دشت بروجن- فرادمبه
Figure 3- Distribution of accumulation index in Boroujen-Faradombeh plain

جدول ۷- درصد پوششی پهنه‌های شاخص انباشت عناصر کمیاب در دشت بروجن - فرادامبه

Table 7- The area coverage (%) of accumulation factor of trace elements in Boroujen-Faradombeh plain

انباشت شدید	مجموع انباشت متوسط	انباشت متوسط		عدم انباشت	عنصر کمیاب	
High accumulation	Medium accumulation	Medium accumulation		No accumulation	Trace element	
3≤AF≤5	1≤AF≤3	2<AF≤3	1<AF<2	AF≤1		
	98.9	0.1	98.8	1.1	Ni	نیکل
	89.9	9.8	80.1	10.1	Cd	کادمیم
	32.2	--	32.2	67.8	Cr	کروم
	71.3	2.7	68.5	28.8	Hg	جیوه
	89.1	8.9	80.2	10.9	Co	کبالت
24.3	75.7	34.1	40.6	1.1	Pb	سرب

جدول ۸- هم‌بستگی داده‌های مشاهده‌ای انباشت و نقشه‌های شاخص انباشت عناصر کمیاب با یکدیگر در دشت بروجن - فرادامبه

Table 8- The correlation of observed accumulation factors and the correlation of accumulation factor maps of trace elements in Boroujen-Faradombeh plain

In Dordajeh Paradoxben plain													
نقشه‌ها					مشاهدات (n= ۲۰۰)								
Maps					Observations (n= 200)								
				-0.40	Cd	کادمیم				-0.60	Cd	کادمیم	
			-0.15	0.54	Cr	کروم			-0.11	0.44*	Cr	کروم	
		0.79*	-0.18	0.73	Pb	سرب		0.61*	-0.12	0.61*	Pb	سرب	
	-0.19	0.11	-0.17	-0.15	Hg	جیوه	-0.50	-0.30	-0.12	-0.30	Hg	جیوه	
-0.24	0.90*	0.75*	-0.15	0.72	Co	کبالت	-0.18	0.83*	0.54*	-0.9	0.60*	Co	کبالت
Hg	Pb	Cr	Cd	Ni			Hg	Pb	Cr	Cd	Ni		
جیوه	سرب	کروم	کادمیم	نیکل			جیوه	سرب	کروم	کادمیم	نیکل		

*معنی‌دار در $\alpha = 0.05$. n اندازه‌ی نمونه است*Significant at $\alpha = 0.05$, n is sample size

کبالت و سرب بوده و از طرف دیگر شاخص‌های انباشت کادمیم و جیوه با شاخص انباشت هیچ یک از عناصر دیگر هم‌بستگی ندارند. در جدول ۹ خلاصه‌ی آماری مشاهدات بار آلودگی کل در دشت به تفکیک سه نوع اراضی آمده است. میانگین بار آلودگی همان‌طور که انتظار می‌رود برابر واحد بوده و در محدوده‌ی باریکی تغییر می‌کند. میانگین بار آلودگی تحت کشاورزی بزرگ‌تر از واحد بوده و تحت کشاورزی با پساب بزرگ‌ترین است. بار آلودگی در دشت از ۰/۶۹ تا ۲/۵ متغیر است. کمترین بار آلودگی ($PLI=0/69$) در اراضی بایر یا کشاورزی قرار داشته و بیشینه‌ی بار آلودگی ($PLI=2/49$) در اراضی تحت کاربرد پساب واقع است (جدول ۹). میانگین‌ها، کمینه‌ها، بیشینه‌ها، انحراف معیار و ضریب تغییرات بار آلودگی تحت کشاورزی با پساب بزرگ‌تر از مقادیر نظیر تحت کشاورزی مرسوم و تحت کشاورزی مرسوم بزرگ‌تر از مقادیر نظیر در اراضی بایر است (جدول ۹). چولگی مقادیر بار آلودگی در هر سه نوع اراضی مانند نتایج دیگران از جمله منبع (۳) مثبت است.

این عنصر حدود سه‌چهارم دشت را با انباشت متوسط پوشانده است، انباشت شدید سرب در بخش شرقی رخ داده که حدود یک‌چهارم دشت را می‌پوشاند. پس احتمالاً پساب در این انباشت شدید دخیل بوده است؛ [۴] در برخی نقاط دشت عدم انباشت عناصر مشاهده می‌شود. کمترین پوشش عدم انباشت مربوط به نیکل و سرب به اندازه‌ی ۱٪ بود. معلوم نیست این مقدار ناشی از خطای نقشه‌کشی نباشد ولی در هر صورت اهمیت عملی ندارد. بیشترین درصد پوشش عدم انباشت مربوط به کروم (۶۸٪) و جیوه (۲۹٪) است که هم در بخش شرقی و هم در بخش غربی دشت واقع است. عدم انباشت کروم به ویژه در بخش دشت غربی دشت کاملاً مشخص است. این نتایج با نتایج ارائه شده در جدول ۶ که حاصل تحلیل اماری کلاسیک بود همخوانی دارد اگر چه تفاوت‌هایی هم دیده می‌شود که خود ناشی از تعدیل ارقام در اثر درون‌یابی و پهنه‌بندی است. در عین حال، نتایج این بخش نقش پهنه‌بندی را در مقایسه با نتایج محدودتر حاصل از امار کلاسیک آشکار می‌سازد. وجود هم‌بستگی معنی‌دار بین شاخص انباشت سرب، کبالت، نیکل و کروم (جدول ۸) نیز تأکیدی بر توزیع مشابه شاخص این عناصر در این دشت است. قوی‌ترین هم‌بستگی بین انباشت

جدول ۹- خلاصه‌ی آماری بار آلودگی کل در دشت بروجن- فرادمبه

Table 9- Statistical summary of the total pollution load in Boroujen-Faradombeh plain

تیمار خاک Soil treatment	میانگین هندسی Heometric mean	انحراف معیار SD	کمینه Min	بیشینه Max	۵٪ اول 1 st 5% percentile	۵٪ آخر Last 5% percentile	ضریب تغییرات، CV %	چولگی Skewness
خاک بایر- مرجع Uncultivated-referenc	1.00	0.20	0.70	1.38	0.73	1.36	19	0.8
خاک آبیاری شده با آب چاه Irrigated with freshwater	1.17	0.26	0.69	1.81	0.77	1.60	22	0.9
خاک آبیاری شده با پساب Irrigated with wastewater	1.46	0.36	0.80	2.49	0.98	2.29	24	0.6
خاک تمام دشت All plain	1.27	0.35	0.69	2.49	0.80	1.92	27	0.7

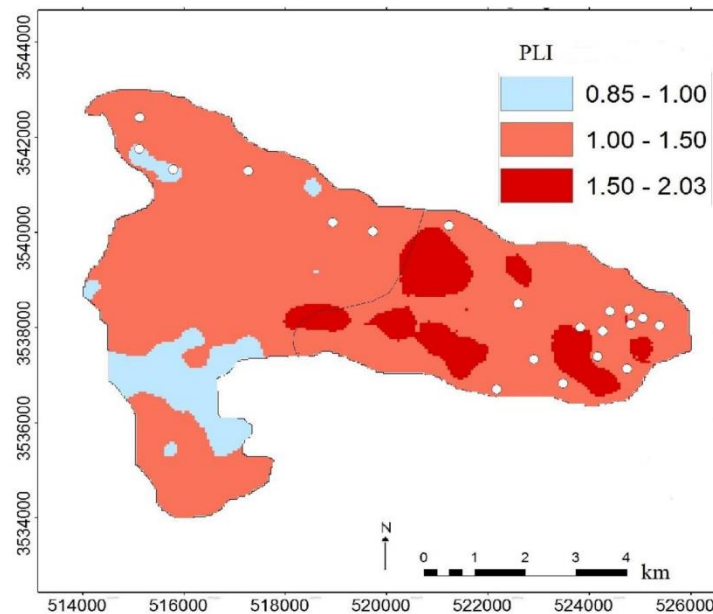
با پهنه‌بندی شاخص بار آلودگی کل عناصر در خاک دشت می‌توان به جنبه‌های دیگری از توزیع آلودگی عنصری پی برد. پهنه‌بندی شاخص بار آلودگی در شکل ۴ نمایش داده شده و در جدول ۱۰ خلاصه شده است. بار آلودگی کل عناصر کمیاب سمی در دشت از ۰/۸۵ تا حدود ۲ متغیر است (شکل ۴). حدود ۸ درصد مساحت دشت دارای آلودگی عنصری کم (بار آلودگی بین ۰/۸۵ تا ۱) است که در بخش غربی دشت واقع است. حدود ۹۲ درصد مساحت مانده در ابتدای محدوده‌ی آلودگی متوسط (بار آلودگی: ۱ تا ۲) قرار می‌گیرد. آلوده‌ترین اراضی (بار آلودگی: ۱/۵ تا ۲) تقریباً تماماً در بخش شرقی دشت قرار گرفته و حدود ۱۵ درصد مساحت را اشغال کرده است (جدول ۸). این نتایج هم حاکی از اثرات کاربرد پساب در آلودگی خاک‌های این دشت است. در مقایسه با منطقه‌ی مازندران (۴) درصد مساحت با بار آلودگی کم در این دشت بسیار بیشتر است که بی‌ربط به کاربرد پساب نیست ولی در عین حال حداکثر بار آلودگی در این دشت از حداکثر ۳/۵ در مازندران کمتر است. با توجه به نبود مراکز صنعتی در این دشت مقدار بار آلودگی در آن قابل توجیه است. ولی اگر کاربرد کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها که از چند دهه‌ی پیش آغاز شده و کاربرد پساب که در دو دهه‌ی اخیر شروع شده ادامه یابد باید انتظار داشت انباشت و بار آلودگی عناصر کمیاب از سطح حاضر

فراتر رود، به ویژه آن که افزایش جمعیت با تولید پساب بیشتر و آلودگی گازی نیوار نرخ آلودگی را هم افزایش خواهد داد. شاخص بار آلودگی می‌تواند عمدتاً متأثر از یک یا چند فلز و نه همه‌ی فلزات باشد (۳) زیرا آلودگی در یک مکان معمولاً به واسطه‌ی وجود تعداد کمی آلاینده در غلظت‌های بیشتر است. به منظور تشخیص مؤثرترین عنصر بر آلودگی عنصری (۳) دشت بروجن- فرادنبه هم‌بستگی مشاهدات و نقشه‌های شاخص‌های انباشت به ترتیب با مشاهدات و نقشه بار آلودگی کل در جدول ۱۱ آورده شده است. قدرت هم‌بستگی مشاهدات و نقشه‌ها با بار کل از روند کلی و تقریباً یکسانی پیروی می‌کنند و هم‌بستگی نقشه‌ها از هم‌بستگی مشاهدات مقداری بیشتر به نظر می‌رسد. قوی‌ترین هم‌بستگی بین سرب و بار کل دیده می‌شود و هم‌بستگی کبالت، نیکل و کروم با بار کل نسبتاً قوی تا قوی است و در مقابل هم‌بستگی کادمیم و جیوه با بار کل ضعیف به نظر می‌رسد. بنابراین، مؤثرترین عناصر در آلودگی این دشت سرب، کبالت، نیکل و کروم هستند. کادمیم که عنصر جانبی بسیاری از کودهای فسفردار است (۱۷) و جیوه که به ویژه در قارچ‌کش‌ها دیده می‌شود (۱۷) در حال حاضر کمترین سهم را در آلودگی دشت دارند.

جدول ۱۰- درصد پوشش پهنه‌های شاخص بار آلودگی کل در دشت بروجن- فرادمبه

Table 10- The coverage (%) of total pollution load index in Boroujen-Faradombeh plain

شدت آلودگی Pollution load	آلودگی کم Low	آلودگی متوسط medium	آلودگی متوسط medium	آلودگی متوسط medium	مجموع آلودگی متوسط Total medium
درصد Percentage	8.2	76.3	15.4	0.4	91.8



شکل ۴- توزیع شاخص بار آلودگی در دشت بروجن-فرادنبه. دایره‌های توخالی محل نمونه‌برداری از خاک‌های بایر را نشان می‌دهند
Figure 4- Distribution of pollution load index in Boroujen-Faradombek plain. Hollow circles indicate sampling locations of rangeland soils

جدول ۱۱- هم‌بستگی بار آلودگی کل (PLI) با شاخص انباشت عناصر کمیاب در دشت بروجن- فرادنبه

Table 11- The correlation of total pollution load (PLI) with accumulation factor (AF) of trace elements in Boroujen-Faradombek plain

عنصر	سرب	کبالت	نیکل	کروم	کادمیم	جیوه
Trace element	Pb	Co	Ni	Cr	Cd	Hg
هم‌بستگی مشاهدات Correlation of observations	0.69	0.60	0.54	0.48	0.22	0.43
هم‌بستگی نقشه‌ها Correlation of maps	0.78	0.76	0.67	0.63	0.26	0.19

نتیجه‌گیری

غلظت زمینه‌ای نیکل، کادمیم، کرومیوم، جیوه، کبالت، سرب (به ترتیب ۱/۱۳، ۰/۱۶، ۱/۵۶، ۰/۰۹، ۰/۰۸۰، و ۱/۵۲ میلی‌گرم بر گرم) عموماً از میانگین غلظت جهانی، امریکا و چین کمتر است. کشاورزی مرسوم (آب‌چاه+ کود و آفت‌کش) و کشاورزی با پساب شهری (+کود و آفت‌کش) غلظت چندین عنصر در خاک را افزایش داده است. کشاورزی مرسوم انباشت کادمیم و سرب در خاک را افزایش داده، تمایل به افزایش کبالت، نیکل و جیوه داشته ولی انباشت کروم را کاهش داده است. کاربرد پساب شهری انباشت نیکل، کروم و به ویژه سرب و کبالت را افزایش ولی انباشت کادمیم را کاهش داده است.

در حال حاضر، عمده‌ی مساحت دشت (حدود ۹۲ درصد) در محدوده‌ی آلودگی متوسط (بار آلودگی: ۱ تا ۲) قرار می‌گیرد. این نتیجه حاکی از اثرات کشاورزی به طور کلی بر آلودگی خاک‌های این

دشت است. آلوده‌ترین اراضی (بار آلودگی: ۱/۵ تا ۲) تقریباً تماماً در بخش شرقی دشت قرار گرفته و حدود ۱۵ درصد مساحت را اشغال کرده است. از طرف دیگر، حدود ۸ درصد مساحت دشت دارای آلودگی عنصری کم (بار آلودگی بین ۰/۸۵ تا ۱) است که در بخش غربی دشت واقع است. این دو نتیجه حاکی از اثر آلاینده‌ی کشاورزی با پساب بر خاک‌های این دشت است.

کشاورزی به روال مرسوم حاضر و کاربرد پساب هر دو خاک‌های دشت را آلوده می‌سازد. نرخ انباشت عناصر و افزایش آلودگی تحت کشاورزی مرسوم بزرگ‌تر از نرخ انباشت عناصر و افزایش آلودگی تحت کشاورزی با پساب است.

این ارقام تا ابتدای سال ۱۳۹۱ اعتبار داشته و با توجه به روند موجود وضعیت آلودگی عنصری تشدید خواهد شد. زیرا، با ادامه‌ی کاربرد کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها که از چند دهه‌ی پیش آغاز شده و کاربرد پساب که در ۱۵ سال اخیر شروع شده باید انتظار داشت

انباشت و بار آلودگی عناصر کمیاب از سطح حاضر فراتر رود، به ویژه آن که افزایش جمعیت بروجن با تولید پساب بیشتر و آلوده‌سازی گازی نیوار نرخ آلودگی را هم افزایش خواهد داد. آلودگی خاک منجر به آلودگی محصولات زراعی، گوشت، لبنیات تولید شده در دشت و نیز آلودگی آب‌های زیرزمینی خواهد شد. ضمناً، غبار ناشی از وزش باد در دشت محتوی عناصر سمی بیشتری خواهد بود.

منابع

- 1- Ahmadzadeh S. 2012. The concentration and distribution of some heavy metals in plain Borujen-Faradonbeh: The effect of usage the sewage on distribution in soil and tissue concentrations of some crops. Master's Thesis. Department of Soil Science, University of Shahrekord. 130 pp.
- 2- American Public Health Association. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd edition.
- 3- Angulo E. 1996. The Tomlinson pollution load index applied to heavy metal, mussel-watch data: a useful index to assess coastal pollution. *The Science of the Total Environment*, 187:19-56.
- 4- Azimzadeh B., and Khademi H. 2013. Stimate of baceline concentration for assessment of some heavy metals pollution in surface soils in part of mazandaran province. *Journal of Soil and Water of Mashhad*. 27(3): 548-559.
- 5- Beigi H., and Banitalebi G. 2013. Effect of 23 years surface irrigation with urban sewage on accumulation Some of heavy metal in soil, Transfer to the wheat and corn beans and related health risks. *Journal of Soil and Water of Mashhad*, 27(3): 570-580.
- 6- Bahrampour T., Fallahnosratabad A., Shiri M., and Sarvimoghanlou V. 2013. Study of the status of heavy metals (lead, cadmium and nickel) in the moghan soils. *Journal of Soil management and sustainable production*, 3(1):243-249.
- 7- Breckenridge R.P., and Crockett A.B. 1998. Determination of inorganic in soils and sediments at hazardous waste sites. *Environmental Monitoring & Assessment*, 51:621-656.
- 8- Chen J., Wie F., Wu Y., and Adriano D. 1991. Background concentrations of elements in soils of China. *Water air and Soil Pollution*, 57-58:699-712.
- 9- Chen M., Lena Q., Ma C., Hoogeweg G., and Harris W.G. 2001. Arsenic Background concentrations in Florida, U.S.A. surface Soils: Determination and interpretation. *Environmental Forensics*, 2:117 – 126.
- 10- Chen Z-F., Zhao Y., Zhu Y., Yang X., Qiao J., Tianc Q., and Zhang Q. 2010. Health risks of heavy metals in sewage-irrigated soils and edible seeds in Langfang of Hebei province, China. *Journal of Science Food and Agriculture*, 90(2): 314-320.
- 11- De Temmerman L., Vanongeval L., Boon W., Hoenig M., and Geypens M. 2003. Heavy metal content of arable soils in northern Belgium. *Water, Air and Soil pollution*, 148:61-76.
- 12- ESRI Inc. 2008. ArcMapTM. Version 9.3. www.esri.com.
- 13- FAO/WHO.1984. List of contaminants and their maximum levels in foods. Codex Alimentarius Commission. Available at <http://www.codexalimentarius.org>. visited on 10 November 2012.
- 14- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research*, 14:975-1001.
- 15- Huang P.M., and Iskandar I.K. 2000. Soils and groundwater pollution and remediation. Lewis Publishers. Washington DC 386 pages.
- 16- Iran Environmental Protection Organization. 1999. Privacy and environmental standards. environmental protection agency publications. 350 pp.
- 17- Kabata-Pendias A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants. 4th edition. CRC Press.
- 18- Khan S., Cao Q., Zheng Y.M., Huang Y.Z., and Zhu Y.G. 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 152:686-692.
- 19- Klute A. (Ed.). 1986. Methods of Soil Analysis, Part 1. 2nd edition. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI.
- 20- Maas S., Scheifler R., Benslama M., Crini N., Lucot E., Brahmia Z., Benyacoub S., and Giraudoux P. 2010. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*, 158:2294-2301.
- 21- Mirsal I. 2004. Soil Pollution. Springer, 252 pages.
- 22- Moradmam M., and Beigi H. 2009. Treated municipal filtered wastewater irrigation effect on pb and Ni disribuition in the organ of green pepper. *Journal of Iran Water Research*, 3(5):63-70.
- 23- Moradmam M., and Beigi Harchegani H. 2011. Treated municipal wastewater irrigation effect on lead content and health risks of nickel in soil and pepper in Shahrekord, Iran. *Desalination and Water Treatment*, 28(1-3):42-45.
- 24- Sedaghat M. A. 1999. Geology map of Boroujen, scale 1:100000. Iran geology organization.
- 25- Sparks D.L. (Ed.). 1996. Methods of Soil Analysis, Part 3. American Society of Agronomy and Soil Science

- Society of America, Madison, WI.
- 26- Sparks D.L. 2003. Environmental Soil Chemistry, 2nd edition. Academic Press.
- 27- StatSoft Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system). Version 12. www.statsoft.com.
- 28- Su Y., and Yang R. 2008. Background concentrations of elements in surface soils and their changes as affected by agriculture use in the desert-oasis Ecotone in the middle of Heihe River Basin, North-West China. *Journal of Geochemical Exploration*, 98:57–64.
- 29- Taghipour M., Khademi H., and Ayoubi S.H. 2010. Spatial variation of the concentration of Pb and Zn in surface soil and its relation with parent material and use type in part of hamedan province. *Journal of Soil and Water (Agriculture s Science and Industry)*, 24(1): 132-144.
- 30- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Hariss C.R., and Jeffrey D.W. 1980. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgol. Meeresunters*, 55:566-575.
- 31- Tume E., Bech J., Longan L., Tume L., Reverter F. and Sepulveda B. 2006. Trace elements in natural surface soils in Saint Climent (Catalonia, Spain). *Ecological Engineering*, 27:145–152.
- 32- Yan X., Zhang F., Gao D., Zeng C., Xiang W., and Zhang M. 2013. Accumulations of Heavy Metals in Roadside Soils Close to Zhaling, Eling and Nam Co Lakes in the Tibetan Plateau. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10:2384-2400.
- 33- Zahedi M., and Samadani M. 1976. Geology map of riz & lenjan, scale 1:100000. Iran geology organization.
- 34- Zhang X.P., Deng W., and Yang X.M. 2002. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China. *Journal of Asian Earth Sciences*, 21:167–174.



Estimation of Baseline Concentration of Some Trace Elements and the Effect of Farming Practices on the Distribution of Accumulation and Pollution Loading Indices in the Soil of Boroujen-Faradonbeh Plain

H. Beigi Harchegani^{*1}- S. Ahmadzadeh²- S. Heshmati³

Received: 25-12-2013

Accepted: 27-10-2014

Introduction: Soil pollution, i.e. elevated concentration of undesirable organic and inorganic matter such as trace elements higher than natural background concentration can be a consequence of indirect or intentional human activities. Evaluation of the effect of the agricultural operations and particularly using the wastewater on soil trace element concentrations is useful and required to manage the land and reduce the health risks of the food products. The aims of this study were: [1] The estimation of the mean concentration and max limit of the background concentration for Cd, Cr, Ni, Pb, Co and Hg in the surface soil samples of Boroujen-Faradonbeh plain; and [2] Evaluation of the effect of agricultural operation and farming by non-conventional water on background concentration and on accumulation, distribution and pollution load of the soil of this plain.

Materials and Methods: Boroujen-Faradonbeh is an agricultural plain located in the Chaharmahal and Bakhtiari mountainous province of Iran. Two hundred surface soil samples (0-20 cm) were taken from three types of land: never-uncultivated soil (20 samples), freshwater-irrigated (90 samples) and wastewater-irrigated (90 samples) soils. The total sampled area was about 2340 hectares. The exact position of the samples were recorded using a GPS device. The total concentrations of Pb, Co, Ni, Cd, Cr and Hg in the samples, and the background and upper limit concentrations were determined. In addition, pollution loading index (PLI) for the whole plain determined and delineated. To separate the affects of agricultural practices and wastewater application the analysis of variance of StatSoft Statistica 12 was used. Mapping, and related operations were conducted inside ArcGIS 9.3.

Results and Discussion: Background concentrations of Ni, Cd, Cr, Hg, Co, and Pb, were determined as 1.13, 0.16, 1.56, 0.09, 0.80, and 1.52 mg/kg, respectively; while upper limit concentrations for the mentioned trace elements were respectively 1.3, 0.28, 1.6, 0.16, 0.9, 1.7 mg/kg. Conventional farming (application of fertilizer but not wastewater) increased the soil accumulation factor of Cd and Pb to 1.7 and 1.9 ($p<0.05$), respectively, but reduced the accumulation factor of Cr from the unit to 0.8 ($p<0.05$). Wastewater application increased the accumulation factor of Ni and Cr (from 1.2 to 1.6 and from 0.8 to 1.2, respectively), and especially Pb and Co accumulation factor from 1.9 to 3.7 and from 1.2 to 1.9, respectively, while the accumulation factor of Cd was reduced from 1.7 to 1.3. About 8% of plain's area, located in the western part where no wastewater is used, had a low pollution loading index between 0.85 and 1 while the remainder of the plain's area, mostly located in the eastern part of the plain where both fertilizer and wastewater is applied, had a moderate pollution loading index of 1 to 2. The most polluted part of the plain with a loading index from 1.5 to 2 that covered 15% of the plain's area was in the eastern part of the plain, where wastewater is most available. Overall, wastewater application in this area led to increase the accumulation factors and higher pollution loading indices. However, the risks of conventional practices of fertilizer and pesticide use, though smaller, existed.

Conclusions: In this study, about 92% of this plain was placed in the moderate pollution class (pollution load: 1 to :2). Most polluted farms were in eastern part of the plain where wastewater was used for irrigation. It is expected that the accumulation and pollution load of trace elements in this plain will exceed the current level given that the practice of using wastewater on the farms will not stop.. Soil pollution leads to the polluted meat and dairy products produced in the plain and the pollution of groundwater. In addition, wind dust in this plain contains toxin elements which is another concern. This points to detrimental effect of farming and wastewater

1, 2 and 3- Assistant Professor and Former M.Sc. Students, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Shahrekord, Shahrekord, Respectively

(*- Corresponding Author Email: beigi.habib@gmail.com)

application on soils. Current farming practices including the use of chemical fertilizers, pesticides and wastewater, coupled with increased population, will lead to more unfavorable conditions of trace metal pollution in the Boroujen-Faradonbeh plain.

Keywords: Conventional farming, Fertilizers, Pollution, Trace elements, Wastewater application

تأثیر بیوچارهای مختلف و مواد اولیه آن‌ها بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک و عناصر غذایی با گذشت زمان در یک خاک آهکی

مجید فروهر^۱ - رضا خراسانی^{۲*} - امیر فتوت^۳ - حسین شریعتمداری^۴ - کاظم خاوازی^۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۵/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۹/۲۷

چکیده

تبدیل مواد آلی به بیوچار و مصرف آن در خاک، راهکار نوینی است برای تغییر جهت و هدایت "انقلاب سبز" به سمت داشتن "اکوسیستم‌های زراعی پایدار". برای بهره‌مندی از مزایای بیوچار و مشخص کردن محدودیت‌های احتمالی کاربرد آن در خاک‌های کشورمان، بررسی اثر انواع بیوچارها از جنبه‌های مختلف ضروری است. در همین راستا در تحقیقی که به صورت اسپلیت پلات در زمان در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام شد، تأثیر مصرف سه نوع بیوچار مختلف بر pH، شوری و مقدار قابل استفاده فسفر و پتاسیم خاک در مقایسه با مواد اولیه آن‌ها، مورد بررسی قرار گرفت. تیمارهای آزمایش عبارت بودند از: کمپوست زباله شهری، لجن فاضلاب، کود گاوی و بیوچارهای آن‌ها. پس از اعمال تیمارها (بر اساس مصرف وزن های یکسان کربن آلی و معادل با ۱۷ تن در هکتار کود گاوی) در نمونه‌های یک کیلوگرمی از یک خاک آهکی با بافت لوم شنی و رساندن رطوبت آن‌ها به حد ظرفیت مزرعه، نمونه‌های تیمار شده، در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد در انکوباتور، نگهداری شدند. در زمان‌های ۱۰، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰ و ۱۸۰ روز بعد از شروع آزمایش از خاک‌های تیمار شده نمونه‌برداری شد و فاکتورهای مورد نظر، در آن‌ها اندازه‌گیری شد. بر اساس نتایج بررسی اثر متقابل تیمار در زمان روی پارامترهای مورد اندازه‌گیری، تحت تأثیر هر یک از تیمارها تغییرات فسفر قابل استفاده خاک با زمان، یک روند اغلب افزایشی معنی‌دار را نشان داد. تغییرات پتاسیم قابل استفاده، pH و شوری خاک با گذشت زمان معنی‌داری نبود. طبق نتایج مقایسه اثر تیمارها، هم بیوچارها و هم مواد اولیه آن‌ها توانایی چشمگیری در افزایش فسفر و پتاسیم قابل استفاده خاک دارا بودند، اما اثر بیوچارها بارزتر بود. فسفر قابل جذب خاک از مقدار ۶/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم در شاهد، به ترتیب به مقادیر ۱۱/۵، ۱۵/۷، ۲۱، ۱۷/۳، ۴۰/۷ و ۲۵/۲ میلی‌گرم تحت تأثیر هر یک از تیمارهای کمپوست زباله شهری، کود گاوی، لجن فاضلاب، بیوچار کمپوست زباله شهری، بیوچار کود گاوی و بیوچار لجن فاضلاب، افزایش یافت. مصرف این مواد، پتاسیم قابل استفاده خاک را از ۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب به ۱۳۵، ۱۹۸، ۱۸۱، ۱۵۰، ۳۹۰ و ۸۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک رساند. افزایش شوری خاک در تمام تیمارها نسبت به شاهد (عدم مصرف بیوچار یا مواد اولیه آن‌ها) ملاحظه شد. pH خاک در اثر مصرف هر یک از تیمارها نسبت به شاهد کاهش یافت. از این نظر تفاوتی بین بیوچارها و مواد اولیه آن‌ها ملاحظه نشد. با توجه به اثرات بارزتری که بیوچارهای مورد بررسی در این تحقیق در افزایش فسفر و پتاسیم قابل استفاده خاک نسبت به مواد اولیه خود نشان دادند به نظر می‌رسد که بتوان در کاهش مصرف کودهای شیمیایی فسفره و پتاسه، به طور مؤثرتری از آن‌ها بهره جست.

واژه‌های کلیدی: بیوچار، کمپوست زباله شهری، کود دامی، لجن فاضلاب

مقدمه

امروزه عواقب ناشی از روند غیرطبیعی تغییر اقلیم از حد یک تهدید، به یک واقعیت فاجعه‌بار تبدیل شده است. گرم شدن جهانی و تبعات آن، به شدت با افزایش غلظت گازهای گلخانه‌ای در اتمسفر

۱- دانشجوی دکتری علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، و مربی پژوهش بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران

۲ و ۳- به ترتیب دانشیار و استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

(*)- نویسنده مسؤول: (Email: khorasani@um.ac.ir)

۴- استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۵- استاد بخش تحقیقات بیولوژی خاک، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

DOI: 10.22067/jsw.v32i2.66097

مرتبط می‌باشد. یکی از کارآمدترین روش‌های کاهش میزان CO₂ اتمسفری، تبدیل زیست توده به بیوپچار و اضافه کردن آن به خاک می‌باشد (۳۵). بیوپچار یا زغال زیستی، ماده جامد غنی از کربن آلی است که می‌تواند از پیرولیز^۱ انواع مواد آلی حاصل شود. به عبارت دیگر بیوپچار از تخریب حرارتی بسیاری از مواد آلی (زیست توده گیاهی، فضولات جانوری، لجن فاضلاب و ...) در شرایط نبود یا کمبود اکسیژن ایجاد می‌شود و در مقابل تجزیه میکروبی، ماندگاری چندین ساله پیدا می‌کند (۱۹). هسته زیتون، خاک اره، چپس چوب (خرده چوب)، پوست بادام زمینی، باگاس نیشکر، کاه و کلش گندم، جو، برنج و انواع چمن‌ها، کود دامی (خوکی، گاوی، گوسفندی و مرغی)، لجن فاضلاب، ضایعات کارخانه‌های چرم‌سازی و ... از جمله موادی هستند که بیوپچارهای مختلف حاصل از آن‌ها در تحقیقات مختلفی مورد بررسی قرار گرفته‌اند (۵، ۱۲، ۱۶، ۳۲، ۳۹ و ۴۲). بر اساس اظهارات پاریس (۲۸) و استرسف و همکاران (۳۷)، در طی فرآیند پیرولیز، همگام با افزایش دمای پیرولیز تغییراتی در ماده آلی رخ می‌دهد. اولین تغییر، دهیدراتاسیون ماده آلی و کمی دپلمیریزاسیون سلولز است که همراه با کمی کاهش وزن در ماده اولیه نیز می‌باشد. واکنش‌های بعدی، به ترتیب دپلمیریزاسیون کامل سلولز یا تخریب حرارتی کامل آن است که با تبخیر ترکیبات آلی فرار و کاهش وزن بیشتری در ماده اولیه و همچنین تشکیل ماتریکسی از کربن آمورف همراه است. واکنش بعدی، رشد صفحه‌های پلی آروماتیک و واکنش نهایی، کربونیزاسیون است که طی آن، بیشتر اتم‌ها غیر از کربن حذف می‌شوند. بنابراین، ترکیب شیمیایی مواد اولیه و دمای به کار رفته برای تولید بیوپچار، تأثیر بارز و تعیین کننده‌ای بر طبیعت فیزیکی و شیمیایی و در نتیجه رفتار بیوپچار دارند. در بیوپچارهای حاصل از کود دامی و لجن فاضلاب، گروه‌های عاملی نیتروژن و سولفور، فراوان‌تر از بیوپچارهای لیگنوسلولزی بوده‌اند (۱۸). در بیوپچارهای دما پایین حاصل از لجن فاضلاب، که توسط بگریف و همکاران (۲) ساخته شده بودند، گروه‌های عامل آمینی و در بیوپچارهای دما بالا، گروه‌های عامل شبه پیریدینی تشخیص داده شد. در تحقیقات کاجیکو و همکاران (۱۶)، در بیوپچارهای دما پایین کود مرغی، گروه‌های عاملی اصلی برای نیتروژن، آمین‌های پیرولی و پیریدینی و برای گوگرد، سولفونات‌ها و سولفات‌ها بودند. با توجه به این که بخش عمده‌ای از رفتار شیمیایی یک ترکیب، به نوع و میزان گروه‌های عاملی سطح در آن ترکیب وابسته است، بنابراین در شرایط محیطی یکسان بیوپچارهای دارای گروه‌های عاملی متفاوت، رفتار متفاوتی خواهند داشت.

نگاهی به مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که بیشتر تحقیقاتی که در ارتباط با مصرف بیوپچار انجام شده است در خاک‌های با هوادیدگی شدید و غیر حاصلخیز بوده است (۷، ۱۵، ۱۷، ۲۱ و ۲۲).

بارزترین اثرات مصرف بیوپچار نیز در خاک‌های اسیدی با هوادیدگی شدید ملاحظه شده است. افزایش ظرفیت نگهداری آب خاک، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، افزایش pH خاک، افزایش مقدار قابل استفاده عناصر غذایی و در بعضی موارد کاهش آن‌ها، از نتایج ملاحظه شده در بیشتر این تحقیقات بوده‌است (۸، ۱۱ و ۳۱). به طور کلی در ارتباط با مصرف بیوپچار در خاک‌های قلیائی، مطالعات اندکی صورت گرفته است. اثرات مفیدی از مصرف بیوپچار در خاک‌های مناطق معتدله که واکنش خاک در آن‌ها قلیایی است، گزارش شده است (۱۳). لنتز و همکاران (۲۰)، با مصرف ۲۲/۵ تن در هکتار از بیوپچار حاصل از نوعی درخت پهن برگ جنگلی چوب سخت در یک خاک اریدی سول آهکی، تغییری در pH خاک و فراهمی فسفر و کاتیون‌ها ملاحظه نکردند. ایپولیتو و همکاران (۱۰)، در یک خاک اریدی سول، اثر دو نوع بیوپچار حاصل از نوعی علف (sweet grass) از خانواده چمنیان که در دو دمای پیرولیز تولید شده بودند را بر آبشویی عناصر غذایی، مورد بررسی قرار دادند. در نمونه‌های خاک تیمار شده با هر یک از بیوپچارها، آبشویی پتاسیم افزایش و آبشویی نیتروژن نیتراتی، کاهش یافت. در مطالعات کامیاما و همکاران (۱۲) در یک خاک آهکی، مصرف بیوپچارهای دما بالای حاصل از باگاس نیشکر، سبب افزایش نگهداشت عناصر غذایی و آب در خاک شد. آسای و همکاران (۱)، با مصرف مقدار ۸ تن در هکتار بیوپچار حاصل از درختان ساج و اقاچیا در یک خاک لس قلیایی افزایش فراهمی فسفر را گزارش کردند. ون‌زویتن و همکاران (۳۸) با مصرف ۱۰ تن در هکتار از دو نوع بیوپچار حاصل از ضایعات کارخانه کاغذسازی، در یک خاک اریدی سول، به غیر از افزایش در میزان کربن کل، تغییری در مقدار قابل عصاره‌گیری عناصر غذایی ملاحظه نکردند.

مطالعه در مورد بیوپچار در داخل کشور تنها چند سالی است که شروع شده است. نجفی قیری (۲۶) در اثر کاربرد بیوپچارهای حاصل از بقایای گیاهی، افزایش فوق‌العاده‌ای در شکل‌های مختلف پتاسیم نسبت به شاهد ملاحظه کرد. در تحقیق آزمایشگاهی دیگری که توسط زلفی و همکاران (۴۱) انجام شد، مصرف کود مرغی و تمامی بیوپچارهایی که در دماهای مختلف، از آن ساخته شده بودند، سبب افزایش کربن آلی، شوری و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک شد. بهنام و همکاران (۴) نیز، با کاربرد بیوپچار باگاس نیشکر، شاهد افزایش ماده آلی خاک بودند. مصرف تفاله پسته یا بیوپچارهای حاصل از آن در مطالعات صفرزاده شیرازی و رجبی (۲۹ و ۳۰)، سبب افزایش معنی‌دار pH و شوری خاک نسبت به شاهد شد.

در بسیاری از مناطق خشک و نیمه خشک دنیا و از جمله ایران، کمبود ماده آلی خاک، کمبود منابع آلی و ناپایداری آن‌ها در خاک، از مهمترین چالش‌های مطرح در ضعف حاصلخیزی خاک و رشد و عملکرد نامناسب گیاه، محسوب می‌شود (۱۴ و ۱۹). برای بهبود پایدار حاصلخیزی خاک‌ها با استفاده از منابع آلی موجود، پایدار کردن مواد

حد FC تنظیم شد. در زمان‌های ۵ گانه خوابانیدن، نمونه‌برداری از آن‌ها انجام شد. زمان‌های نمونه‌برداری از خاک‌های تیمار شده و خوابانیده شده در انکوباتور، ۱۰، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰ و ۱۸۰ روز بعد از شروع انکوباسیون بود. پس از هوا خشک شدن نمونه‌ها و کوبیدن و الک کردن مجدد با مش ۱۰۰ (۲ میلی‌متر)، پارامترهای شوری عصاره ۲/۵، pH ۱، سوسپانسیون ۲/۵، فسفر قابل استفاده (عصاره گیری شده با سدیم بیکربنات نیم نرمال) و پتاسیم قابل استفاده (عصاره‌گیری شده با آمونیوم استات نرمال)، اندازه‌گیری شدند. پس از جمع‌آوری داده‌ها، تجزیه و تحلیل آماری آن‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS انجام شد.

نتایج و بحث

بر اساس خصوصیات فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شده در خاک مورد آزمایش، بافت خاک لوم شنی با مقادیر ۲۱ درصد رس، ۷ درصد سیلت و ۷۲ درصد شن بود. کربنات کلسیم معادل ۱۶ درصد، شوری عصاره اشباع خاک ۱ دسی‌زیمنس بر متر و pH گل اشباع خاک، ۸ بود. مقدار کربن آلی و نیتروژن کل به ترتیب ۰/۲۳ و ۰/۰۴ درصد و مقادیر فسفر و پتاسیم قابل استفاده خاک به ترتیب ۶/۳ و ۷۶ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود.

ترکیب شیمیایی مواد اولیه و بیوچارهای ساخته شده از آن‌ها در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد نیز در جدول ۱ آورده شده است. مقایسه خصوصیات بیوچارها با مواد اولیه آن‌ها در این جدول، نشان می‌دهد که بیوچارها از لحاظ کربن آلی، فسفر و پتاسیم کل، غنی‌تر از مواد اولیه و از لحاظ نیتروژن کل، فقیرتر از مواد اولیه می‌باشند. همچنین مقادیر شوری و pH سوسپانسیون ۱:۵، در بیوچارها افزایش یافته است. بیوچارهای حاصل از زیست توده‌های حیوانی و کودهای دامی، معمولاً pH بالاتری نسبت به بیوچارهای حاصل از زیست توده‌های گیاهی دارند (۲۷، ۳۳ و ۳۶). مقایسه pH بیوچار کود دامی و بیوچار کمپوست زباله شهری در جدول ۱ نیز تداعی‌کننده این موضوع می‌باشد. براساس اظهارات خوستروم^۱ (۳۴) بسته به این که در ترکیب شیمیایی یک ماده آلی، میزان سلولز، همی‌سلولز، لیگنین و سایر ترکیبات به چه نسبتی باشد، خصوصیات بیوچار حاصله در یک دمای مشخص، متفاوت خواهد بود.

آلی از طریق تبدیل آن‌ها به بیوچار که از ماندگاری حداقل ۵۰ تا ۱۰۰ ساله در خاک برخوردار است (۱۸)، می‌تواند به عنوان یک راهبرد اساسی پیشنهاد شود. چنانچه به‌کارگیری این راهبرد در اراضی کشاورزی کشورمان مد نظر باشد، مطالعه و بررسی اثرات بیوچارهای مختلف بر خصوصیات مهم خاک، از جمله خصوصیات شیمیایی و قابلیت استفاده عناصر غذایی، ضروری است. در همین راستا، برای پرداختن به گوشه‌ای از این سؤال که آیا تغییرات ناشی از بیوچار کردن مواد آلی می‌تواند باعث تغییرات مطلوب در خصوصیات خاک‌های آهکی (با زمان) شود یا خیر؟ در فاز اول پژوهشی جامع روی بیوچار، اثر بیوچارهای حاصل از سه ماده آلی شامل کمپوست زباله شهری، لجن فاضلاب و کود گاوی در مقایسه با مواد اولیه آن‌ها، در یک خاک انتی‌سول آهکی در یک دوره زمانی ۶ ماهه مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

تحقیق حاضر به منظور بررسی تغییرات شوری، pH و مقدار قابل استفاده عناصر فسفر و پتاسیم خاک تحت تأثیر برخی مواد آلی و بیوچارهای حاصل از آن‌ها در یک خاک انتی‌سول آهکی با بافت لوم شنی انجام شد. آزمایش در یک دوره زمانی شش ماهه، به صورت اسپلیت پلات در زمان و در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۷ تیمار و در ۳ تکرار اجرا شد. تیمارهای آزمایش شامل کمپوست زباله شهری، کود گاوی، لجن فاضلاب، بیوچار کمپوست زباله شهری، بیوچار لجن فاضلاب، بیوچار کود گاوی و شاهد بدون ماده آلی بود. تولید این بیوچارها در شرایط دمایی ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد و در دستگاه مجهزی که به همین منظور ساخته شده بود، انجام شد. در طول مدت پیرولیز دما و اتمسفر محفظه پیرولیز به دقت کنترل شد. مایعات و بخارات حاصل از پیرولیز به طور کامل به بیرون از محفظه هدایت شد و به این ترتیب از ترسیب و اختلاط آن‌ها با بیوچارهای در حال شکل‌گیری ممانعت شد. مقدار مصرف مواد اولیه و بیوچارهای آن‌ها برای یک کیلوگرم خاک، بر اساس کاربرد وزن‌های یکسان کربن آلی و معادل با مصرف مقدار متعارف ۱۷ تن در هکتار کود گاوی محاسبه شد. به این ترتیب تمام تیمارها حاوی ۲/۲ گرم کربن آلی بودند. بر این اساس مقادیر مصرف کمپوست، بیوچار کمپوست، لجن فاضلاب، بیوچار لجن فاضلاب، کود گاوی و بیوچار کود گاوی برای یک کیلوگرم خاک به ترتیب ۲۱/۴، ۲۰، ۱۷، ۱۴/۵، ۸/۵ و ۷/۶ گرم بود. نمونه‌های هوا خشک یک کیلوگرمی از خاک مورد آزمایش، عبور کرده از الک ۲ میلی‌متری، توزین شده و با هر یک از تیمارها به طور جداگانه مخلوط شدند. پس از رساندن رطوبت آن‌ها به حد رطوبت ظرفیت مزرعه، به قوطی‌های درب دار (با ۳ سوراخ تعبیه شده روی درب آن‌ها) منتقل و در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد داخل انکوباتور نگهداری شدند. در طول زمان خوابانیدن ۶ ماهه، رطوبت خاک‌ها در فواصل دو تا ۳ روزه در

جدول ۱- برخی از ترکیبات شیمیایی اندازه گیری شده در مواد اولیه و بیوچار آنها
Table 1- Some chemical compounds and properties of biochars and their feedstock

	پی اچ سوسپانسیون ۱:۵ pH 1:5	هدایت الکتریکی عصاره ۱:۵ EC1:5 dSm ⁻¹	کربن آلی OC	نیتروژن کل N total %	فسفر کل P total %	پتاسیم کل K total
کمپوست Municipal Waste Compost (MWC)	7.4	9.36	10.3	1.37	0.44	0.56
بیوچار کمپوست Biochar of MWC (BMWC)	8.8	9.5	11	1.09	0.58	0.72
لجن فاضلاب Sewage Sludge (SS)	7.5	3.37	12.9	1.87	0.58	0.11
بیوچار لجن فاضلاب Biochar of SS(BSS)	7.8	3.68	15.2	1.52	0.59	0.11
کود گاوی Cow Manure(CM)	8.3	22.8	25.8	1.94	0.91	2.46
بیوچار کود گاوی Biochar of C M (BCM)	10.5	40.6	28.7	1.79	1.02	2.89

باشد. افزایش pH و شوری در بیوچارها نسبت به مواد اولیه نیز می تواند ناشی از مواد و گروه های عامل حاصل از تخریب حرارتی ترکیبات موجود در مواد اولیه و نیز حضور احتمالی مقادیری از خاکستر، همراه با بیوچار باشد (۲۸ و ۳۷).

بر اساس مقادیر مصرف معادل ۲/۲ گرم کربن آلی در یک کیلوگرم خاک، از هریک از مواد آلی شش گانه و محتوای فسفر و پتاسیم کل در آنها، محتوای فسفر و پتاسیم کل در تیمارهای آزمایش به شرح جدول ۲ محاسبه شد.

با توجه به این که برای ساخت بیوچارهای مورد استفاده در این تحقیق از دمای ۴۰۰ درجه سانتی گراد استفاده شد، بنابراین، مطابق یافته های پاریس (۲۸) و استرسف و همکاران (۳۷)، در این دما بایستی واکنش های تخریب حرارتی سلولز، کامل شده و تبخیر ترکیبات آلی فرار و کاهش محسوس وزن در مواد اولیه رخ داده باشند. افزایش درصد کربن آلی، فسفر و پتاسیم و کاهش درصد نیتروژن در بیوچارها می تواند مربوط به تبخیر ترکیبات فرار نیتروژن دار و کاهش وزن مواد اولیه و در نتیجه تغلیظ آنها از لحاظ کربن، فسفر و پتاسیم

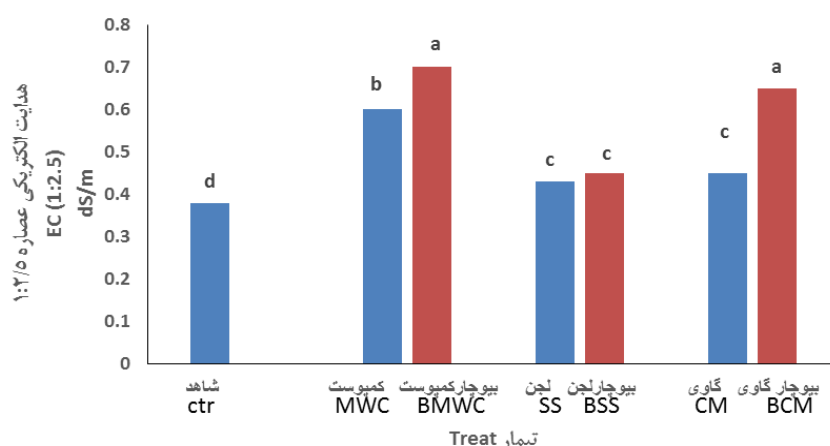
جدول ۲- مقدار فسفر و پتاسیم کل در تیمارهای آزمایش
Table 2- Phosphorous and potassium content of treatments

	کمپوست Municipal Waste Compost (MWC)	بیوچار کمپوست Biochar of MWC (BMWC)	لجن فاضلاب Sewage Sludge (SS)	بیوچار لجن Biochar of SS (BSS)	کود گاوی Cow Manure (CM)	بیوچار گاوی Biochar of CM (BCM)
مقدار مصرف Application rate (g kg ⁻¹ soil)	21.4	20	17	14.5	8.5	7.6
مقدار فسفر کل در هر تیمار P content (mg kg ⁻¹ soil)	90	120	100	80	80	80
مقدار پتاسیم کل در هر تیمار K content (mg kg ⁻¹ soil)	120	140	190	160	210	220

مقادیر معادل کربن (۲/۲ گرم کربن در یک کیلوگرم خاک) از هر یک از مواد اولیه و بیوچارهای حاصل از آنها در خاک سبب افزایش معنی دار شوری خاک نسبت به شاهد شد.

اثر تیمارها بر شوری خاک

نتایج آزمون دانکن ($\alpha = 0.05$) برای مقایسه اثر تیمارها بر هدایت الکتریکی عصاره ۱:۲/۵ خاک (شکل ۱) نشان داد که مصرف



شکل ۱- مقایسه اثر تیمارها بر شوری خاک (آزمون دانکن $\alpha=0.05$)

Figure 1- The effect of treatments on Soil electrical conductivity (Duncan $\alpha=0.05$)

مواد اولیه آن‌ها نشان داد که با مصرف بیوچار کود گاوی، شوری خاک نسبت به تیمار کود گاوی ۴۴/۴ درصد افزایش یافت. افزایش شوری خاک در تیمار بیوچار کمپوست نسبت به تیمار کمپوست، ۱۶/۶ درصد بود و بیوچار لجن فاضلاب تغییر معنی‌داری در شوری خاک نسبت به لجن فاضلاب ایجاد نکرد. آنچه از مقایسه شوری خاک تحت تأثیر بیوچارها و مواد اولیه آن‌ها بر می‌آید اینکه بیوچار کردن کمپوست زیاله شهری و کود گاوی و مصرف آن‌ها در خاک، میزان شوری خاک را افزایش می‌دهد. این موضوع با تأمل در جدول ۱ نیز، منطقی به نظر می‌رسد.

هدایت الکتریکی عصاره ۱:۲/۵ خاک به آب در شاهد ۰/۳۸ دسی زیمنس بر متر بود که در اثر مصرف کمپوست، با ۵۸ درصد افزایش به ۰/۶ دسی زیمنس بر متر و تحت تأثیر مصرف کود گاوی، با ۱۸ درصد افزایش به ۰/۴۵ دسی زیمنس بر متر رسید. شوری خاک تحت تأثیر لجن فاضلاب هم یک افزایش ۱۳ درصدی نسبت به شاهد نشان داد. مصرف بیوچارهای کمپوست و کود گاوی سبب افزایش شوری بیشتری در خاک نسبت به شاهد شد. شوری ایجاد شده در اثر شوری ایجاد شده در اثر کاربرد بیوچار کود گاوی و بیوچار کمپوست، تفاوت معنی‌داری با یکدیگر نداشت. مقایسه بیوچارها با

جدول ۳- روند تغییرات شوری عصاره ۱:۲/۵ خاک در طول مدت خوابانیدن تحت تأثیر تیمارهای مختلف (آزمون دانکن $\alpha=0.05$)

Table 3- The trend of EC of 1:2.5 extract of soil: distilled water during the incubation period (Duncan $\alpha=0.05$)

	۱۰ روز 10 day	۳۰ روز 30 days	۶۰ روز 60 days	۱۲۰ روز 120 days	۱۸۰ روز 180 days
EC 1:2.5 (dS m ⁻¹)					
شاهد Ctrl	0.37 ^c	0.38 ^c	0.39 ^c	0.38 ^c	0.39 ^c
کمپوست Municipal Waste Compost (MWC)	0.48 ^{bc}	0.58 ^{ab}	0.58 ^{ab}	0.64 ^{ab}	0.69 ^{ab}
بیوچار کمپوست Biochar of MWC (BMWC)	0.6 ^{ab}	0.7 ^a	0.7 ^a	0.73 ^a	0.73 ^a
لجن فاضلاب Sewage Sludge (SS)	0.39 ^c	0.44 ^c	0.4 ^c	0.43 ^c	0.52 ^{bc}
بیوچار لجن فاضلاب Biochar of SS(BSS)	0.4 ^c	0.4 ^c	0.4 ^c	0.5 ^{bc}	0.5 ^{bc}
کود گاوی Cow Manure(CM)	0.38 ^c	0.4 ^c	0.47 ^{bc}	0.47 ^{bc}	0.53 ^{bc}
بیوچار کود گاوی Biochar of C M (BCM)	0.6 ^{ab}	0.6 ^{ab}	0.6 ^{ab}	0.7 ^a	0.7 ^a

میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال ۵٪ بر اساس آزمون دانکن تفاوت معنی‌داری ندارند
on the basis Duncan test. Means with the same letter are not significantly different at $P \leq 0.05$ level

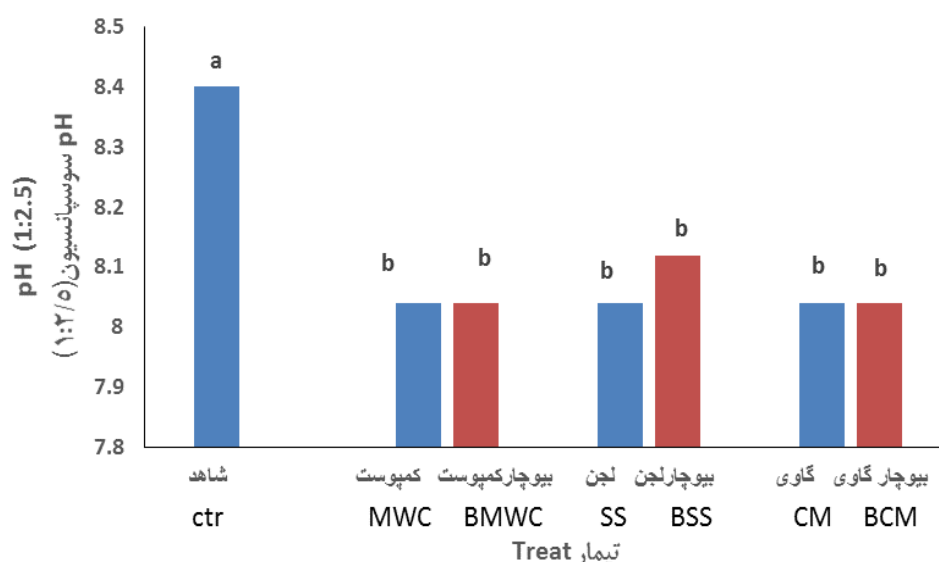
اثر تیمارها بر pH خاک

مطابق با شکل ۲، مصرف مقادیر معادل کربن (۲/۲ گرم کربن در یک کیلوگرم خاک) از هر یک از مواد اولیه و بیوپار حاصل از آنها سبب کاهش معنی دار pH سوسپانسیون ۲/۵:۱ خاک به آب شد. بجز بیوپار لجن فاضلاب، سایر بیوپارها و مواد اولیه سبب تغییر pH خاک از ۸/۴ به ۸/۰۴ شدند ولی این عدد در تیمار بیوپار لجن فاضلاب از ۸/۴ به ۸/۱۲ رسید.

اغلب گزارشات در مورد تأثیر بیوپارهای مختلف بر pH خاک، مبین افزایش pH خاک در اثر مصرف بیوپار بوده‌اند و حتی بعضی از آن‌ها از بیوپار به عنوان یک ابزار برای liming یا آهک‌دهی خاک نام برده‌اند (۱۱). منشاء این گزارشات اغلب تحقیقات انجام شده در خاک‌های اسیدی و مناطق پرباران و نیز خاک‌های با هوازگی شدید بوده است. همچنین بیوپارهای مورد بررسی در چنین تحقیقاتی، بیشتر بیوپارهای دما بالا بوده‌اند (۲۵).

به‌هر حال برای تصمیم‌گیری در مورد مصرف و مقدار مصرف بیوپار هر یک از این دو منبع، قابلیت آن‌ها در افزایش شوری خاک نیز بایستی به عنوان یک عامل محدود کننده در نظر گرفته شده یا مدیریت شود.

تغییرات شوری خاک با زمان، تحت تأثیر تیمارهای مختلف، یک روند افزایشی را نشان داد (جدول ۳). چه در مواد اولیه و چه در بیوپارهای حاصل از آن‌ها، تغییر شوری خاک با گذشت زمان بسیار بطئی و غیر معنی دار بوده است. این بدان معناست که برآیند واکنش‌های شیمیایی و از جمله واکنش‌های انحلال و رسوب و همچنین فرآیندهای بیولوژیکی در مدت ۱۸۰ روز دوره خوابانیدن، در جهت افزایش املاح محلول پیش رفته است ولی این افزایش هنوز معنی دار نشده است.



شکل ۲- مقایسه اثر تیمارها بر pH خاک (آزمون دانکن $\alpha = 0.05$)
Figure 2- The effect of treatments on Soil pH (Duncan $\alpha=0.05$)

متعددی وجود دارد مبنی بر اینکه بیوپار به خاطر فراهم آوردن شرایط محیطی مناسب برای رشد میکروارگانیسم‌ها جمعیت میکروبی خاک را افزایش می‌دهد. اسیدهای آلی ترشح شده از این جمعیت میکروبی نیز می‌تواند از عوامل دخیل در کاهش جزئی pH خاک باشد. میتة و همکاران (۲۴) در بررسی اثرات هم‌افزای بیوپار و کودهای NPK، روی سویا در یک خاک قلیایی، کاهش pH ناشی از مصرف بیوپار را عامل افزایش قابلیت جذب فسفر دانستند. بررسی تغییرات pH در طول مدت انکوباسیون یا خوابانیدن، نشان

این در حالی است که خاک مورد بررسی در تحقیق حاضر، خاک آهکی جوان با بافت سبک و pH قلیایی و بیوپارهای بکار رفته در این تحقیق بیوپارهای دما پایین می‌باشد. بیوپارهای دما پایین دارای مقادیری کربن پیروژنیک و قابل دسترس هستند (۹ و ۲۳) که خود سبب افزایش فعالیت میکروبی خاک و فشار CO_2 در خاک و در نتیجه کاهش pH خاک حداقل به صورت موضعی می‌شوند. همچنین بسته به نوع ماده اولیه، گروه‌های عامل متفاوتی می‌تواند در بیوپارهای حاصله به وجود آید که روی pH خاک تأثیرگذار باشند. گزارشات

می‌دهد که چه در شاهد و چه در هریک از تیمارها، با گذشت زمان تغییر محسوسی در pH خاک ایجاد نشده است (جدول ۴). این بدان معناست که در همان ۱۰ روز ابتدایی انکوباسیون، عوامل کنترل کننده pH خاک در سیستم‌های ایجاد شده در اثر مصرف هر یک از تیمارها، با یکدیگر به تعادل رسیده‌اند و این تعادل در طول مدت انکوباسیون برقرار مانده است.

جدول ۴- روند تغییرات pH خاک در طول مدت خوابانیدن تحت تأثیر تیمارهای مختلف (آزمون دانکن $\alpha = 0.05$)
Table 4- The trend of pH of 1:2.5 suspension of soil: distilled water during the incubation period (Duncan $\alpha=0.05$)

	۱۰ روز 10 days	۳۰ روز 30 days	۶۰ روز 60 days	۱۲۰ روز 120 days	۱۸۰ روز 180 day
	pH (1:2.5)				
شاهد Ctrl	8.5 ^a	8.4 ^a	8.5 ^a	8.4 ^a	8.4 ^a
کمپوست Municipal Waste Compost (MWC)	8.1 ^b	8 ^b	8.1 ^b	8 ^b	8 ^b
بیوچار کمپوست Biochar of MWC (BMWC)	8 ^b	8.2 ^b	8 ^b	8 ^b	8 ^b
لجن فاضلاب Sewage Sludge (SS)	8 ^b	8 ^b	8.1 ^b	8.1 ^b	8 ^b
بیوچارلجن فاضلاب Biochar of SS(BSS)	8.2 ^b	8.1 ^b	8.1 ^b	8.1 ^b	8.1 ^b
کود گاوی Cow Manure(CM)	8.1 ^b	8.1 ^b	8 ^b	8 ^b	8 ^b
بیوچار کود گاوی Biochar of C M (BCM)	8.1 ^b	8.1 ^b	8 ^b	8 ^b	8 ^b

میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال ۵٪ بر اساس آزمون دانکن تفاوت معنی‌داری ندارند
on the basis Duncan test. Means with the same letter are not significantly different at $P \leq 0.05$ level

اثر تیمارها بر فسفر قابل استفاده خاک

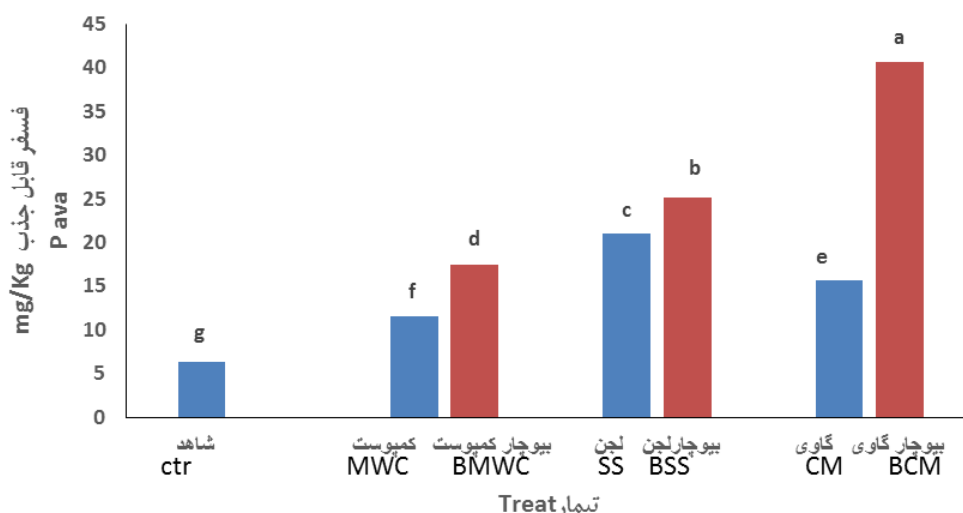
تأثیر تیمارها بر میزان فسفر قابل استفاده خاک در شکل ۳ نشان داده شده است. مصرف مقادیر معادل کربن (۲/۲ گرم کربن در یک کیلوگرم خاک) از لجن فاضلاب، مقدار فسفر قابل استفاده خاک را با ۳/۲۸ برابر افزایش از ۶/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در شاهد به ۲۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک رساند. مصرف همان مقدار کربن معادل از کود گاوی، سبب افزایش فسفر خاک به میزان ۲/۴۵ برابر شاهد و مصرف همان مقدار کربن معادل از کمپوست، موجب افزایش فسفر قابل استفاده خاک به میزان ۸۱ درصد شاهد گردید.

در بین بیوچارها، کاربرد مقدار معادل ۲/۲ گرم کربن در یک کیلوگرم خاک از بیوچار کود گاوی با ۶/۳۵ برابر افزایش در فسفر قابل استفاده خاک نسبت به شاهد، میزان فسفر قابل استفاده را از ۶/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به ۴۰/۷ میلی‌گرم در کیلوگرم رساند. بیوچار لجن فاضلاب، فسفر خاک را ۳/۹۴ برابر افزایش نسبت به شاهد از ۶/۴ به ۲۵/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم رساند. مصرف بیوچار کمپوست سبب افزایش فسفر خاک به میزان ۲/۷۱ برابر نسبت به شاهد شد.

به‌طور کلی در بین مواد اولیه، لجن فاضلاب بیشترین میزان فسفر قابل استفاده را در خاک ایجاد نمود، در بین بیوچارها، بیوچار کود گاوی از این لحاظ رتبه اول را داشت. بیوچار کردن مواد اولیه آلی و مصرف آنها در هر سه مورد سبب افزایش بیشتری در مقدار فسفر قابل استفاده خاک نسبت به مواد اولیه شد. فسفر خاک در اثر مصرف بیوچار کود گاوی نسبت به مصرف کود گاوی به میزان ۲/۶ برابر افزایش یافت. کمترین افزایش فسفر در اثر بیوچار کردن لجن فاضلاب به میزان ۱/۲ برابر نسبت به لجن فاضلاب بود. نکته قابل تأمل اینکه اگرچه با توجه به جدول ۲، فسفر کل موجود در تیمارهای کود گاوی، بیوچار کود گاوی و بیوچار لجن فاضلاب، یکسان و برابر با ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک می‌باشد، اثر آن‌ها بر فسفر قابل استفاده خاک یکسان نیست. آنچه مسلم است اینکه افزایش فسفر قابل استفاده خاک تحت تأثیر تیمارهای مذکور می‌تواند ناشی از مقدار فسفر قابل استفاده موجود در آن‌ها، اثر تیمارها در قابل استفاده کردن فسفر موجود در خاک و یا ناشی از تأثیر توأم هر دو عامل باشد. علی‌رغم بیشتر بودن فسفر کل در کمپوست و بیوچار آن نسبت به کود گاوی و بیوچار آن، ضعیف‌تر بودن اثر کمپوست و بیوچار کمپوست در

فسفر به خاک و دیگری افزایش نگهداشت فسفر در خاک. آن‌ها با انجام آزمایشات جذب و واجذب فسفر روی بیوپچارها اظهار کردند که بسته به نوع بیوپچار و غلظت فسفر خاک، شدت و ضعف بیوپچارها در ایفای این دو نقش متفاوت است.

افزایش فسفر قابل استفاده خاک نیز می‌تواند به طریق فوق توضیح داده شود. زیه‌انگ و همکاران (۴۰) در تحقیقات خود با ۹ نوع بیوپچار گیاهی، نشان دادند که نقش بیوپچار در بهبود قابلیت دسترسی فسفر خاک، از دو طریق اعمال می‌شود. یکی اضافه کردن مستقیم



شکل ۳- مقایسه اثر تیمارها بر فسفر قابل استفاده خاک (آزمون دانکن $\alpha = 0.05$)

Figure 3- The effect of treatments on soil available phosphorous (Duncan $\alpha=0.05$)

واکنش‌های انحلال و رسوب و نیز آزاد شدن بیولوژیکی فسفر از منابع پیروژنیک (۲۵) احتمالی موجود در بیوپچارها و از منابع آلی موجود در مواد اولیه و نحوه به تعادل رسیدن این عوامل با یکدیگر در طول زمان می‌تواند توجیه کننده افزایش فسفر قابل استفاده و تغییرات آن در تیمارهای مختلف باشد.

در مجموع، با توجه به تأثیر بارز مصرف ۷/۶ گرم بر کیلوگرم خاک (معادل با ۱۵ تن در هکتار) بیوپچار کود گاوی در افزایش فسفر قابل استفاده خاک، و رساندن آن به حد ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم یعنی حدود ۲/۵ برابر حد بحرانی فسفر برای گندم (۳)، به نظر می‌رسد که حتی مقادیر کمتر مصرف این نوع بیوپچار در شرایط مشابه آزمایش بتواند تمام و یا حداقل بخش قابل توجهی از فسفر مورد نیاز گیاه را تأمین کند.

اثر تیمارها بر پتاسیم قابل استفاده

مقدار پتاسیم قابل استفاده خاک در اثر مصرف مقادیر معادل کربن (۲/۲ گرم کربن در یک کیلوگرم خاک) از مواد آلی اولیه، از مقدار ۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در شاهد به مقدار ۱۹۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در کود گاوی، ۱۳۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در کمپوست و ۱۸۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در لجن فاضلاب رسید (شکل ۴).

بر اساس آنچه در جدول ۵ ملاحظه می‌شود، اگرچه مقدار فسفر قابل استفاده خاک در بعضی از تیمارهای شش‌گانه با گذشت زمان دارای فراز و نشیب‌هایی است، ولی در تمامی آن‌ها یک روند کلی صعودی را نشان می‌دهد. تغییرات فسفر تحت تأثیر تیمار کمپوست تا روز ۶۰ ام افزایش یافت به نحوی که از ۸/۳۳ در روز دهم به ۱۴/۹۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک تا روز ۶۰ ام رسید. پس از آن با یک کاهش تا روز ۱۲۰ ام و ۱۸۰ ام به ۱۱/۶ رسید. در تیمار بیوپچار کمپوست، این روند افزایشی تا روز ۱۲۰ ام ادامه داشت و فسفر قابل استفاده از ۱۶/۴ در روز دهم به ۱۹/۲ در روز ۱۲۰ ام رسید. پس از آن با یک کاهش معنی‌دار تا روز ۱۸۰ ام به ۱۷/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک رسید. در تیمار لجن فاضلاب و بیوپچار آن، روند صعودی تغییر فسفر قابل استفاده تا روز ۱۸۰ ام ادامه یافت. در تیمار کود گاوی هم افزایش مقدار فسفر قابل استفاده تا روز ۱۸۰ ام ادامه داشت ولی در تیمار بیوپچار کود دامی بین زمان خوابانیدن ۱۰ تا ۶۰ روز، یک روند افزایشی در میزان فسفر قابل استفاده خاک ملاحظه شد. بعد از آن با یک کاهش معنی‌دار به سطح پایین تری رسید و تا پایان ۱۸۰ روز تغییر معنی‌داری نکرد.

با توجه به این که در هیچ یک از تیمارها تغییرات pH خاک با زمان معنی‌دار نبود بنابراین نمی‌توان بر اساس تغییر pH، تغییرات معنی‌دار فسفر با زمان را در تیمارهای مختلف توجیه کرد. وجود مقادیری خاکستر دارای فسفر اکسید به صورت همراه با بیوپچارها،

جدول ۵- روند تغییرات فسفر قابل خاک در طول مدت خوابانیدن تحت تأثیر تیمارهای مختلف (آزمون دانکن $\alpha = 0.05$)

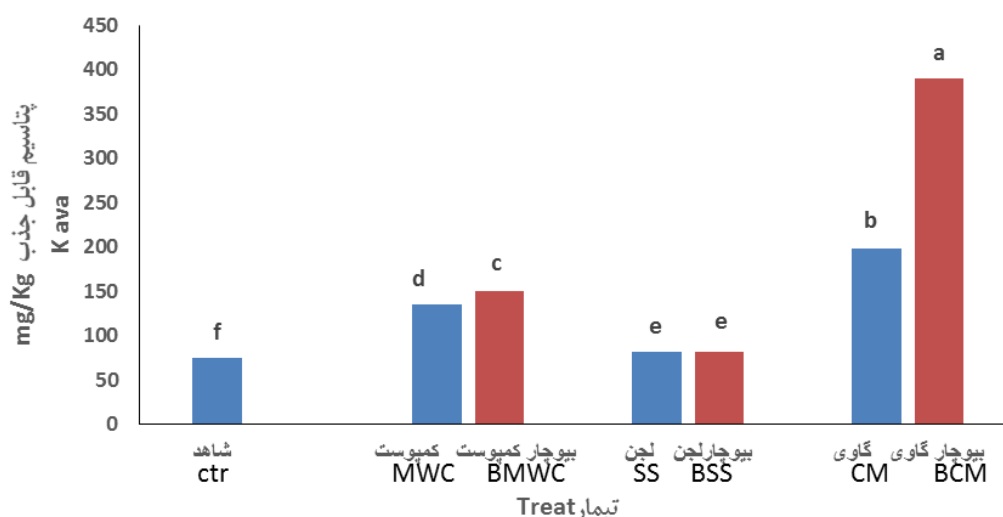
Table 5- The trend of soil available phosphorous during the incubation period (Duncan $\alpha=0.05$)

	۱۰ روز 10 days	۳۰ روز 30 days	۶۰ روز 60 days	۱۲۰ روز 120 days	۱۸۰ روز 180 days
P available (mg kg ⁻¹)					
شاهد Ctrl	6.4 ^v	6.4 ^v	6.45 ^v	6.3 ^v	6.4 ^v
کمپوست Municipal Waste Compost (MWC)	8.33 ^u	11.8 ^t	14.9 ^r	11.6 ^t	11.6 ^t
بیوچار کمپوست Biochar of MWC (BMWC)	16.4 ^p	16.8 ^{op}	17.2 ^{no}	19.2 ^l	17.6 ^{mn}
لجن فاضلاب Sewage Sludge (SS)	15.6 ^q	20.8 ^k	22.4 ^{ij}	22.8 ^{hi}	23.2 ^h
بیوچار لجن فاضلاب Biochar of SS(BSS)	22 ^j	24 ^g	24.8 ^f	27.2 ^e	28 ^d
کود گاوی Cow Manure(CM)	14.1 ^s	13.6 ^s	15.6 ^q	17.2 ^{no}	18 ^m
بیوچار کود گاوی Biochar of C M (BCM)	39.5 ^c	40.4 ^b	42.4 ^a	40.4 ^b	40.8 ^b

میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال ۵٪ بر اساس آزمون دانکن تفاوت معنی‌داری ندارند
on the basis Duncan test. Means with the same letter are not significantly different at $P \leq 0.05$ level

گرم کربن در یک کیلوگرم خاک) از هر یک از منابع آلی اعم از مواد آلی اولیه و یا بیوچارهای حاصل از آنها سبب افزایش پتاسیم قابل استفاده خاک نسبت به شاهد شد. بیشترین افزایش پتاسیم قابل استفاده خاک در بین مواد اولیه، ناشی از مصرف کود گاوی و در بین بیوچارها ناشی از مصرف بیوچار کود گاوی بود.

مصرف بیوچارها نیز مقدار پتاسیم خاک را از ۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در شاهد به ۳۹۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در تیمار بیوچار کود گاوی، ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در تیمار بیوچار کمپوست و ۸۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در تیمار بیوچار لجن فاضلاب رساندند. به عبارت دیگر مصرف مقادیر معادل کربن (۲/۲)



شکل ۴- مقایسه اثر تیمارها بر پتاسیم قابل استفاده خاک (آزمون دانکن $\alpha = 0.05$)

Figure 4- The effect of treatments on soil available potassium (Duncan $\alpha=0.05$)

پتاسیم و هدایت این واکنش‌ها به سمت رهاسازی بیشتر پتاسیم از منابع خاکی آن باشد. در سایر تیمارها نیز افزایش پتاسیم قابل استفاده نسبت به شاهد، می‌تواند ناشی از پتاسیم قابل استفاده موجود در این تیمارها، تأثیر این تیمارها بر رهاسازی پتاسیم از منابع خاکی آن و یا ناشی از تأثیر توأم هر دو عامل باشد.

بررسی روند تغییرات پتاسیم قابل استفاده خاک در مدت انکوباسیون در تیمارهای مختلف (جدول ۶) نشان داد که تحت تأثیر هر یک از تیمارها، تغییرات مقدار پتاسیم قابل استفاده خاک با گذشت زمان معنی‌دار نبود.

با توجه به اثر بارز مصرف ۷/۶ گرم بر کیلوگرم خاک (معادل با ۱۵ تن در هکتار) بیوپار کود گاوی در افزایش پتاسیم قابل دسترس خاک و رساندن آن به ۳۹۰ میلی‌گرم در کیلوگرم یعنی حدود ۲ برابر حد بحرانی پتاسیم خاک برای گندم (۳)، به نظر می‌رسد که حتی مقادیر مصرف کمتر این نوع بیوپار در شرایط مشابه آزمایش بتواند تمام و یا حداقل بخش قابل توجهی از نیاز پتاسیمی گیاه را مرتفع نماید.

بیوپار کردن لجن فاضلاب و مصرف آن تفاوتی با مصرف ماده اولیه آن یعنی لجن فاضلاب نداشت. بیوپار کردن کود گاوی سبب افزایش پتاسیم قابل استفاده خاک از ۱۹۸ به ۳۹۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک شد. در حالی که بیوپار کردن کمپوست مقدار پتاسیم قابل استفاده خاک را از ۱۳۵ میلی‌گرم در کیلوگرم به ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم رساند. به عبارت دیگر بیوپار کردن کود گاوی سبب افزایش پتاسیم قابل استفاده خاک به میزان ۱/۹۷ برابر نسبت به کود گاوی شد. در حالی که افزایش پتاسیم قابل استفاده خاک در اثر مصرف بیوپار کمپوست نسبت به مصرف کمپوست، ۱/۱ برابر بود. با توجه به جدول ۲، مقدار پتاسیم کل موجود در تیمار بیوپار کود گاوی ۲۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک است که به فرض قابل استفاده بودن تمام آن و با احتساب پتاسیم قابل استفاده اولیه خاک (۷۶ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)، مقدار نهایی پتاسیم قابل استفاده خاک ۲۹۶ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک خواهد بود که حدود ۹۴ میلی‌گرم در کیلوگرم با مقدار اندازه‌گیری شده یعنی ۳۹۰، فاصله دارد. این امر می‌تواند احتمالاً نشان دهنده تأثیر بیوپار کود گاوی بر فرآیندهای جذب و رهاسازی

جدول ۶- روند تغییرات پتاسیم قابل خاک در طول مدت خواباندن تحت تأثیر تیمارهای مختلف (آزمون دانکن $\alpha = 0.05$)

Table 6- The trend of soil available phosphorous during the incubation period (Duncan $\alpha=0.05$)

	۱۰ روز 10 days	۳۰ روز 30 days	۶۰ روز 60 days	۱۲۰ روز 120 days	۱۸۰ روز 180 days
K available (mg kg ⁻¹)					
شاهد Ctrl	73.7 ^e	76.3 ^e	75.7 ^e	75 ^e	74.3 ^e
کمپوست Municipal Waste Compost (MWC)	135 ^d	140 ^{cd}	133 ^d	135.3 ^d	132.7 ^d
بیوپار کمپوست Biochar of MWC (BMWC)	151.7 ^c	149.3 ^c	147 ^{cd}	154 ^c	151.7 ^c
لجن فاضلاب Sewage Sludge (SS)	79.7 ^e	84 ^e	81.7 ^e	81.7 ^e	79.7 ^e
بیوپار لجن فاضلاب Biochar of SS(BSS)	84 ^e	81.3 ^e	79.7 ^e	81.7 ^e	79.7 ^e
کود گاوی Cow Manure(CM)	194.7 ^b	199.7 ^b	194.7 ^b	204.3 ^b	199.3 ^b
بیوپار کود گاوی Biochar of C M (BCM)	393.3 ^a	381.6 ^a	393.7 ^a	393 ^a	392 ^a

میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال ۵٪ بر اساس آزمون دانکن تفاوت معنی‌داری ندارند
on the basis Duncan test. Means with the same letter are not significantly different at $P \leq 0.05$ level

نتیجه‌گیری

فسفر و پتاسیم قابل استفاده خاک نسبت به شاهد و مواد اولیه شده است (بیوپار لجن فاضلاب فقط بر فسفر قابل استفاده خاک مؤثر بود). بنابراین استفاده از بیوپارهای مذکور، می‌تواند پتانسیل بالایی برای کاهش مصرف برخی از کودهای شیمیایی داشته باشد. از این دیدگاه، ترتیب برتری بیوپارها به صورت: بیوپار لجن فاضلاب >

بر اساس آنچه از نتایج این تحقیق بر می‌آید تبدیل هر یک از مواد آلی کمپوست زباله شهری، لجن فاضلاب و کود گاوی به بیوپار و استفاده از آن در شرایط آزمایش، سبب افزایش قابل توجه در مقدار

در کشاورزی کشورمان بهره جست. این امر، انجام تحقیقات گلدانی و مزرعه‌ای گسترده برای خصوصیات خاکی دیگر در شرایط آب و خاک متفاوت، با انواع بیوچارها و محصولات زراعی و باغی مختلف را طلب می‌کند.

سپاسگزاری

بدین وسیله از زحمات آقایان مهندس مهدوی، احمدپور، آخوند زاده و بیگی، کارشناسان محترم آزمایشگاه بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی که در انجام این تحقیق همکاری شایسته‌ای داشتند کمال تشکر و امتنان را دارم.

بیوچار کمپوست زباله شهری > بیوچار کود گاوی می‌باشد. بیوچار کردن هر یک از مواد اولیه، تأثیری بر پتانسیل آن‌ها در تغییر pH خاک نداشته است. بجز بیوچار لجن فاضلاب، در دو بیوچار دیگر پتانسیل افزایش شوری خاک بیشتر از مواد اولیه می‌باشد. با توجه به این که بزرگی شوری ایجاد شده خصوصاً در خاک‌های غیرشورچندان چشمگیر نیست و گذشته از آن با مدیریت مناسب کشت و کار و آبیاری قابل تعدیل است، بنابراین در مقادیر به کار رفته در آزمایش، فاکتور بازدارنده‌ای نخواهد بود. در مجموع با توجه به اینکه اصولاً ماندگاری بیوچارها در خاک به مراتب بیشتر از مواد اولیه آن‌ها گزارش شده است، می‌توان از بیوچارهای مناسب از جمله بیوچارهای بکار رفته در این تحقیق، به عنوان پتانسیلی برای ارتقاء پایدار سطح حاصلخیزی خاک و همگام با آن، کاهش مصرف کودهای شیمیایی

منابع

- 1- Asai H., Samson B.K., Stephan H.M., Songyikhangsuthor K., Homma K., Kiyono Y., Inoue Y., Shiraiwa T., and Horie T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD, and grain yield. *Field Crops Res*, 111:81-84.
- 2- Bagreev A., Bandosz T. J., and Locke D. C. 2001. Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer. *Carbon*, 39: 1971-1977
- 3- Balali M. R., Mohajer milani P., Khademi Z., Doroudi M. S., Mashaiekh M. J., and Malakouti M. J. 2000. Fertilizer recommendation for Wheat. *Amozesh Issue*. (In Persian).
- 4- Behnam H., Farrokhan Firouzi A., and Moezzi A. 2015. The effect of biochar and compost of sugarcane on soil organic carbon and Aterbreg's limite. 14th congress of soil science. Rafsanjan. Iran. (In Persian with English abstract).
- 5- Cetin E., Moghtaderi B., Gupta R., and Wall T. F. 2004. Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars', *Fuel*, 83: 2139-2150.
- 6- Collins H. P. 2011. Biochar- agricultur's black gold: the promise of biochar. Washington State University Extension. Accessible on <https://www.ars.usda.gov/ARSUserFile>.
- 7- Glaser B., Guggenberger G., and Zech W. 2004. Amazonian dark earths: Explorations in space and time. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 145-158.
- 8- Hass A., Gonzalez J.M., Lima I.M., Godwin H.W., Halvorson J.J., and Boyer D.G. 2012. Chicken manure biochar as liming and nutrient source for acid appalachian soil. *J. Environ. Qual*, 41:1096-1106.
- 9- Hiemstra T., Mia S., Duhaut P. B., and Molleman B. 2013. Natural and pyrogenic humic acids at goethite and natural oxide surfaces interacting with phosphate. *Environ Sci Technol*, 47: 9182-9189.
- 10- Ippolito J.A., Novak J.M., Busscher W.J., Ahmedna M., Rehrah D., and Watts D.W. 2012. Switchgrass biochar affects two Aridisols. *J. Environ. Qual*, 41:1123-1130.
- 11- Jeffery S., Verheijen FGA., Vander Velde M., and Bastos A.C. 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144: 175-187.
- 12- Kameyama K., Miyamoto T., Shiono T., and Shinogi Y. 2012. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcaric dark red soil. *J. Environ. Qual*, 41:1131-1137.
- 13- Karer J., Wimmer B., Zehetner F., Kloss S., and Soja G. 2013. Biochar application to temperate soils: effects on nutrient uptake and crop yield under field conditions. *Agr. Food Sci*, 22: 390-403.
- 14- Khavazi K., Balali M. R., Bazargan K., Dawatgar N., Asadi Rahmani H., and Rezaii H. 2014. Integrated Soil Fertility and Nutrition Program, 2014-2025. First volume. Soil and Water Research Institute. Tehran. Iran. (In persian).
- 15- Kimetu J.M., Lehmann J., Ngoze S.O., Mugendi D.N., Kinyangi J.M., Riha S., Verchot L., Recha J.W., and Pell A.N. 2008. Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. *Ecosystems*, 11:726-739.
- 16- Koutcheiko S., Monreal C.M., Kodama H., McCracken T., and Kotlyar L. 2007. 'Preparation and characterization of activated carbon derived from the thermo-chemical conversion of chicken manure', *Bioresource Technology*, 98: 2459-2464.

- 17- Lehmann J., Da Silva J.P., 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 Soil*, 249: 343–357.
- 18- Lehmann J., and Stephen J. 2009. *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. London. Sterling, VA.
- 19- Lehmann J., Gaunt J., and Rondon M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems a review, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 403–427.
- 20- Lentz R.D., and Ippolito J.A. 2012. Biochar and manure affect calcareous soil and corn silage nutrient concentrations and uptake. *J. Environ. Qual*, 41:1033–1043.
- 21- Lima H.N., Schaefer C.E.R., Mello J.W.V., Gilkes R.J., and Ker J.C. 2002. Pedogenesis and pre-Colombian land use of “Terra Preta Anthrosols” (“Indian black earth”) of western Amazonia. *Geoderma*, 110: 1–17.
- 22- Major J., Lehmann J., Rondon M., and Goodale C. 2010. Fate of soil-applied black carbon: Downward migration, leaching, and soil respiration. *Glob. Change Biol*, 16: 1366–1379.
- 23- Mao J.D., Johnson R.L., Lehmann J., Olk D.C., Neves E.G., Thompson M.L., and Schmidt-Rohr K. 2012. Abundant and stable char residues in soils: implications for soil fertility and carbon sequestration. *Environ Sci Technol*, 46: 9571–9576.
- 24- Mete F., Mia S., Dijkstra F.A., Abuyusuf M., and Iqbal Hossain A. S. M. 2015. Synergistic Effects of Biochar and NPK Fertilizer on Soybean Yield in an Alkaline Soil. *Pedosphere*, 25(5): 713–719.
- 25- Mukherjee A., and Lal R. 2014. The biochar dilemma. *Soil Research*, 52: 217–230.
- 26- Najafi ghiri M. 2014. The effect of different biochars on some soil properties and availability of some nutrients in a calcareous soil. *Journal of Soil Researches*, 29(2): 351–358.
- 27- Novak J.M., Lima I., Xing B., Gaskin J.W., Steiner C., Das K.C., Ahmedna M., Rehrah D., Watts D.W., Busscher W.J., and Schomberg H. 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*, 3: 195–206.
- 28- Paris O., Zollfrank C., and Zickler G.A. 2005. Decomposition and carbonisation of wood biopolymers a microstructural study of softwood pyrolysis, *Carbon*, 43: 53–66.
- 29- Safarzadeh shirazi S., and Rajabi H. 2015. The effect of pistachio residue and its biochar produced in different temperatures on soil pH. 14th congress of soil science. Rafsanjan. Iran. (In Persian with English abstract).
- 30- Safarzadeh Shirazi S., and Rajabi H. 2015. The effect of pistachio residue and its biochar produced in different temperatures on soil electrical conductivity. 14th congress of soil science. Rafsanjan. Iran. (In Persian with English abstract).
- 31- Schnell R.W., Vietor D.M., Provin T.L., Munster C.L., and Capareda S. 2012. Capacity of biochar application to maintain energy crop productivity: Soil chemistry, sorghum growth, and runoff water quality effects. *J. Environ. Qual*, 41: 1044–105.
- 32- Schnitzer M.I., Monreal C.M., Facey G.A., and Fransham P.B. 2007. The conversion of chicken manure to biooil by fast pyrolysis I. Analyses of chicken manure, biooils and char by C-13 and H-1 NMR and FTIR spectrophotometry. *Journal of Environmental Science and Health B*, 42: 71–77.
- 33- Singh B., Singh B.P., and Cowie A.L. 2010 Characterization and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 48: 516–525.
- 34- Sjöström E. 1993. *Wood Chemistry: Fundamentals and Applications*, second edition, Academic Press, San Diego, US.
- 35- Smith P. 2016. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies *Global Change Biology*.
- 36- Spokas K.A., Novak J.M., Stewart C.E., Cantrell K.B., Uchimiya M., DuSaire M.G., and Ro, K.S. 2011. Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. *Chemosphere*, 85: 869–882.
- 37- Stresov V., Patterson M., Zymala V., Fisher K., Evans T.J., and Nelson P.F. 2007. Fundamental aspects of biomass carbonisation, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 79: 91–100.
- 38- Van Zwieten L., Kimber S., Morris S., Chan K.Y., Downie A., Rust J., Joseph S., and Cowie A. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of paper mill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant Soil*, 327: 235–246.
- 39- Zabaniotou A., Stavropoulos G., and Skoulou V. 2008. Activated carbon from olive kernels in a two-stage process: Industrial improvement, *Bio Resource Technology*, 99: 320–326.
- 40- Zhang H., Chen C., Gray E., Boyd E., Yang H. and Zhang D. 2016. Roles of biochar in improving phosphorus availability in soils: A phosphate adsorbent and a source of available phosphorus. *Geoderma*, 276: 1–6
- 41- Zolfi M., Rowanaghi A.M., Karimian N., Ghasemi R., and Yasrebi J. 2016. The effect of biochars produced of chicken manure in different temperatures, on chemical properties of a calcareous soil. *Journal of Water and Soil Science*, 75: 73–86. (In Persian with English abstract).
- 42- Yoo G., and Kang H. 2012. Effects of biochar addition on greenhouse gas emissions and microbial responses in a short-term laboratory experiment. *J. Environ. Qual*, 41:1193–1202.



The Influence of Different Biochars and their Feedstock on Some Soil Chemical Properties and Nutrients over the Time in a Calcareous Soil

M. Forouhar¹- R. Khorassani^{*2}- A. Fotovat³- H. Shariatmadari⁴- K. Khavazi⁵

Received: 30-07-2017

Accepted: 18-12-2017

Introduction: Global warming is strongly linked to the increase in greenhouse gas emissions to the atmosphere. One of the most efficient ways to reduce the amount of atmospheric CO₂ is to produce a lot of biomass and convert the biomass into a biochar. Biochar is an organic carbon-rich solid that can be obtained from pyrolysis of various organic materials. In other words, biochar can be produced via thermal degradation of many organic materials such as vegetation biomass, animal waste, sewage sludge, etc. in absence or lack of oxygen. Biochar is more resistant to microbial degradation than its feedstock and has a mean resistance time of several decades. In connection with the use of biochar, the most researches have been done in non-fertile and highly weathered soils. The most significant effects of biochar application, have been also observed in strongly acidic soils. In many arid and semi-arid regions of the world, including Iran, the soil organic matter content is low. The lack of organic resources and their instability in the soil are considered as some of the most important challenges in improving soil fertility and plant growth and yield. To improve soil fertility by using insufficient existing organic resources, stabilizing organic matter by converting it into the biochar can be a fundamental strategy. If this strategy is applied in our country with calcareous soils, it is necessary to study the effects of different biochars on calcareous soils from different aspects. In this regard, in the present study, the effect of three types of biochar in a calcareous soil has been investigated in comparison with their feedstock.

Materials and Methods: The effects of three types of biochar and their feedstock in a calcareous soil were investigated in a 6-months period of incubation. A completely randomized design in the form of split plot experiment, was carried out. The main plots were consisted of Control, Municipal Waste Compost (MWC) and its biochar (BMWC), Sewage Sludge (SS) and its biochar (BSS) and Cow Manure (CM) and its biochar (BCW). The sub plots consisted of five sampling times as 10, 30, 60, 120 and 180 days after the beginning of incubation. Application rate of each treatment per kilogram of soil was calculated based on having the same weight of organic carbon content. So that all treatments contained 2.2 grams of organic carbon. After mixing the treatment with soil and adjusting the humidity to the moisture content of the field capacity (FC), they were transferred to the cans (with 3 holes embedded on their doors) and kept at 25°C in the incubator. During the 6-month incubation period, soil moisture was set at FC levels at intervals of two to three days. Sub samples were taken at five times. After air drying the sub samples, the chemical parameters such as EC of 1:2.5 extract, pH of 1:2.5 suspension, available phosphorus (extracted with sodium bicarbonate 0.5N) and available potassium (extracted with ammonium acetate 1N) were measured. After data collection, statistical analysis was performed using SAS software.

Results and Discussion: The soil texture was sandy loam with 21% of clay, 7% of silt and 72% of sand. Soil CaCO₃ content and soil organic carbon content was 16% and 0.23% respectively. Available forms of potassium and phosphorous in soil were 76 and 6.3 mg kg⁻¹, respectively. According to the results, under the influence of each treatment, the variation of soil available P, showed a significant increasing trend with the time. Changes in available potassium and soil pH were not significant over the time. Variation of soil salinity with time although showed an increasing trend but was not significant. Comparison of the effects of treatments showed that both biochars and their feedstock could significantly increase the available phosphorus and potassium in soil. In this regard, the effect of biochars was more pronounced than their feedstock. Among the feedstock, ranking for enhancing effect on available P, was SS > CM > MWC and among the biochars, it was BCM > BSS > BMWC. Ranking for enhancing effect on available K, was CM > MWC > SS and BCM > BMWC > BSS among the

1- Ph.D. Student of Ferdowsi University of Mashhad and Instructor of Soil and Water Research Department, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resource Research and Education Center, AREEO, Mashhad, Iran

2 and 3- Associate Professor and Professor, Department of Soil Science, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

(*- Corresponding Author Email: khorassani@um.ac.ir)

4- Professor of Soil Science, Department of Soil Science, Isfahan University of Technology, Iran

5- Professor of Soil Science, Department of Soil Biology, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran

feedstock and biochars respectively. The increase in available phosphorus and potassium due to the use of biochars were much higher than that of total phosphorus and total potassium added by biochars. The soil pH decreased as a result of the application of each treatment compared to control. In this regard, the significant difference between biochars and their feedstock were not seen. Probable presence of some amounts of pyrogenic carbon with biochars can be one of the reasons for soil pH reduction. Electrical conductivity of 1:2.5 extract of soil was increased by all treatments compared to the control. Except for BSS, two other biochars significantly increased soil salinity more than their feedstock. This increasing effect on soil salinity can be partially due to the existence of some amount of ash accompanied with biochars.

Conclusions: Application of biochars derived from cow manure, sewage sludge or municipal waste compost in this experimental conditions, led to a significant increase in the amount of available phosphorus and potassium in soil compared to control and their feedstock. Therefore, the use of these biochars can have a high potential for reducing the consumption of some chemical fertilizers. From this point of view, the order of the superiority of the coal was as follows: biochar of cow manure > biochar of municipal waste compost > biochar of sewage sludge. The conversion of any of these feedstock to biochar did not have an effect on their potential for soil pH changes. Except for biochar of sewage sludge, in two other biochar, the potential for increasing soil salinity was higher than the feedstock. Considering that the durability of biochar in soil is much higher than that of its feedstock, it is possible to use suitable biochars such as those examined in this study as a great potential for the sustainable improvement of soil fertility and for reducing the use of chemical fertilizers in our country's agriculture. This requires extensive field researches for other soil properties in different soil and water conditions, with different kinds of biochars and crops.

Keywords: Biochar, Manure, Municipal waste compost, Sewage sludge



پیش‌بینی پراکنش مکانی ماده آلی خاک با استفاده از شاخص‌های توپوگرافی و تکنیک شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ

محمد علی محمودی^{۱*} - مولود میرزایی^۲ - سید محمد طاهر حسینی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۷/۰۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۲/۰۳

چکیده

ماده آلی یکی از فاکتورهای مهم کیفی خاک است که تأثیر زیادی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک دارد. هدف از این پژوهش برآورد تغییرات مکانی ماده آلی خاک و وضعیت آن با استفاده از تکنیک شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ در اراضی دشت قروه در استان کردستان بود. بدین منظور تعداد ۱۵۰ نمونه خاک به روش سیستماتیک با فواصل ۲×۲ کیلومتر از عمق ۰ تا ۱۵ سانتی‌متری جمع‌آوری شد. مقدار ماده آلی خاک‌ها در آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی رابطه بین مقدار ماده آلی و پارامترهای توپوگرافی (ارتفاع، درصد شیب، جهت شیب و شاخص خیزی توپوگرافی) بدست آمد. به کمک مدل بدست آمده نقشه اولیه ماده آلی خاک تهیه شد. سپس مقدار باقیمانده‌های مدل شبکه عصبی مصنوعی با روش کریجینگ معمولی درون‌یابی شد که پس از ادغام آن با نقشه اولیه نقشه نهایی ماده آلی خاک بدست آمد. نقشه وضعیت ماده آلی خاک از همپوشانی نقشه ماده آلی خاک با نقشه بافت خاک در چهار کلاس خیلی کم، کم، متوسط و زیاد بدست آمد. نتایج حاصل از شبکه عصبی مصنوعی نشان داد که متغیرهای ارتفاع و جهت شیب اثر معنی‌داری بر روی مقدار ماده آلی خاک داشتند ($P < 0.05$). بر اساس نتایج حاصل از ارزیابی مقاطع روش شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ توانست ۸۹ درصد از تغییرات مکانی ماده آلی خاک را توصیف کند. نقشه وضعیت ماده آلی خاک نشان داد که در حدود ۷۹ درصد از خاک‌های منطقه از نظر ماده آلی در وضعیت خیلی کم و کم قرار دارند.

واژه‌های کلیدی: تغییرات مکانی، شاخص‌های توپوگرافی، شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ، ماده آلی خاک

مقدمه

گردد (۱۸). در کشاورزی دقیق مدیریت خاک‌ها با این تغییرات تطبیق داده می‌شود. این کار باعث مصرف بهینه نهاده‌های کشاورزی می‌گردد. از اینرو، مدیریت صحیح زراعی در کشاورزی دقیق نیازمند شناخت و پیش‌بینی تغییرات مکانی ویژگی‌های خاک است (۸). ناهمگونی خاک را می‌توان با استفاده از نمونه‌برداری پیوسته یا ناپیوسته^۴ تخمین زد. در نمونه‌برداری پیوسته ویژگی مشخصی از خاک در تمام نقاط میدانی اندازه‌گیری می‌شود. این کار معمولاً با تجزیه و تحلیل تصاویر ماهواره‌ای یا هوایی و یا از طریق جمع‌آوری داده‌های زمینی با استفاده از تکنیک‌های سنجش از دور صورت می‌گیرد. نمونه‌برداری پیوسته برای تمام نقاط میدان مورد مطالعه داده به دست می‌دهد بدون اینکه نیازی به درون‌یابی بین اندازه‌گیری‌ها و یا طرح خاصی برای نمونه‌برداری باشد (۱۸).

نمونه‌برداری ناپیوسته معمولاً با جمع‌آوری نمونه‌های خاک با استفاده از تکنیک‌های نمونه‌برداری از نقاط و اعماق از پیش تعیین شده صورت می‌گیرد. برخلاف نمونه‌برداری پیوسته، در نمونه‌برداری

ماده آلی خاک تأثیر زیادی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک دارد. ظرفیت نگهداشت آب، مقدار مواد غذایی خاک و نیز ساختمان خاک با افزایش ماده آلی خاک بهبود می‌یابد (۵). مدیریت صحیح ماده آلی می‌تواند فرسایش خاک را کاهش داده و بارخیزی خاک را افزایش دهد. علاوه، افزایش ماده آلی خاک نقش مهمی در کاهش دی‌اکسید کربن اتمسفری و جلوگیری از تغییرات اقلیمی دارد (۲۸).

خاک‌ها در نتیجه اثرات اقلیم، موجودات زنده بر روی مواد مادری زمین‌شناختی در موقعیت‌های مختلف توپوگرافی در طول زمان بوجود آمده‌اند. تغییر در عوامل خاکسازي باعث ایجاد تغییر در خاک‌ها می

۱، ۲ و ۳- به ترتیب استادیار، دانش‌آموخته کارشناسی ارشد و مربی گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران
(*) - نویسنده مسئول: (Email: a.mahmoodi@uok.ac.ir)

ناپیوسته تنها یک زیرمجموعه نمونه از جامعه وجود دارد. اگر تعداد کافی نمونه جمع‌آوری گردد، ویژگی‌های جامعه را می‌توان با استفاده از تکنیک‌های زمین‌آماری استنتاج کرد (۳، ۴ و ۱۴). تکنیک اصلی در روش‌های زمین‌آماری کریجینگ است که بهترین تخمین خطی غیراریب از یک متغیر مکانی را بدست می‌دهد (۱۳). با این حال، نتایج روش کریجینگ زمانی رضایت‌بخش است که تعداد نمونه‌ها کافی باشند. این امر هزینه و زمان نقشه‌برداری را افزایش می‌دهد (۱۱). یکی دیگر از روش‌های زمین‌آماری کوکریجینگ است. کوکریجینگ در واقع نوعی کریجینگ توسعه یافته است که در آن از رابطه بین متغیر اصلی با یک یا چند متغیر کمکی برای درون‌یابی متغیر اصلی استفاده می‌شود (۹، ۲۵ و ۲۷). دقت این روش زمانی بالاست که ضریب همبستگی بین متغیر اصلی با متغیرهای کمکی $0/5$ و بیشتر بوده و تراکم نمونه‌برداری متغیر کمکی بالا باشد (۲۲، ۲۴ و ۲۹). از دیگر روش‌هایی که در آنها از رابطه بین متغیر اصلی با یک یا چند متغیر کمکی برای درون‌یابی متغیر اصلی استفاده می‌شود روش‌های تلفیقی رگرسیون-کریجینگ یا شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ است. در این روش‌ها ابتدا با استفاده از روش‌های رگرسیونی یا شبکه‌های عصبی مصنوعی رابطه بین متغیر اصلی با متغیرهای کمکی بدست می‌آید. با استفاده از مدل بدست آمده نقشه اولیه متغیر اصلی تهیه می‌شود. سپس مقدار باقیمانده‌ها با استفاده از کریجینگ معمولی درون‌یابی می‌شود. در نهایت نقشه نهایی متغیر اصلی از جمع نقشه اولیه با نقشه باقیمانده‌ها بدست می‌آید (۲۰ و ۶). شبکه‌های عصبی روش‌های هوشمند مدل‌سازی هستند که همانند سیستم عصبی انسان عمل می‌کنند. این شبکه‌ها توانایی یادگیری و تعمیم اطلاعات را دارند. مزیت اصلی شبکه‌های عصبی در این است که برخلاف روش‌های رگرسیونی نیازی به ارتباط از پیش تعیین شده ای میان داده‌های ورودی و داده‌هایی که قرار است پیش‌بینی شوند، ندارند. از آنجایی که خاک یک سیستم طبیعی و ناهمگن است، ایجاد ارتباط میان خصوصیات آن تا حدی دشوار است. از این‌رو، در این‌گونه سیستم‌ها شبکه‌های عصبی معمولاً کارآتر از روش‌های رگرسیونی عمل می‌کنند (۱۵). بعنوان مثال اینگلی و کراو (۸) از طول موج‌های مختلف طیف بازتاب شده از خاک برای پیش‌بینی ماده آلی خاک استفاده کردند. نتایج مطالعات آنها نشان داد که شبکه‌های عصبی مصنوعی نسبت به رگرسیون چندمتغیره خطی کارایی بیشتری برای پیش‌بینی ماده آلی خاک دارند.

شاخص‌های توپوگرافی، که از نقشه‌های رقومی ارتفاع (DEM) بدست می‌آیند، می‌توانند متغیر کمکی مفیدی برای پیش‌بینی برخی از ویژگی‌های خاک‌ها باشد. بعنوان مثال ژاو و همکاران (۳۰) با استفاده از شبکه‌های عصبی مصنوعی مدلی برای پیش‌بینی ماده آلی خاک بوجود آوردند. آنها برای اینکار از پارامترهای توپوگرافی و نیز از برخی از ویژگی‌های خاک که از نقشه خاک با مقیاس $(1/100000)$

استخراج شده بود، استفاده کردند. نتایج بدست آمده نشان داد که شاخص موقعیت شیب عمودی^۱ مهمترین متغیر توصیف کننده توزیع ماده آلی خاک بود. سایر متغیرها مانند تیزی شیب^۲ و تابش پتانسیل خورشیدی^۳ نیز تأثیر معنی‌داری بر روی توزیع ماده آلی خاک داشتند. مدل ایجاد شده در این مطالعه با دو پارامتر ورودی شامل موقعیت شیب عمودی و مقدار ماده آلی استخراج شده از نقشه خاک با مقیاس $(1/100000)$ توانست ۹۲ درصد از تغییرات ماده آلی خاک را پیش‌بینی کند. آنها از مدل بدست آمده برای تهیه نقشه ماده آلی خاک با وضوح بالا استفاده کردند. نتایج این مطالعه نشان داد که پارامترهای توپوگرافی استخراج شده از نقشه DEM به همراه داده‌هایی که از نقشه‌های کلی خاک با مقیاس کوچک بدست می‌آیند، می‌توانند برای تهیه نقشه ماده آلی خاک با دقت و وضوح بالا با استفاده از شبکه‌های عصبی مصنوعی استفاده شوند. گنو و همکاران (۷) با استفاده از شبکه‌های عصبی مصنوعی و رگرسیون چند متغیره خطی تغییرات ماده آلی خاک را در یک منطقه تپه‌ای شبیه‌سازی کردند. آنها از شاخص‌های توپوگرافی شامل شاخص خیزی، شاخص موقعیت نسبی، ارتفاع و طول شیب که از نقشه DEM بدست آورده بودند، برای پیش‌بینی ماده آلی خاک استفاده کردند. نتایج نشان دادند که شبکه‌های عصبی ایجاد شده با استفاده از شاخص خیزی، شاخص موقعیت نسبی و طول شیب بهترین کارایی را نسبت به سایر شبکه‌های عصبی ایجاد شده و نیز رگرسیون چندمتغیره خطی داشتند. همچنین نتایج حاصل از شبکه‌های عصبی مصنوعی و رگرسیون چندمتغیره خطی نشان دادند که در بین شاخص‌های توپوگرافی شاخص خیزی بیشترین تأثیر را بر پراکنش ماده آلی خاک در منطقه مورد مطالعه داشت.

دشت قروه در استان کردستان یکی از مناطق مستعد برای کشاورزی است. عملیات خاکورزی شدید و کشت و کار نامناسب در شرایط اقلیم مدیترانه‌ای این منطقه باعث فرسایش خاک و به تبع آن از دست رفتن عناصر غذایی و مواد آلی از خاک‌های این منطقه می‌شود. این مطالعه به بررسی وضعیت ماده آلی در خاک‌های این منطقه می‌پردازد. بطور کلی اهداف این پژوهش عبارتند از: (۱) ارزیابی کارایی برخی از پارامترهای بدست آمده از نقشه رقومی ارتفاع برای پیش‌بینی تغییرات مکانی ماده آلی خاک، (۲) برآورد تغییرات مکانی ماده آلی خاک با استفاده از روش شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ و (۳) ارزیابی وضعیت ماده آلی خاک در بخشی از اراضی دشت قروه در استان کردستان.

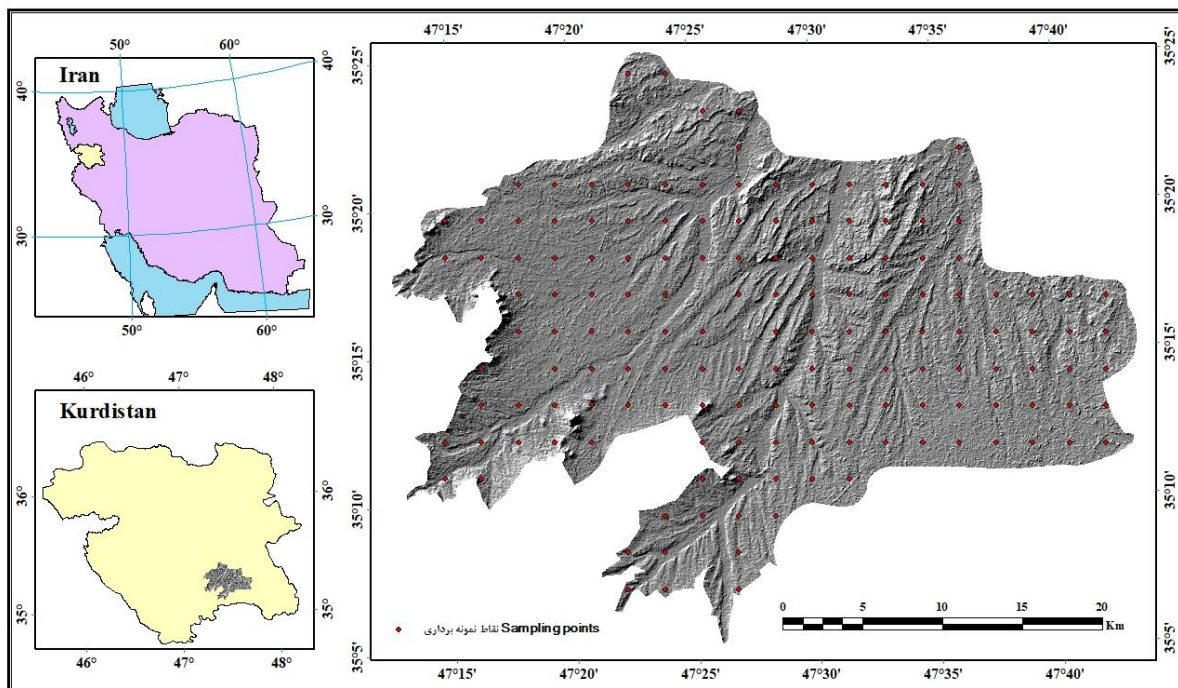
1- Vertical slope position
2- Slope steepness
3- Potential solar radiation

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

طول شرقی و ۳۵ درجه و ۵ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۲۶ دقیقه عرض شمالی واقع شده است (شکل ۱). اراضی این منطقه عمدتاً تپه‌ای و دارای کاربری کشاورزی (آبی و دیم) می‌باشند. رژیم حرارتی خاک های این منطقه مزیک و رژیم رطوبتی آنها زیریک است.

منطقه مورد مطالعه بخشی از اراضی دشت قروه در استان کردستان در غرب ایران با مساحتی در حدود ۸۷ هزار هکتار است، که در محدوده جغرافیایی ۴۷ درجه و ۱۲ دقیقه تا ۴۷ درجه و ۴۴ دقیقه



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه‌برداری

Figure 1- Location of the study area and distribution of the sampling points

جغرافیایی ایالات متحده آمریکا (USGS) استخراج شدند. این شاخص‌ها عبارت بودند از ارتفاع (H)، درصد شیب (S)، جهت شیب (Asp) و شاخص خیزی توپوگرافی (TWI). شاخص خیزی توپوگرافی و یا به اختصار شاخص خیزی، که اولین بار توسط بون و کیرکی (۱) ارائه شد، معرف خوبی برای توزیع رطوبت در سطح زمین‌نماست و به صورت زیر تعریف می‌شود:

$$TWI = \ln \left(\frac{\alpha}{\tan \beta} \right) \quad (1)$$

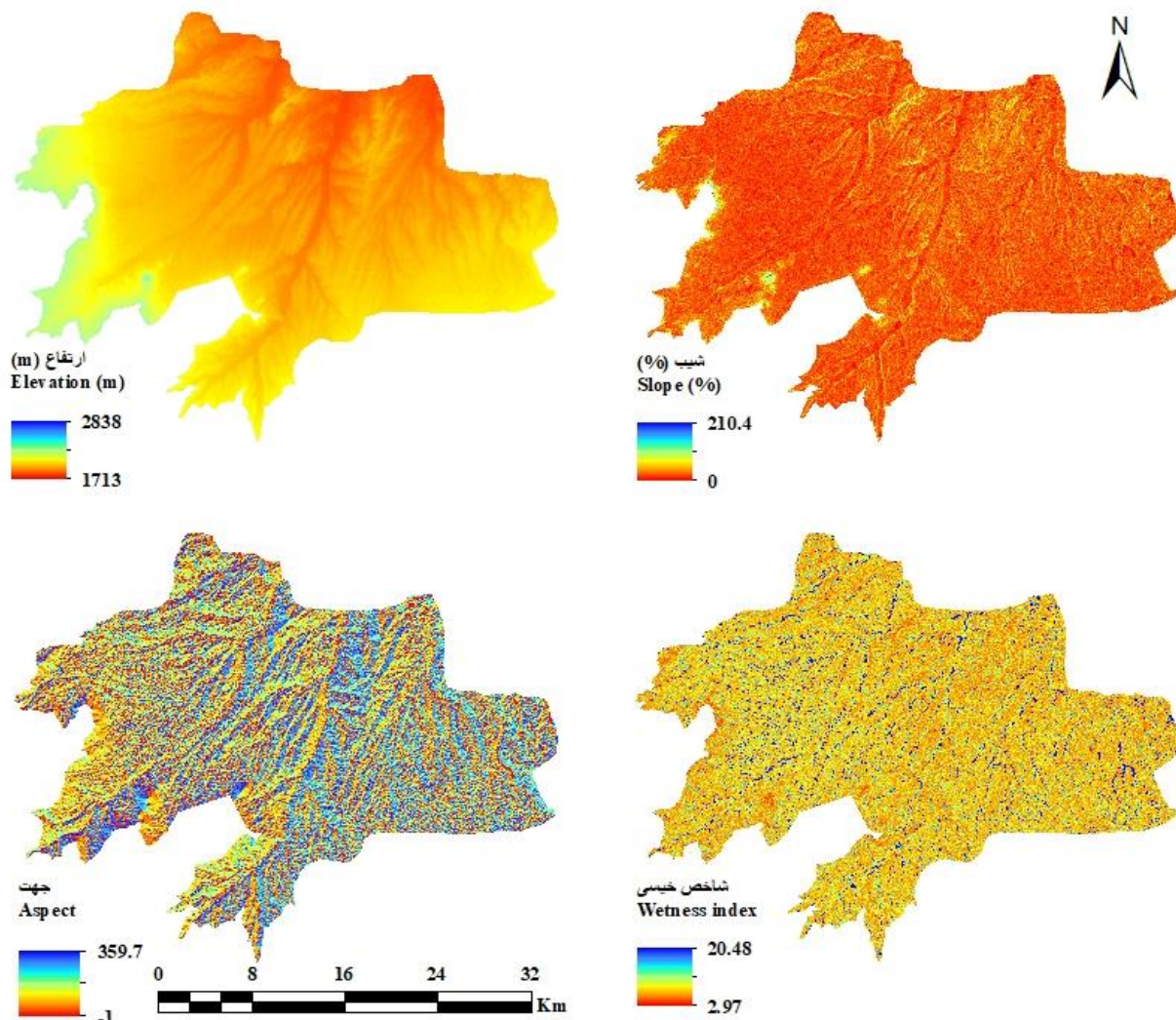
که در آن α سطح دریافت کننده ویژه (m^2/m) و β درجه شیب است. سطح دریافت کننده ویژه به صورت مساحت حوزه آبخیز بالادست هر نقطه به طول مسیر دریافت کننده جریان در آن نقطه تعریف می‌شود (۱). کلیه شاخص‌های فوق با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS 10.2 محاسبه شدند (شکل ۲).

نمونه‌برداری و تجزیه‌های خاک

نمونه‌برداری از خاک‌های منطقه مطالعاتی در تابستان سال ۱۳۹۳ صورت گرفت. در مجموع تعداد ۱۵۰ نمونه خاک به روش سیستماتیک (شبکه‌ای) با فواصل منظم ۲×۲ کیلومتر جمع‌آوری شد (شکل ۱). در هر نقطه تعداد ۶ نمونه در دایره‌ای به شعاع ۱ متر از عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری برداشته شد. سپس نمونه‌ها با هم مخلوط شدند و یک نمونه مرکب بعنوان معرف آن نقطه بدست آمد. نمونه‌ها در دمای آزمایشگاه هوا خشک شدند و سپس از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. مقدار ماده آلی آنها به روش والکی و بلک (۲۶) اندازه‌گیری شد.

شاخص‌های توپوگرافی

برای پیش‌بینی تغییرات مکانی ماده آلی خاک از شاخص‌های توپوگرافی بعنوان متغیر کمکی استفاده شد. شاخص‌های توپوگرافی در این مطالعه از نقشه‌های DEM تهیه شده توسط سازمان نقشه‌برداری



شکل ۲- نقشه‌های شاخص‌های توپوگرافی منطقه مورد مطالعه
Figure 2- Maps of topographic indices of the study area

لایه مخفی بر مبنای توصیه کولوموگروف برابر $2n+1$ در نظر گرفته شد که در آن n تعداد متغیرهای ورودی است (۲). متغیرهای ورودی کانیدا شده برای ایجاد شبکه عصبی مصنوعی پارامترهای توپوگرافی بودند که از نقشه رقومی ارتفاع بدست آمدند. این متغیرها عبارت بودند از ارتفاع، مقدار شیب، جهت شیب و شاخص خیس. قبل از مدل‌سازی کلیه متغیرهای ورودی با استفاده از رابطه زیر استاندارد شدند:

$$Z = \frac{X_i - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (2)$$

که در آن Z مقدار استاندارد شده، X_i مقدار هر داده، $X_{\min}$ مقدار حداقل داده‌ها و $X_{\max}$ مقدار حداکثر داده‌ها می‌باشد. این تبدیل مقدار داده‌ها را بین ۰ و ۱ استاندارد و بی بعد می‌کند. داده‌های مورد

مدل‌سازی با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی

به منظور پیش‌بینی روند کلی تغییرات ماده آلی خاک از شبکه عصبی مصنوعی استفاده شد. شبکه عصبی مورد استفاده در این مطالعه از نوع پیش‌خور^۱ و دارای دو لایه بود. نرون‌های لایه مخفی آن از نوع سیگموئیدی و نرون‌های لایه خروجی آن از نوع خطی بود. این نوع شبکه به دلیل کارایی بالای آن در انطباق با مسائل بویژه در سیستم‌های غیرخطی بطور گسترده‌ای توسط محققین مختلف مورد استفاده قرار گرفته است (۷، ۱۰ و ۳۰). برای آموزش شبکه از الگوریتم پس‌انتشار^۲ لونبرگ-مارکوات استفاده شد. تعداد نرون‌های

- 1- Feed forward
- 2- Backpropagation

روش ارزیابی صحت

برای ارزیابی عملکرد هر کدام از روش‌های درونیابی از روش ارزیابی متقاطع استفاده شد. بدین منظور از سه شاخص آماری میانگین خطا (ME)، ضریب نیکویی برازش یا ضریب تبیین (R^2) و شاخص نش-ساتکلیف (NS) (۱۹) استفاده شد، که به صورت زیر تعریف می‌شوند:

$$ME = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [\hat{Z}(x_i) - Z(x_i)] \quad (3)$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^N [\hat{Z}(x_i) - \bar{\bar{Z}}(x_i)] [Z(x_i) - \bar{Z}(x_i)]^2}{\sum_{i=1}^N [\hat{Z}(x_i) - \bar{\bar{Z}}(x_i)]^2 \sum_{i=1}^N [Z(x_i) - \bar{Z}(x_i)]^2} \quad (4)$$

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N [\hat{Z}(x_i) - Z(x_i)]^2}{\sum_{i=1}^N [Z(x_i) - \bar{Z}(x_i)]^2} \quad (5)$$

در این فرمول‌ها، N تعداد کل نمونه‌ها، $Z(x_i)$ مقادیر اندازه‌گیری شده، $\hat{Z}(x_i)$ مقادیر پیش‌بینی شده، $\bar{\bar{Z}}(x_i)$ میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده و $\bar{Z}(x_i)$ میانگین مقادیر برآورد شده ماده آلی خاک در مکان x می‌باشد. لازم به ذکر است که در مواردی که ارزیابی یک مدل بر اساس داده‌هایی که خود مدل با استفاده از آنها بدست آمده است انجام گیرد، تنها از شاخص R^2 استفاده می‌شود؛ زیرا در چنین مواردی شاخص‌های R^2 و NS با هم برابر خواهند شد. اما در مواردی که ارزیابی یک مدل بر اساس یک گروه داده مستقل انجام شود، از هر دو شاخص استفاده می‌شود. مقدار شاخص NS از $-\infty$ تا ۱ متغیر است. مقدار ۱ بیانگر برازش کامل مقادیر برآورد شده بر مقادیر اندازه‌گیری شده است. برای مقادیر NS کمتر از صفر کارایی مدل ضعیف، بین صفر تا ۰/۵ متوسط و بزرگتر از ۰/۵ رضایت‌بخش خواهد بود (۱۷ و ۲۱).

نتایج و بحث

ویژگی‌های توپوگرافی و خاک‌های منطقه

در جدول (۲) دامنه تغییرات و توزیع برخی از ویژگی‌های خاک-های مورد مطالعه برای کل داده‌ها و همچنین زیرمجموعه‌های مختلف آنها (داده‌های آموزش، اعتبارسنجی و آزمون) ارائه شده است. مقدار ماده آلی خاک‌ها بین ۰/۳۴ تا ۴/۵۱ درصد تغییر می‌کند. مقدار ۰/۳۴ مربوط به زمینی با کاربری بایر و مقدار ۴/۵۱ درصد مربوط به کاربری گندم آبی بوده است. در ستون آخر مقدار P value برای آزمون کای اسکور نشان داده شده است. بر اساس این آزمون توزیع آماری داده‌های آموزش، اعتبارسنجی و آزمون برای هر کدام از متغیرها با توزیع کل داده‌های آن متغیر یکسان است. این موضوع

استفاده برای ایجاد شبکه عصبی به طور تصادفی به سه گروه آموزشی (۷۵ درصد)، اعتبارسنجی (۱۵ درصد) و آزمون (۱۵ درصد) تقسیم شدند.

برای انتخاب بهترین متغیرهای ورودی از بین متغیرهای فوق از روش پیشرو استفاده شد. بدین صورت که ابتدا از بین شبکه‌های عصبی با یک متغیر ورودی بهترین شبکه عصبی بر مبنای کمترین میانگین مربعات خطا (MSE) انتخاب گردید. سپس به این مدل به ترتیب متغیرهای دیگر اضافه شدند؛ با این شرط که باعث کاهش معنی‌داری در خطاهای مدل گردند. آزمون مورد استفاده برای اینکار آزمون t student در سطح معنی‌داری ۰/۰۵ بود.

روش‌های درونیابی

روش اصلی در این مطالعه برای برآورد تغییرات مکانی ماده آلی خاک روش شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ بود؛ اما به منظور مقایسه از روش کریجینگ معمولی نیز استفاده شد. در روش شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ ابتدا با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی رابطه بین ماده آلی با شاخص‌های توپوگرافی بدست آمد. با استفاده از مدل بدست آمده نقشه اولیه ماده آلی خاک تهیه شد. سپس مقدار باقیمانده‌ها با استفاده از روش کریجینگ معمولی درونیابی شد. در نهایت نقشه نهایی ماده آلی خاک از جمع نقشه اولیه با نقشه باقیمانده‌ها بدست آمد (۱۴، ۲۰). کلیه محاسبات و تهیه نقشه‌ها در این مطالعه با استفاده از نرم‌افزارهای MATLAB 8.6.0 و Arc GIS 10.2 انجام گرفت.

طبقه‌بندی وضعیت کمی ماده آلی خاک

در این مطالعه وضعیت مقدار ماده آلی خاک‌ها با توجه به کلاس بافتی آنها در ۴ سطح خیلی کم، کم، متوسط و زیاد طبقه‌بندی شده است، که معیارهای این طبقه‌بندی در جدول (۱) آورده شده است (۲۳). بر این اساس طبقه‌بندی وضعیت کمی ماده آلی خاک در منطقه مورد مطالعه با توجه به نقشه بافت خاک انجام شد. این نقشه، که در شکل (۳) نشان داده شده‌اند، از مطالعات قبلی در این منطقه بدست آمده است (۱۶). بطوری که نقشه بافت خاک نشان می‌دهد بخش اعظم خاک‌های این منطقه (۶۴ درصد) دارای بافت سنگین لوم رسی می‌باشند. تنها حدود ۱۹ درصد از خاک‌های منطقه دارای بافت متوسط لومی بوده و بقیه خاک‌های منطقه دارای سایر بافت‌ها هستند که به طور پراکنده در منطقه توزیع یافته‌اند.

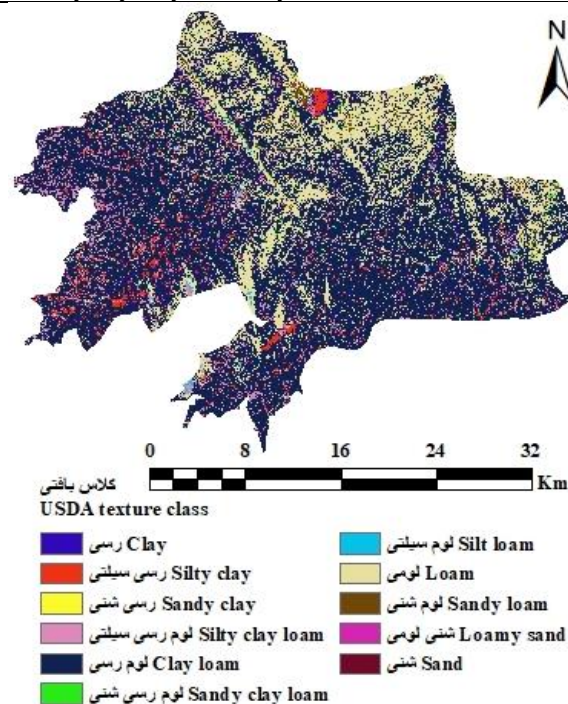
در این مطالعه وضعیت مقدار ماده آلی خاک‌ها با توجه به کلاس بافتی آنها در ۴ سطح خیلی کم، کم، متوسط و زیاد طبقه‌بندی شده است، که معیارهای این طبقه‌بندی در جدول (۱) آورده شده است (۲۳).

تقسیم‌بندی خوب داده‌ها را نشان می‌دهد که برای بدست آوردن یک شبکه عصبی پایدار و کارآمد ضروری است.

جدول ۱- ارزیابی وضعیت ماده آلی خاک بر اساس کلاس بافتی آن (۲۳)

Table 1- Soil organic matter evaluation according to USDA textural classes (23)

کلاس بافت خاک USDA texture class	وضعیت ماده آلی خاک SOM content			
	خیلی کم Very low	کم Low	متوسط Medium	زیاد High
لوم شنی، شنی، شنی لومی Sandy loam, sand, loamy sand	<0.8	0.8-1.4	1.5-2	>2
سیلتی، لوم سیلتی، لوم رسی شنی، رسی شنی، لومی Silt, silty loam, sandy clay loam, sandy clay, loam	<1	1-1.8	1.9-2.5	>2.5
لوم رسی سیلتی، رسی سیلتی، لوم رسی، رسی Silty clay loam, silty clay, clay loam, clay	<1.2	1.2-2.2	2.3-3	>3



شکل ۳- نقشه بافت خاک‌های منطقه مورد مطالعه (۱۶)

Figure 3- Soil texture map of the study area (16)

افزایش معنی‌داری را در دقت مدل ایجاد نکرده‌اند ($P > 0.05$) و لذا شبکه عصبی بدست آمده با دو متغیر ارتفاع و جهت شیب بعنوان بهترین مدل انتخاب گردید. این نتایج نشان می‌دهند که در بین شاخص‌های توپوگرافی فوق، شاخص‌های ارتفاع و جهت شیب بیشترین تأثیر را بر پراکنش مکانی ماده آلی خاک دارند. در یک منطقه معمولاً با افزایش ارتفاع مقدار بارندگی نیز افزایش می‌یابد. افزایش بارندگی افزایش پوشش گیاهی و به تبع آن افزایش ماده آلی خاک را به دنبال دارد. جهت شیب نیز از طریق تأثیر بر میزان انرژی تابشی دریافتی در واحد سطح بر میزان درجه حرارت خاک و در نتیجه سرعت تجزیه ماده آلی خاک تأثیر می‌گذارد. در نیمکره شمالی شیب

پیش‌بینی ماده آلی خاک با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی

در جدول (۳) کارایی شبکه‌های عصبی مصنوعی با متغیرهای ورودی مختلف آورده شده است. در بین مدل‌های تک متغیره، ارتفاع بهترین متغیر ورودی بوده است زیرا کمترین مقدار MSE با این متغیر بدست آمده است. در گام بعدی سایر متغیرهای ورودی به این متغیر اضافه شده‌اند تا بهترین شبکه عصبی دو متغیره بدست آید. در اینجا متغیر جهت شیب بیشترین افزایش معنی‌دار را در دقت پیش‌بینی مدل تک متغیره ایجاد کرده ($P < 0.05$) و بعنوان متغیر دوم وارد مدل شده است. افزودن متغیرهای درجه شیب و شاخص خیزی به این مدل

های جنوبی انرژی تابشی بیشتری در واحد سطح دریافت می‌کنند؛ لذا مقدار آن در خاک کمتر است (۱۲). معمولاً در این شیب‌ها سرعت تجزیه ماده آلی خاک بیشتر بوده و

جدول ۲- آماره‌های توصیفی برخی از ویژگی‌های خاک‌های مورد مطالعه

Table 2- Descriptive statistics of selected soil parameters

متغیر Variable	گروه Data group	تعداد نمونه No. of samples	کمترین Minimum	بیشترین Maximum	میانگین Mean	انحراف معیار Standard deviation	چولگی Skewness	کشییدگی Kurtosis	P Value
ماده آلی (%) Organic matter (%)	کل All	150	0.34	4.51	1.82	0.68	1.12	5.28	-
	آموزش Training	104	0.34	4.51	1.82	0.70	1.20	5.75	1.00
	اعتبارسنجی Validation	23	0.84	3.79	1.85	0.72	1.05	3.97	1.00
	آزمون Test	23	0.93	2.91	1.80	0.55	0.51	2.64	1.00
شیب (%) Slope (%)	کل All	150	0.10	25.96	5.83	4.29	1.44	6.48	-
	آموزش Training	104	0.13	25.96	5.99	4.58	1.60	6.69	1.00
	اعتبارسنجی Validation	23	0.13	11.40	5.48	3.26	0.10	2.14	0.94
	آزمون Test	23	0.10	15.02	5.50	3.94	0.61	2.94	1.00
جهت (درجه) Aspect (degree)	کل All	150	0	359.42	176.44	107.15	0.02	1.78	-
	آموزش Training	104	0	355.09	175.63	108.94	0.04	1.76	0.95
	اعتبارسنجی Validation	23	31.13	332.24	182.80	98.48	0.08	1.80	0.97
	آزمون Test	23	0	359.42	173.76	111.59	-0.06	1.77	0.99
شاخص خیس Wetness index	کل All	150	4.75	43.58	9.37	6.74	3.28	14.80	-
	آموزش Training	104	4.75	39.07	9.33	6.46	3.33	15.30	0.99
	اعتبارسنجی Validation	23	4.86	43.58	9.26	8.06	3.83	19.26	0.94
	آزمون Test	23	4.76	34.43	9.64	6.89	2.58	10.44	1.00

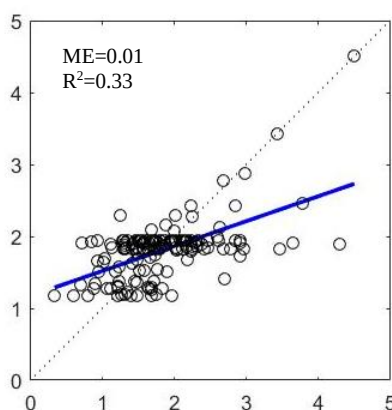
جدول ۳- کارایی شبکه‌های عصبی مصنوعی برگزیده شده

Table 3- Performance of selected ANN models

متغیرهای ورودی Input variables	تعداد گره No. of nodes	MSE (%) ²	ME (%)	NS	R ²	P Value
ارتفاع Elevation	3	131.07	-0.037	0.23	0.23	-
ارتفاع، جهت شیب Elevation, Aspect	5	114.88	0.01	0.33	0.33	0.0106

بخش‌های بعدی پس از حذف این تغییرات از کل تغییرات مکانی ماده آلی خاک باقیمانده تغییرات، که تغییرات کوتاه‌برد می‌باشند، توسط روش کریجینگ به دام انداخته شده و دقت پیش‌بینی افزایش داده می‌شود.

در شکل (۴) مقادیر پیش‌بینی شده ماده آلی خاک با استفاده از مدل شبکه عصبی انتخاب شده در برابر مقدار اندازه‌گیری شده آن نشان داده شده است. هرچند که مدل بدست آمده تنها می‌تواند در حدود ۳۳ درصد از تغییرات ماده آلی خاک را توصیف کند، با این وجود از نظر نشان دادن روند کلی تغییرات ماده آلی خاک ارزشمند است.



شکل ۴- مقادیر اندازه‌گیری شده ماده آلی خاک در برابر مقادیر پیش‌بینی شده آن با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی
Figure 4- Measured vs. predicted soil organic matter using artificial neural network

استفاده از مدل شبکه عصبی مصنوعی بدست آمده حذف شد، مقادیر باقیمانده‌ها به روش کریجینگ معمولی درون‌یابی شدند. ویژگی‌های واریوگرام باقیمانده‌ها در جدول (۴) نشان داده شده است. در اینجا نیز مشابه بودن واریوگرام‌های به‌دست‌آمده در جهت‌های مختلف بیانگر همسانگرد بودن این پارامتر در منطقه مورد مطالعه بود. نتایج حاصل از ارزیابی مقاطع (شکل ۵-ب) نشان داد که دقت این روش در مقایسه با روش کریجینگ معمولی به مقدار قابل توجهی افزایش یافته، بطوری‌که این روش می‌تواند ۸۹ درصد از تغییرات مکانی ماده آلی خاک را توصیف کند. مقدار شاخص نش-ساتکلیف برابر ۰/۸۲ است که بیانگر کارایی بالای این روش در پیش‌بینی تغییرات مکانی ماده آلی خاک است. همچنین مقدار شاخص ME در این روش نسبت به روش کریجینگ معمولی به اندازه کافی به صفر نزدیک شده است که بیانگر عدم وجود خطاهای سیستماتیک در این روش است.

نتایج فوق نشان می‌دهند که مقدار ماده آلی خاک در منطقه مورد مطالعه دارای دو مؤلفه است. یک مؤلفه قطعی و یک مؤلفه تصادفی. مؤلفه قطعی که بیانگر روند کلی تغییرات ماده آلی خاک است ۳۳ درصد از تغییرات کلی ماده آلی خاک را در بر می‌گیرد. این مؤلفه با استفاده از یک مدل شبکه عصبی مصنوعی و به کمک شاخص‌های توپوگرافی استخراج گردید. باقیمانده تغییرات که دارای همبستگی مکانی بود توسط روش کریجینگ معمولی قابل توصیف بود.

درون‌یابی به روش کریجینگ معمولی

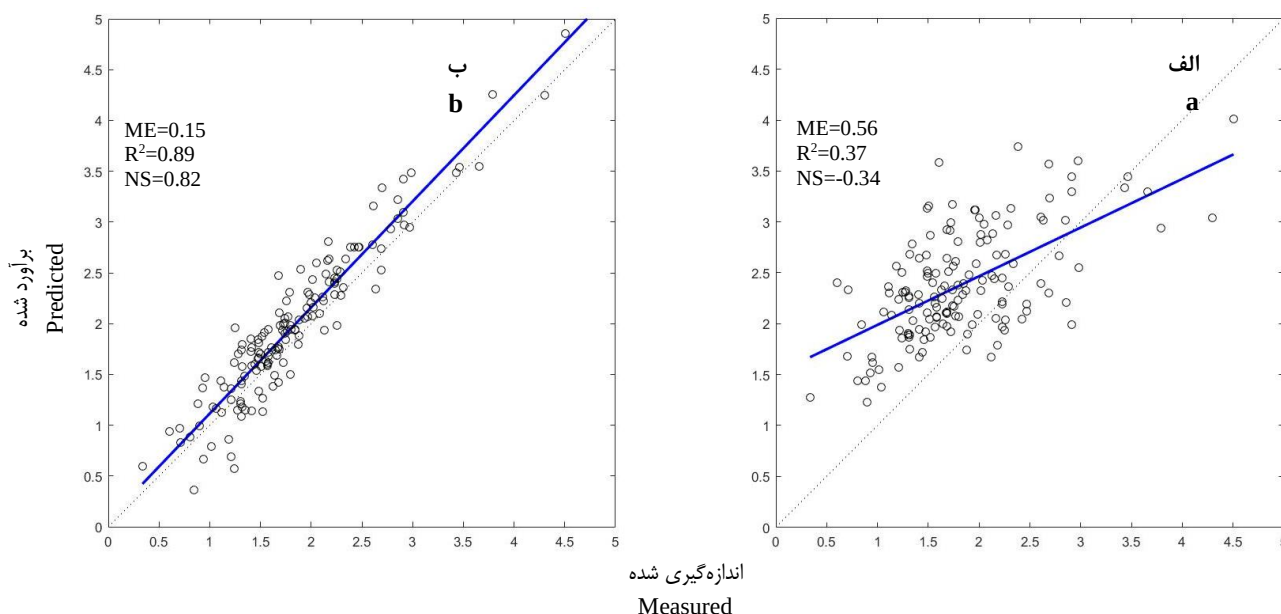
در روش کریجینگ معمولی بهترین نتایج بر مبنای مقدار نرمال شده ماده آلی خاک بدست آمد. ویژگی‌های واریوگرام در این روش در جدول (۴) نشان داده شده است. مشابه بودن واریوگرام‌های به‌دست‌آمده در جهت‌های مختلف بیانگر همسانگرد بودن این پارامتر در منطقه مورد مطالعه بود. نتایج حاصل از ارزیابی مقاطع (شکل ۵-الف) نشان داد که این روش دارای خطاهای سیستماتیک می‌باشد؛ بدین معنی که در مقادیر کمتر کربن آلی خاک دارای خطای بیش برآوردی و در مقادیر بیشتر آن دارای خطای کم‌برآوردی است. مقدار شاخص نش-ساتکلیف برای این روش کم و منفی است. این روش تنها می‌تواند ۳۷ درصد از تغییرات مکانی ماده آلی خاک را توجیه کند. همه این نتایج نشان می‌دهند که روش کریجینگ معمولی نیز به تنهایی برای برآورد تغییرات مکانی ماده آلی خاک در منطقه مورد مطالعه کافی نیست و برای توصیف دقیق‌تر این تغییرات بایستی از متغیرهای کمکی نیز بهره گرفت. این مسأله ممکن است ناشی از تراکم پایین نقاط نمونه‌برداری باشد؛ زیرا همانطور که پیشتر نیز اشاره شد، برای حصول نتایج مطلوب در روش کریجینگ معمولی بایستی تراکم نقاط نمونه‌برداری بالا باشد (۱۱).

درون‌یابی به روش شبکه عصبی مصنوعی - کریجینگ

در این روش پس از آنکه روند کلی داده‌های ماده آلی خاک با

جدول ۴- پارامترهای واریوگرام‌های برازش داده شده
Table 4- Parameters of optimized variogram models

متغیر Variable	طول گام (m) Lag distance (m)	مدل Model	اثر قطعه‌ای Nugget	آستانه Sill	دامنه (m) Range (m)	ناهمسانگردی Anisotropy
ماده آلی (%) Organic matter (%)	1237	Spherical	0.19	0.39	6357	No
باقیمانده‌ها (%) Residuals (%)	863	Spherical	0.10	0.25	2897	No

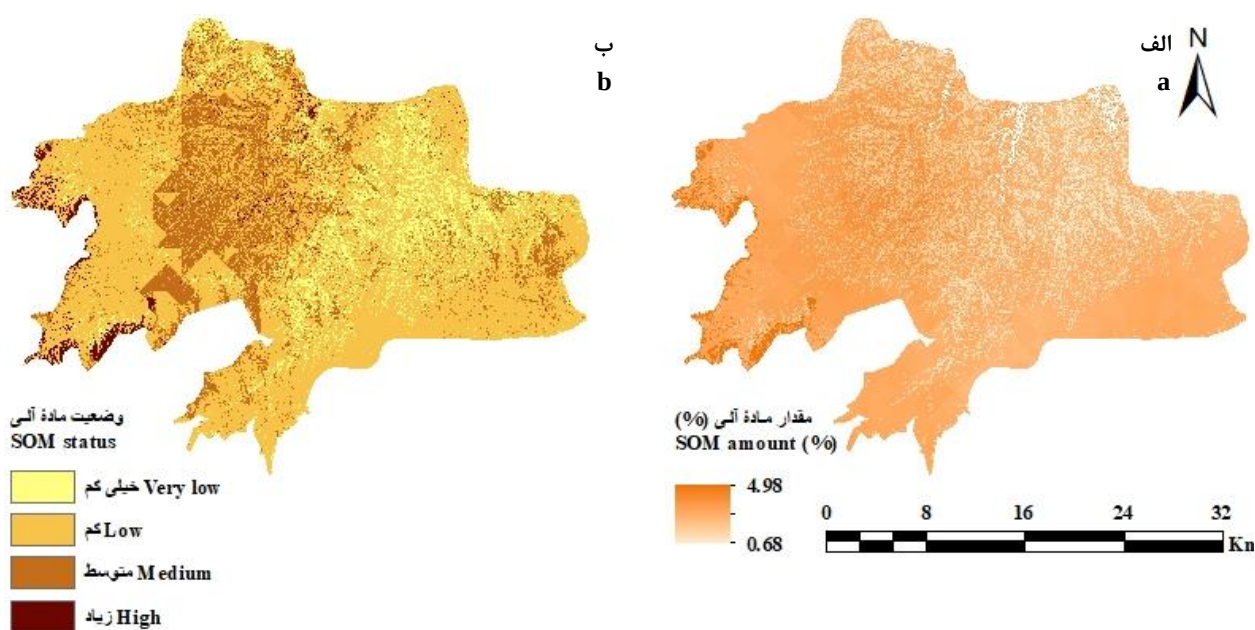


شکل ۵- ارزیابی مقاطع درون‌یابی ماده آلی خاک به روش‌های الف: کریجینگ معمولی و ب: شبکه عصبی مصنوعی - کریجینگ
Figure 5- Cross-validation of soil organic matter interpolation based on a) ordinary kriging and b) ANN-kriging methods

نقشه‌های مقدار و وضعیت ماده آلی خاک

در شکل ۶-الف نقشه مقدار ماده آلی خاک در منطقه مورد مطالعه که با استفاده از تکنیک شبکه عصبی مصنوعی - کریجینگ تهیه شده است، نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود مقدار ماده آلی خاک بتدریج از شمال شرق به جنوب غرب افزایش می‌یابد. این موضوع را می‌توان به افزایش تراکم کشت آبی و تولید بیشتر بیوماس گیاهی و به تبع آن ترسیب بیشتر کربن آلی در خاک نسبت داد. در شکل ۶-ب نقشه وضعیت ماده آلی خاک در منطقه مورد مطالعه نشان داده شده است. این نقشه از همپوشانی نقشه مقدار ماده آلی خاک و نقشه بافت خاک (شکل ۲) بر اساس معیارهای داده شده در جدول (۱) بدست آمده است. همانطور که این نقشه نشان می‌دهد مقدار ماده آلی در حدود ۱۳ درصد از خاک‌های منطقه در وضعیت خیلی کم و در حدود ۶۶ درصد آن در وضعیت کم قرار دارد. حدود ۱۹ درصد از خاک‌های منطقه از نظر مقدار ماده آلی در وضعیت متوسطی قرار دارند. این در حالیست که تنها در حدود ۲ درصد از این

خاک‌ها از نظر ماده آلی خاک در وضعیت بالایی قرار دارند. این نتایج بیانگر آنند که خاک‌های منطقه مورد مطالعه از نظر ماده آلی وضعیت مناسبی ندارند. کمبود ماده آلی این خاک‌ها ممکن است ناشی از فرسایش خاک تحت شرایط اقلیم مدیترانه‌ای و اراضی تپه‌ای توأم با فعالیت‌های زراعی شدید یا نامناسب در منطقه باشد. در این مناطق معمولاً فراوانی باران‌های فرسایش‌زا در اوایل فصل کشت گیاهان (بهار و پاییز) که زمین لخت و عاری از پوشش گیاهی است زیاد است. فرسایش خاک باعث از دست رفتن مقدار قابل توجهی خاک خوب زراعی که حاوی هوموس و عناصر غذایی است می‌شود. افزایش ماده آلی خاک در این منطقه می‌تواند با انجام اقدامات حفاظت خاک مانند شخم حفاظتی، خاکورزی بدون شخم، استفاده از گیاهان علوفه ای در تناوب زراعی، بازگرداندن بقایای گیاهی به خاک، کود سبزی و همچنین افزودن کودهای آلی به خاک مانند کمپوست، کود دامی، لجن فاضلاب و غیره صورت پذیرد.



شکل ۶- نقشه‌های الف- مقدار و ب- وضعیت ماده آلی خاک در منطقه مورد مطالعه
Figure 6- Maps of soil organic matter a) content and b) status of the study area

نتیجه‌گیری

مصنوعی نشان داد که ارتفاع و جهت شیب اثر معنی‌داری بر روند تغییرات مکانی ماده آلی خاک دارند. استفاده از این متغیرها بعنوان متغیر کمکی دقت روش کریجینگ را برای درون‌یابی ماده آلی خاک به مقدار قابل ملاحظه‌ای افزایش داد. این روش توانست ۸۹ درصد از تغییرات ماده آلی خاک را توصیف کند. همچنین نقشه بدست آمده وضعیت ماده آلی خاک‌های منطقه نشان داد که در حدود ۷۹ درصد از خاک‌های منطقه از نظر ماده آلی در وضعیت خیلی کم و کم قرار دارند. این مسئله لزوم حفظ و حراست از ماده آلی و ترسیب آن در خاک را در برنامه‌های مدیریت خاک در این منطقه آشکار می‌سازد.

در این پژوهش کارایی روش‌های کریجینگ معمولی، شبکه‌های عصبی مصنوعی و نیز روش تلفیقی شبکه عصبی مصنوعی-کریجینگ برای توصیف تغییرات ماده آلی خاک مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج بدست آمده نشان داد در صورتی که تراکم نقاط نمونه برداری کم باشد، روش کریجینگ معمولی به تنهایی قادر به توصیف تغییرات مکانی ماده آلی خاک نیست. هرچند که مدل شبکه عصبی بدست آمده تنها توانست در حدود ۳۳ درصد از تغییرات ماده آلی خاک را توصیف کند، با این وجود از آن برای حذف روند کلی تغییرات ماده آلی خاک استفاده شد. نتایج بدست آمده از شبکه‌های عصبی

منابع

- 1- Beven K.J., and Kirkby M.J. 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24:43-69.
- 2- Bishop C.M. 1995. *Neural networks for pattern recognition*. Oxford University Press, Oxford, 482.
- 3- Burgess T.M., and Webster, R. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: the semivariogram and punctual kriging. *Soil Science*, 31:315-331.
- 4- Burrough P.A. 1986. *Principles of geographical information systems for land resources assessment*. Oxford university press, New York.
- 5- Chivenge P.P., Murwira H.K., Giller K.E., Mapfumo P., and Six J. 2007. Long-term impact of reduced tillage and residue management on soil carbon stabilization: implications for conservation agriculture on contrasting soils. *Soil and Tillage Research*, 94:328-337.
- 6- Eldeiry A., and Garcia L.A. 2009. Comparison of Regression kriging and cokriging techniques to estimate soil salinity using Landsat images. *Hydrology Days*, 27:38.
- 7- Guo P.T., Wu W., and Sheng Q.K. 2013. Prediction of soil organic matter using artificial neural network and topographic indicators in hilly areas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95:333-344.

- 8- Ingleby H.R., and Crowe T.G. 2001. Neural network models for predicting organic matter content in Saskatchewan soils. *Canadian Biosystems Engineering*, 43:71-75.
- 9- Istok J.D., Smyth J.D., and Flint A.L. 1993. Multivariate geostatistical analysis of groundwater contaminant: a case history. *Groundwater*, 31:63-74.
- 10- Li Z.Y. 1998. Supervised classification of multi-spectral remote sensing image using B-P neural network. *Journal of Infrared and Millimeter Waves*, 17:153-156.
- 11- Liao K., Xu S., Wu J., and Zhu Q. 2013. Spatial estimation of surface soil texture using remote sensing data. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59(4):488-500.
- 12- Mahmoodi S., and Hakimian M. 1998. Fundamentals of soil science. Tehran university press, Tehran. (In Persian)
- 13- Marchetti A., Piccini C., Francaviglia R., and Mabit L. 2012. Spatial distribution of soil organic matter using geostatistics: A key indicator to assess soil degradation status in central Italy. *Pedosphere*, 22(2):230-242.
- 14- McBratney A.B., and Webster R. 1986. Choosing functions for semivariograms of soil properties and fitting them to sampling estimates. *Journal of Soil Science*, 37:617-639.
- 15- McBratney A.B., Santos M.L.M., and Minasny B. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma*, 117: 3-52.
- 16- Mirzaie M. 2015. Prediction of soil organic matter based on soil characteristics, topography and remote sensing data using artificial neural networks. M.Sc. thesis, University of Kurdistan, Sanandaj. (In Persian with English abstract)
- 17- Moore A.D., McLaughlin R.A., Mitasova H., and Line D.E. 2007. Calibrating WEPP model parameters for erosion prediction on construction sites. *Transactions of the ASABE*, 50(2):507-516.
- 18- Mulla D.J., and McBratney A.B. 2000. Soil Spatial Variability. p. 343-373. In A.W. Warrick (ed.) *Soil Physics Companion*. CRC Press, NewYork.
- 19- Nash J.E., and Sutcliffe J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3):282-290.
- 20- Odeh I.O.A., McBratney A.B., and Chittleborough D.J. 1995. Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: Heterotopic cokriging and regression-kriging. *Geoderma*, 67(3-4):215-226.
- 21- Quinton J.N. 1997. Reducing predictive uncertainty in model simulations: A comparison of two methods using the European Soil Erosion Model (EUROSEM). *Catena*, 30(2): 101-117.
- 22- Shouse P.J., Gerik T.J., Russell W.B., and Cassel D.K. 1990. Spatial distribution of soil particle size and aggregate stability index in a clay soil. *Soil Science*, 149:351-360.
- 23- Societ'a Italiana dei Laboratori Pubblici di Agrochimica (SILPA). 1999. From soil analysis to the fertilization advice. ASSAM, Agenzia Servizi SettorienAgroalimentare delle Marche, Regione Marche, Jesi, Italy. (In Italian)
- 24- Triantafilis J., Odeh I.O.A., and McBratney A.B. 2001. Five geostatistical models to predict soil salinity from electromagnetic induction data across irrigated cotton. *Soil Science Society of America Journal*, 65:869-878.
- 25- Vauclin M., Vieira S.R., Vachaud G., and Nielsen D.R. 1983. The use of cokriging with limited field observations. *Soil Science Society of America Journal*, 47:175-184.
- 26- Walkley A., and Black I.A. 1934. An examination of the Degtjareffmethod for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37:29-38.
- 27- Wu C., Wu J., Luo Y., Zhang L., and DeGloria S.D. 2009. Spatial prediction of soil organic matter content using cokriging with remotely sensed data. *Soil Science Society of America Journal*, 73:1202-1208.
- 28- Yadav V., and Malanson G. 2007. Progress in soil organic matter research: litter decomposition, modeling, monitoring and sequestration. *Progress in Physical Geography*, 31:131-154.
- 29- Yates S.R., and Warrick A.W. 1987. Estimating soil water content using cokriging. *Soil Science Society of America Journal*, 51:23-30.
- 30- Zhao Z., Yang Q., Benoy G., Chow T.L., Xing Z., Rees H.W., and Meng F.R. 2010. Using artificial neural network models to produce soil organic carbon content distribution maps across landscapes. *Canadian Journal of Soil Science*, 90:75-87.



Prediction of Soil Organic Matter Spatial Distribution Using Topographic Indicators and Artificial Neural Network-Kriging Technique

M. A. Mahmoodi^{1*} - M. Mirzaie² - S. M. T. Hosseini³

Received: 25-09-2017

Accepted: 23-04-2018

Introduction: Soil organic matter (SOM) is an important soil quality factor that affects physical, chemical and biological properties of soil. Accurate estimation of SOM variability provides critical information especially in precision agriculture. Geostatistics and geographic information system (GIS) are powerful tools for characterizing and mapping the spatial distribution and variability of soil properties. Kriging is a basic geostatistical technique that provides the best linear unbiased estimation for a spatially dependent variable. This method will produce satisfying results if enough sample points are available. Unfortunately, laboratory measurements of the SOM are costly and time-consuming. Artificial neural network-kriging (ANNK) is another geostatistical method that extends kriging of a primary variable to the readily available auxiliary variables based on their relationship with the primary variable. This relationship is captured using an artificial neural network (ANN) model. The residuals of the model were then interpolated using kriging, and added to the prediction obtained from the ANN model. Terrain attributes, derived from digital elevation models (DEMs), are useful for estimating SOM at landscape scale. Topographic indicators including slope, aspect, elevation, and topographic wetness index may be the dominant factors affecting SOM variability in an area with same parent material and climate. Hence, these factors can be used as auxiliary variables for estimating spatial variability of SOM using ANNK. The objective of this study was to estimate SOM spatial variability using ANNK and topographic indices and assess its status in hilly areas of Ghorveh in Kurdistan province (Iran).

Materials and Methods: A total of 150 soil samples from a depth of 0-15 cm were systematically collected in a grid spaced 2 Km $\times$ 2 Km. The SOM content of soil samples was measured in the laboratory. Topographic indicators including slope, aspect, elevation, and topographic wetness index were derived from the DEM. ANN was used to predict SOM variability based on topographic index combinations. The feed-forward network consisted of an input layer, one hidden layer with sigmoid neurons, and an output layer with linear neurons. The network was trained with Levenberg-Marquardt backpropagation algorithm. According to the Kolomogrov's theorem, the number of nodes in the hidden layer was $2n+1$, in which n is the number of input neurons. The optimal subset of topographic index combinations correlating best with the SOM was selected as the best ANN model. This model was used to generate an initial SOM surface. The residuals of ANN model were interpolated using ordinary kriging (OK) and combined with the initial SOM surface to produce the final ANNK SOM surface. The SOM status map was derived from overlaying of soil texture and SOM maps in four different levels (very low, low, medium and high).

Results and Discussion: The results of ANN suggested that elevation was the most important variable determining the distribution of SOM across the landscape. Further, aspect was the other variable which had a significant influence on SOM distribution. The selected two inputs ANN model (elevation and aspect) can explain about 33% of total variance of SOM. The cross-validation results indicated that the OK and ANNK techniques can explain about 37 and 89% of total variance of SOM, respectively. The ANNK technique performed better than the OK and ANN techniques since it was able to capture most of the small variations of SOM. The resulting SOM status map indicated a low and very low SOM content in relation with soil texture in most regions surveyed (79%). Low SOM level can be attributed to the erosive processes under Mediterranean climate on hills coupled with intensive and/or inappropriate agricultural practices. Based on the results of this study, proper agronomical and environmental planning such as soil conservation strategy is highly required in this area to restore and increase the SOM content in agricultural soils, combat soil erosion and maintain soil ecological functions and productivity. The SOM replenishment can be achieved in the degraded areas (*i.e.*, low SOM content) by adopting conservative practices such as conservation tillage or no-tillage (*e.g.*, direct seeding), improving land use rotations with forage crops, returning crop residues to soil, growing green manure crops, and

1, 2 and 3- Assistant Professor, Graduated M.Sc. Student and Instructor, Department of Soil Science, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran, Respectively

(*- Corresponding Author Email: a.mahmoodi@uok.ac.ir)

supplying the soil with proper exogenous organic matter (compost, manure, sewage sludge, *etc.*). Furthermore, the results highlighted the potential of ANNK in combination with GIS to provide improved distribution patterns of SOM.

Keywords: Artificial neural network-kriging, Soil organic matter, Spatial variability, Terrain attributes



انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر برخی شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک و پیش‌بینی آن‌ها با درخت تصمیم و رگرسیون چند متغیره خطی

حسین شکفته^{۱*} - مریم دوستکی^۲ - اعظم مسعودی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۸/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۲۰

چکیده

اثر راهکارهای مدیریتی و استفاده از اراضی روی کیفیت خاک با شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک تعیین می‌شود که با ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی تخمین زده می‌شوند. جهت پیش‌بینی این شاخص‌ها، انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر آن‌ها امری ضروری می‌باشد. مسأله انتخاب زیرمجموعه ویژگی‌ها، به مفهوم شناسایی و انتخاب یک زیرمجموعه مفید از ویژگی‌ها از میان مجموعه داده اولیه می‌باشد. در این مطالعه از ضریب همبستگی پیرسون برای انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک (از جمله: ظرفیت هوایی (AC)، ظرفیت زراعی نسبی (RFC) و آب قابل دسترس گیاه (PAWC)) استفاده شد و در ادامه پیش‌بینی این شاخص‌های کیفیت با الگوریتم درخت تصمیم رگرسیونی و رگرسیون چند متغیره خطی انجام شد. بدین منظور از ۱۰۴ نقطه از چهار اراضی باغ، جنگل، مرتع و زراعی شهرستان رابر واقع در استان کرمان نمونه‌برداری شد و پارامترهای از جمله: بافت، تخلخل، چگالی ظاهری و حقیقی، هدایت هیدرولیکی، اسیدیته کربنات کلسیم، ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل دسترس اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان داد برای ظرفیت هوایی، ویژگی‌های تخلخل، چگالی ظاهری، رس و شن، برای ظرفیت زراعی نسبی، تخلخل، شن، رس و سیلت و برای آب قابل دسترس گیاه، چگالی ظاهری، رس، قابلیت هدایت الکتریکی، تخلخل، شن و سیلت به عنوان پارامترهای ورودی مهم انتخاب شدند. همچنین مقدار R^2 به دست آمده برای مدل درخت تصمیم برای ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل دسترس به ترتیب ۰/۹۵، ۰/۸۴ و ۰/۸۵ بود در حالی که در مدل رگرسیون چند متغیره خطی این شاخص‌ها به ترتیب ۰/۶۳، ۰/۶۲ و ۰/۶۱ مشاهده شدند. ویژگی‌های تخلخل و چگالی ظاهری بر ظرفیت هوایی، تخلخل بر ظرفیت زراعی نسبی و چگالی ظاهری بر روی آب قابل دسترس گیاه به عنوان مهم‌ترین پارامترهای مؤثر شناخته شدند. این پژوهش یک اساس برای پیش‌بینی و شناسایی پارامترهای مهم بر روی این سه ویژگی فیزیکی یا هیدرولیکی در خاک‌های کشاورزی، در منطقه نیمه خشک را فراهم کرد که می‌توان به مناطق دیگر نیز تعمیم داده شود.

واژه‌های کلیدی: آب قابل دسترس، ظرفیت زراعی نسبی، ظرفیت هوایی، مدل سازی، مدیریت خاک

مقدمه

بیان می‌گردد (۱۶). برخی از مهم‌ترین شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک ظرفیت زراعی نسبی (Relative field capacity)، آب قابل دسترس گیاه (Plant available water capacity) و ظرفیت هوایی (Air capacity) می‌باشند (۲۳). به علت اهمیت زیاد کیفیت فیزیکی خاک، ارزیابی کمی آن برای تعیین پایداری سیستم‌های مدیریت اراضی و کمک به سازمان‌های دولتی برای ایجاد کشاورزی پایدار و کاربری صحیح اراضی ضروری است. از این رو تعیین شاخص‌های پایداری و کیفیت خاک ضروری می‌باشد (۱۲). پژوهشگران مختلف بر اهمیت کیفیت فیزیکی خاک در رابطه با رشد گیاه و وضعیت شیمیایی و بیولوژیکی خاک تأکید کرده‌اند (۲، ۱۱ و ۲۷). تعیین شاخص‌های بالا درک ما را از روابط بین کیفیت فیزیکی خاک، عملکرد گیاه، اثرات محیط زیست و حرکت آب و

شاخص‌های کیفیت خاک ویژگی‌های قابل اندازه‌گیری خاک هستند که ظرفیت خاک برای تولید محصول یا عملکرد زیست محیطی را تحت تأثیر قرار می‌دهند و به تغییر کاربری اراضی، مدیریت یا عملیات حفاظتی حساس می‌باشند (۲۶). از آن جا که کیفیت خاک به طور مستقیم قابل اندازه‌گیری نیست، معمولاً از طریق اندازه‌گیری شاخص‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک،

۱- استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه جیرفت

(*)- نویسنده مسئول: (Email: h.shekofteh@vru.ac.ir)

۲ و ۳- دانشجوی دکتری و دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه ولیعصر رفسنجان

املاح در پروفیل خاک بهبود می‌بخشد. یکی از ویژگی‌های مشترک همه این ویژگی‌ها این است که آنها بطور مستقیم یا غیرمستقیم حجم و اندازه منافذ خاک را بیان می‌کنند. به عنوان مثال RFC، AC و PAWC ارتباط مستقیم با تخلخل و ویژگی‌های انتشار آب در خاک را دارد (۱۰، ۲۲ و ۲۶). امروزه از روش‌های غیرمستقیم مانند توابع انتقالی خاک و توابع تخمین مکانی خاک به‌منظور برآورد، شاخص‌های ذکر شده بالا استفاده می‌گردد. در این توابع با استفاده از خصوصیات زودپافت، خصوصیات دیرپافت مانند ویژگی‌های فیزیکی، مکانیکی و هیدرولیکی خاک تخمین زده می‌شوند. راه حل اصولی برای تعیین پارامترهای مؤثر بر یک پارامتر روش‌های انتخاب ویژگی می‌باشند. روش‌های انتخاب ویژگی در خاکشناسی تعدادی محدود هستند (۲۵ و ۲۶).

روش‌های انتخاب ویژگی باعث کاهش ابعاد داده‌های ورودی می‌شوند و این کاهش ابعاد داده‌های ورودی منجر به افزایش دقت مدل‌های پیش‌بینی کننده می‌گردد. یکی از مشکلات داده‌های با ابعاد زیاد این است که در بیشتر مواقع تمام ویژگی‌های داده‌ها برای یافتن دانشی که در داده‌ها نهفته است مهم و حیاتی نیستند. بنابراین، انتخاب ویژگی‌های مرتبط و ضروری در مرحله پیش‌پردازش از اهمیتی بنیادین برخوردار است. انتخاب ویژگی به‌عنوان گام اولیه در تشخیص الگو به شمار می‌آید (۳۲). یکی از روش‌های انتخاب ویژگی ضریب همبستگی پیرسون است که رابطه خطی بین دو متغیره کمی را نشان می‌دهد. این شاخص مقادیر بین یک (همبستگی کامل) و صفر (عدم همبستگی) را نشان می‌دهد (۴). بعد از انتخاب ویژگی‌ها با کمک مدل‌سازی می‌توان دانش یا قانون نهفته‌ای را در ورای داده‌ها کشف کرد. از جمله روش‌های مدل‌سازی استفاده از الگوریتم درخت تصمیم می‌باشد. درخت تصمیم یکی از پرکاربردترین روش‌های یادگیری ماشین (machine learning) می‌باشد که در سال ۱۹۶۰ ایجاد شد که به‌صورت ساختار درخت می‌باشد که می‌توانند با توجه به قوانینی داده هدف را پیش‌بینی کند. درخت تصمیم قادر به تولید توصیفات قابل درک برای انسان می‌باشد و مجموعه زیادی از داده‌ها در مدت زمان کوتاهی آنالیز می‌شوند (۲۶). مدل درختی طبقه‌بندی و رگرسیون، یک روش ناپارامتری الگوریتمی است که قادر به پیش‌بینی متغیرهای کمی یا متغیرهای طبقه‌بندی شده بر اساس مجموعه‌ای از متغیرهای پیش‌بینی کننده کمی و کیفی است (۳۱). مدل درخت تصمیم بر خلاف مدل شبکه عصبی مصنوعی به تولید قانون می‌پردازد. در ساختار درخت تصمیم، پیش‌بینی به دست آمده در قالب یک سری قواعد توضیح داده خواهد شد. همچنین در درخت تصمیم بر خلاف شبکه عصبی مصنوعی، ضرورتی وجود ندارد که داده‌ها لزوماً به صورت عددی باشند (۹). درختان تصمیم ابزاری هستند که قابلیت پاسخگویی به مسائل پیچیده و غیرخطی را دارند و از آنجایی که در

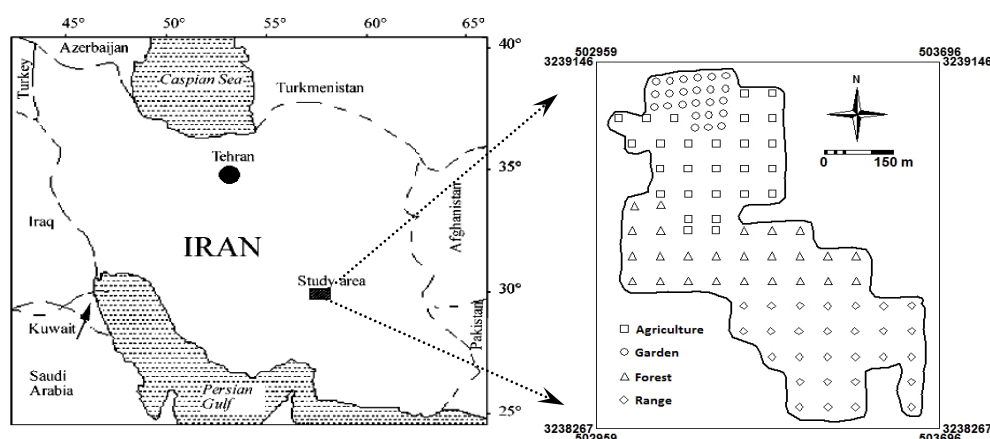
علوم دیگر از جمله برق و الکترونیک که اساسا دارای مسائل غیرخطی هستند به خوبی از عهده حل مسائل بر آمده‌اند، لذا کم کم پای این ابزار جدید به علوم دیگر که جزء پدیده‌های غیرخطی و پیچیده هستند نیز باز شده است (۲۰). پژوهش‌های اندکی در حوزه‌های مختلف خاکشناسی نیز از درخت تصمیم برای پیش‌بینی و مدل‌سازی استفاده کرده‌اند. شیرانی و همکاران (۲۶) طی مقایسه‌ای که بین الگوریتم ترکیبی PSO-DT و رگرسیون چند متغیر در تعیین ویژگی‌های مؤثر بر شاخص فیزیکی خاک‌های آهکی شهرستان بافت داشتند، پی بردند که کارایی درخت تصمیم و PSO خیلی بهتر از رگرسیون چند متغیره خطی بود. همین‌طور نتایج پژوهش‌های نبی‌الهی و همکاران (۱۸) نشان داد که مدل‌های درختی دارای دقت بالاتری در پیش‌بینی تهیه نقشه رقومی خاک نسبت به روش شبکه عصبی مصنوعی بوده و همچنین تفسیر نتایج مدل درختی بسیار راحتتر می‌باشد. مطالعات تقی زاده مهرجردی و همکاران (۳۱) که به منظور پیش‌بینی مکانی گروه‌های بزرگ خاک با استفاده از انواع روش‌های داده‌کاوی در منطقه اردکان یزد انجام شد، نشان داد که مدل درخت تصمیم نسبت به سایر روش‌های داده‌کاوی (شبکه عصبی، ترکیب شبکه عصبی مصنوعی - الگوریتم ژنتیک، رگرسیون لاجیستیک چندجمله‌ای و آنالیز تشخیصی) دارای عملکرد بهتری می‌باشد. پژوهش حاضر به‌منظور تعیین ویژگی‌های مؤثر بر شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک با استفاده شاخص پیرسون انجام شد و در ادامه پیش‌بینی مقادیر آن‌ها با الگوریتم درخت تصمیم برای این شاخص‌ها مدل‌سازی صورت گرفت و با مدل رگرسیون چند متغیره خطی مقایسه شد.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی مورد مطالعه شهرستان رابر، واقع در جنوب غربی استان کرمان برای این پژوهش انتخاب شد که در حد فاصل عرض‌های جغرافیایی $29^{\circ} 16' 56''$ تا $29^{\circ} 16' 56''$ شمالی و طول‌های جغرافیایی $57^{\circ} 1' 46''$ تا $57^{\circ} 2' 20''$ شرقی قرار گرفته است. شهرستان رابر، شهر مرتفعی است که ارتفاعی معادل ۲۳۴۳ متر از سطح دریا دارد. منطقه دارای اقلیم نیمه‌خشک، معتدل تا سرد با میانگین دمای سالیانه‌ی ۱۵ درجه‌ی سلسیوس و میانگین بارندگی سالیانه‌ی ۲۵۰ میلی‌متر با رژیم رطوبتی اریدیک ضعیف می‌باشد. در منطقه‌ی مطالعاتی، ابتدا نقشه‌ی توپوگرافی منطقه با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ تهیه شد. پس از پیاده کردن محدوده‌ی مطالعاتی بر روی این نقشه و اسکن نمودن آن، با استفاده از نرم‌افزار ایلویس^۱، منطقه‌ی مزبور زمین مرجع^۲ گردید.

1- ILWIS

2- Georeference



شکل ۱- شمایی از منطقه‌ی مورد مطالعه به همراه نقاط نمونه‌برداری
Figure 1- The general status of the region and sampled sites

(۳۵)

$AC = \theta_s(\Psi = 0) - \theta_{FC}(\Psi = -1m); 0 \leq AC \leq \theta_s$ (۲)
که θ_s ($m^3 m^{-3}$)، رطوبت حجمی خاک اشباع، θ_{FC} ($m^3 m^{-3}$) رطوبت حجمی گنجایش زراعی و $\Psi(m)$ مکش یا پتانسیل ماتریک منافذ می‌باشد. اگر $AC \geq 0.14 m^3 m^{-3}$ به‌عنوان حداقل حساسیت برای آسیب به گیاه یا کاهش عملکرد تعریف می‌شود و نشان‌دهنده کمبود هوادهی در منطقه ریشه در خاک‌های لومی شنی تا لومی رسی می‌باشد (۱۷ و ۲۳). محدوده شاخص ظرفیت هوایی در جدول ۱ آورده شده است.

شاخص ظرفیت زراعی نسبی (RFC)

ظرفیت زراعی نسبی به‌صورت زیر تعریف می‌شود (۲۳):

$$RFC = \left(\frac{\theta_{FC}}{\theta_s} \right) = \left[1 - \left(\frac{AC}{\theta_s} \right) \right]; 0 \leq RFC \leq 1 \quad (۳)$$

ظرفیت زراعی نسبی، قابلیت خاک برای ذخیره‌سازی آب و هوا نسبت به حجم کل منافذ خاک (که با θ_s نشان داده می‌شود) را بیان می‌کند. محدوده ظرفیت زراعی نسبی در جدول ۱ بیان شده است.

شاخص آب قابل‌دسترس گیاه (PAWC)

آب قابل‌دسترس گیاه، توانایی خاک برای ذخیره و فراهمی آب قابل‌دسترس برای ریشه گیاه نشان می‌دهد که به‌صورت زیر تعریف می‌شود (۳۵):

$$PAWC = \theta_{FC}(\Psi = -1m) - \theta_{PWP}(\Psi = -150m) \quad (۴)$$

که θ_{PWP} ، مقدار رطوبت در نقطه پژمردگی دائم است. محدوده شاخص آب قابل‌دسترس گیاه در جدول ۱ آورده شده است. شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک و رنج دامنه بحرانی آن‌ها در

و بدین ترتیب مختصات جغرافیایی ۱۰۴ نقطه‌ی مشاهداتی به دست آمد. پس از آن، ابتدا موقعیت هر یک از نقاط مشاهداتی با استفاده از سامانه‌ی موقعیت‌یاب جهانی^۱ مشخص شد (شکل ۱). سپس ۱۰۴ نمونه از اراضی کشاورزی از عمق ۰ تا ۱۵ سانتی‌متری از سطح خاک با استفاده از متد، نمونه‌برداری انجام گرفت و نمونه‌های برداشت‌شده به آزمایشگاه منتقل شدند. هم‌چنین نمونه‌های دست‌نخورده برای اندازه‌گیری چگالی ظاهری خاک و تعیین منحنی رطوبتی با استفاده از دستگاه صفحه‌ی فشار توسط استوانه‌ای به قطر داخلی ۵۲ میلی‌متر و ارتفاع ۴۴ میلی‌متر برداشت شدند.

تجزیه‌های آزمایشگاهی

پس از هوا خشک نمودن نمونه‌های برداشت‌شده و عبور آن‌ها از الک دو میلی‌متری، تجزیه‌های آزمایشگاهی لازم بر روی آن‌ها انجام شد. تعیین بافت خاک به روش هیدرومتری (۵)، کربنات کلسیم معادل به روش خنثی‌سازی با اسیدکلریدریک (۱)، واکنش خاک (pH) در گل اشباع با دستگاه پ‌هاش‌متر (۲۴)، چگالی حقیقی به روش پیکنومتر (۶)، چگالی ظاهری به روش سیلندر (۵)، هدایت الکتریکی (ECe) عصاره اشباع خاک با استفاده از دستگاه هدایت سنج (۲۴)، کربن آلی نیز به روش والکلی و بلک (۳۵) انجام شد. مقدار تخلخل نیز از رابطه زیر محاسبه شد:

$$f = 1 - pb/ps \quad (۱)$$

که pb چگالی ظاهری و ps چگالی حقیقی می‌باشد.

شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک

شاخص ظرفیت هوایی (AC)

ظرفیت هوایی، AC ($m^3 m^{-3}$) به‌صورت زیر تعریف می‌شوند.

1- Global Positioning System; GPS

جدول ۱ تعریف شده است (۱۲، ۲۲ و ۱۴) که این حدود بر اساس محدودیت در تولید محصول بیان شده‌اند. در اینجا به‌طور خلاصه این شاخص‌ها توضیح داده می‌شوند.

جدول ۱- حد بحرانی شاخص‌های فیزیکی خاک

Table 1- Critical range of physical indicators of soil

PAWC	RFC	AC	
>0.3	0.6-0.7	>0.2	No limit بدون محدودیت
0.2-0.3	0.7-0.75 و 0.5-0.6	0.18-0.2	Low limit محدودیت کم
0.08-0.2	0.4-0.5 و 0.75-0.8	0.15-0.18	Mid limit محدودیت متوسط
0.02-0.08	0.35-0.4 و 0.8-0.9	0.1-0.15	High limit محدودیت زیاد
<0.02	0.9< و 0.35>	<0.1	Very high limit محدودیت شدید

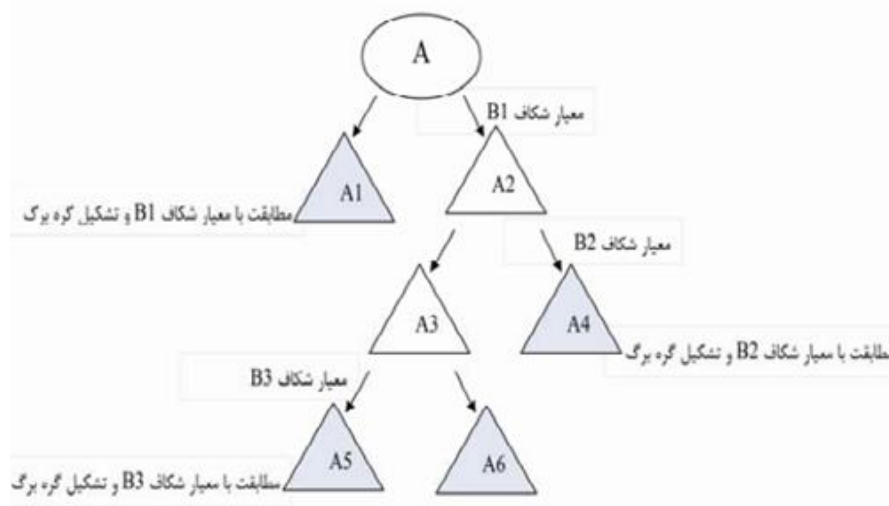
و ۹ ویژگی واکنش خاک، قابلیت هدایت الکتریکی، شن، سیلت، رس، ماده آلی، چگالی ظاهری، کربنات کلسیم و تخلخل به‌عنوان ورودی مدل و شاخص‌های ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل‌دسترس گیاه به‌عنوان خروجی مدل در نظر گرفته شدند.

پیش‌بینی شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک با الگوریتم درخت تصمیم

در این پژوهش پس از انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر شاخص‌های کیفیت فیزیکی، مدل‌سازی این شاخص‌ها با درخت تصمیم انجام شد و مقادیر پیش‌بینی شده ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل‌دسترس گیاه به‌عنوان متغیر هدف تخمین زده شدند. درخت تصمیم یکی از روش‌های داده‌کاوی و از ابزارهای قوی و متداول برای دسته‌بندی و پیش‌بینی می‌باشد. درخت تصمیم پیش‌بینی خود را در قالب یک سری قوانین توضیح می‌دهد (شکل ۲).

انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر شاخص‌های کیفیت خاک

هنگامی که تعداد ویژگی‌ها مورد استفاده برای فرآیند مدل‌سازی زیاد باشند، پیچیدگی مدل‌ها زیاد خواهد و صحت کلی آن‌ها کاهش خواهد یافت (۱۳) بنابراین به منظور کاهش تعداد متغیرهای ورودی و انتخاب مؤثرترین آن‌ها بر شاخص‌های ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل‌دسترس گیاه از روش انتخاب ویژگی (Feature selection) بر اساس ضریب همبستگی پیرسون توسط نرم‌افزار Clementine نسخه ۱۲ استفاده شد. ضریب همبستگی پیرسون میزان ارتباط خطی دو متغیر کمی را می‌دهد این ضریب همبستگی بین متغیرهای ورودی و متغیر هدف را نشان می‌دهد که هرچه قدر این ضریب نزدیک به یک باشد یعنی ارتباط و همبستگی بین متغیر ورودی و هدف وجود دارد. از بین ویژگی‌های اندازه گرفته شده، ویژگی‌هایی که ضریب همبستگی آن‌ها بیشتر یا مساوی ۰/۹ باشد را به‌عنوان مهم و کمتر از آن را به‌عنوان غیرمهم انتخاب می‌شوند. خصوصیات مؤثر خاک بر شاخص کیفیت فیزیکی خاک انتخاب شدند



شکل ۲- یک نمونه ساده از درخت تصمیم

Figure 2- A sample of simple decision tree.

به دست آمد. در اینجا از نرم‌افزار SPSS برای انجام محاسبات استفاده شد.

شاخص‌های بررسی اعتبار مدل

در این پژوهش، به منظور بررسی عملکرد و دقت مدل‌ها از شاخص‌های ضریب تبیین (R^2)، جذر میانگین مربعات خطا (RMSE)، میانگین مطلق خطا (MAE) استفاده شد.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (7)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{P_i - O_i}{O_i} \right| \quad (8)$$

$$RMSE = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2 \right]^{1/2} \quad (9)$$

که در روابط بالا O_i : مقدار مشاهده شده، P_i : مقدار پیش‌بینی شده، n : تعداد مشاهدات و $\bar{O}$: میانگین مقادیر مشاهداتی می‌باشند.

آنالیز حساسیت

فرآیند آنالیز حساسیت، میزان حساسیت مدل را نسبت به متغیرهای ورودی آن نشان می‌دهد که برای انجام آنالیز حساسیت مدل از روش استات سافت استفاده گردید (۳۰). در این روش مقادیر ضریب حساسیت متغیرهای ورودی از تقسیم نمودن خطای کل شبکه در غیاب یک متغیر بر خطای کل شبکه در حضور تمامی متغیرهای ورودی، به دست می‌آید. بر این اساس اگر مقدار ضریب حساسیت یک متغیر بیشتر از یک باشد، آن متغیر سهم زیادی در توضیح تغییرپذیری مؤلفه‌های عملکرد دارد (۱۹).

نتایج و بحث

توصیف آماری خصوصیات خاک

توصیف آماری خصوصیات خاک انتخاب شده برای بررسی کیفیت خاک برای ۱۰۴ نقطه و کاربری‌های مختلف در جدول ۲ ارائه شده است. همان‌گونه که جدول ۲ نشان می‌دهد منطقه‌ی مورد مطالعه دارای مقادیر شن بالا می‌باشد، به طوری که بافت غالب منطقه لوم شنی است. طبق جدول ۲ کم‌ترین درصد ضریب تغییرات مربوط به pH (۲/۷۸) می‌باشد که دلیل آن را می‌توان خاصیت بافری بالا و آهکی بودن خاک منطقه مورد مطالعه عنوان کرد. همچنین نتایج به دست آمده، نشان می‌دهد که واکنش خاک منطقه‌ی مورد مطالعه، در محدوده‌ی قلیایی می‌باشد. بیشترین درصد ضریب تغییرات مربوط به ماده آلی (۸۲/۴) می‌باشد که زیاد بودن ضریب تغییرپذیری برای ماده‌ی آلی، احتمالاً به دلیل اضافه کردن کودهای آلی در باغات نسبت به سایر کاربری‌ها می‌باشد که این باعث عدم یکنواختی در میزان ماده آلی در کاربری‌های مختلف شده است.

در این پژوهش از الگوریتم داده‌کاوی درخت تصمیم رگرسیونی (tree regression and classification) به عنوان یکی از انواع درختان تصمیم جهت پیش‌بینی شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک استفاده شده است. ساختار این درختان بر سه اصل استوار است: ۱- مجموعه‌ای از سؤالات به شکل $x \leq d$ که در آن x یک متغیر مستقل و d یک مقدار ثابت است و جواب هر سؤال بله/خیر است.

۲- بهترین معیار شاخه زدن جهت انتخاب بهترین متغیر مستقل برای ایجاد شاخه جدید.

۳- ایجاد آمار خلاصه برای گره انتهایی (۸).

معیارهای مختلفی جهت ایجاد شاخه و تولید درخت تصمیم وجود دارد، ولی از آنجا که تحقیق حاضر به استفاده از درخت تصمیم رگرسیونی پرداخته، معیار مورد استفاده در این مدل که حداقل مربعات خطا $(LSD)^2$ نام دارد تشریح می‌گردد. این معیار به صورت زیر تعریف می‌شود:

$$SS(t) = \sum_{i=1}^{N_t} (y_i(t) - \bar{y}(t))^2 \quad (5)$$

N_t : تعداد رکوردها (داده‌ها) در گره برگ t .

$y_i(t)$: مقدار خروجی (متغیر هدف در گره برگ).

$\bar{y}(t)$: میانگین مقادیر متغیر هدف برای همه گره‌ها.

حال متغیر ورودی S زمانی بهترین متغیر برای ایجاد شاخه در گره t می‌باشد که مقدار $Q(s, t)$ را بیشینه نماید.

$$Q(s, t) = SS(t) - SS(t_R) - SS(t_L) \quad (6)$$

که در آن $SS(t_R)$ و $SS(t_L)$ به ترتیب میزان $SS(t)$ در شاخه سمت راست و سمت چپ گره t می‌باشد.

در این فرآیند ۷۰ درصد داده‌ها به عنوان داده آموزشی و ۳۰ درصد به عنوان داده آزمون در نظر گرفته شد. هنگام اجرای الگوریتم، ابتدا مدل با استفاده از داده‌های آموزش ایجاد شد و در گام بعدی با داده‌های آزمایش مورد آزمون قرار گرفت. در آخر نمودار رگرسیونی برای داده هدف واقعی و پیش‌بینی شده مدل رسم شد که تمامی این مراحل در نرم‌افزار MATLAB انجام شد.

رگرسیون چند متغیره خطی

رگرسیون خطی یکی از قدیمی‌ترین تکنیک‌های آماری است. رگرسیون چند متغیره روشی برای مشارکت جمعی و فردی دو یا چند متغیر مستقل در تغییرات یک متغیر وابسته است. برای مدل‌سازی توسط رگرسیون چند متغیره خطی ۷۰ درصد داده‌ها به عنوان آموزشی و ۳۰ درصد به عنوان داده‌های آزمون در نظر گرفته شدند. در نهایت بین متغیرهای انتخاب شده و متغیر هدف (ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل دسترس گیاه)، رگرسیون گرفته شد. در نهایت مدل رگرسیونی برای تخمین شاخص‌های فیزیکی ذکر شده

جدول ۲- خلاصه آماری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک منطقه مورد مطالعه

Table 2- Traditional statistics of physicochemical properties of soils under studied area

خصوصیات Parameter	میانگین Mean	میانه Median	کمینه Minimum	بیشینه Maximum	ضریب تغییرات Coefficient of variation (%)
قابلیت هدایت الکتریکی EC(dS m ⁻¹)	0.69	0.6	0.325	2.21	44.94
شن (%) Sand	55.9	56.5	36.5	85	13.5
رس (%) Clay	12.6	12	5.5	23.5	31.5
سیلت (%) Silt	31.5	31.5	9.5	43.5	15.8
ماده آلی (%) Organic matter	2.2	1.39	0.24	7.93	82.4
چگالی ظاهری Bulk density (g cm ⁻³)	1.27	1.27	0.96	1.66	10.5
چگالی حقیقی density Particle (g cm ⁻³)	2.37	2.38	1.98	2.74	5.77
کربنات کلسیم معادل Lime (%)	12.1	10.4	1	4.73	54.5
واکنش خاک (pH)	7.75	7.8	6.74	7.99	2.78
تخلخل Porosity	0.46	0.46	0.32	0.57	10.7

می‌توانند بر نگهداری و انتقال آب در خاک مؤثر باشند.

از بین ۹ خصوصیت خاکی که به‌عنوان ورودی برای تعیین عوامل مؤثر بر شاخص ظرفیت هوایی وجود داشت، ۵ خصوصیت شامل، قابلیت هدایت الکتریکی، سیلت، کربنات کلسیم، واکنش خاک و ماده آلی تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر شاخص AC خاک نداشتند و به‌عنوان پارامترهای اضافی در نظر گرفته شدند. هدایت الکتریکی نشان‌دهنده‌ی غلظت املاح محلول می‌باشد، به‌گونه‌ای که املاح محلول از طریق کاهش ضخامت لایه‌ی دو گانه پخشیده می‌توانند باعث هم‌آوری ذرات رس گردند. ولی از آنجایی که مقادیر هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک مورد مطالعه پایین بود (جدول ۲) اثر آن بر بهبود ساختمان و منافذ خاک و شاخص AC مشهود نبود. در رابطه با اثرات ذرات سیلت می‌توان گفت، از آنجایی که عمده ذرات خاک‌های منطقه مورد مطالعه شنی بود، ذرات شن به‌عنوان نماینده ذرات عمل نموده و اثر ذرات سیلت بر روی شاخص AC قابل ملاحظه نبود. در برخی موارد آهک باعث کاهش شدت نفوذ می‌گردد که دلیل آن قرار گرفتن ذرات کربنات کلسیم در اندازه رس و سیلت و بسته شدن منافذ می‌شود (۱۵). همان‌طور که گفته شد، ظرفیت هوایی تابعی از تخلخل و حجم منافذ خاک است پس واکنش خاک اثری بر روی این شاخص ندارد.

همچنین برای ظرفیت زراعی نسبی، ۴ ویژگی شامل؛ تخلخل، شن، رس و سیلت با ضریب همبستگی ۰/۹ و ویژگی‌های مهم انتخاب

انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر شاخص‌های کیفیت خاک با

ضریب همبستگی پیرسون

جدول ۳ ویژگی‌های مهم انتخاب شده بر روی شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک را نشان می‌دهد. طبق ضریب همبستگی پیرسون برای ظرفیت هوایی ۶ ویژگی شامل؛ تخلخل، چگالی ظاهری، رس و شن که ضریب همبستگی پیرسون برای تخلخل و چگالی ظاهری یک و برای بقیه ۰/۹ بود. ظرفیت هوایی به‌طور مستقیم تابعی از تخلخل و منافذ خاک می‌باشد و همین‌طور جرم مخصوص ظاهری خاک نیز به‌طور واضح تابعی از میزان تخلخل و بر توزیع منافذ خاک اثر دارد (۲۳) در نتیجه تغییر در جرم مخصوص ظاهری خیلی از خصوصیات ساختمانی خاک را تغییر می‌دهد. به‌عنوان مثال با تغییر در جرم مخصوص ظاهری، تخلخل، توزیع اندازه منافذ، ظرفیت نگهداری آب و هوای خاک تغییر می‌کند. رابطه بین پارامتر AC و مقدار رس احتمالاً مربوط به تأثیر مقدار رس روی رطوبت خاک، شرایط تهویه‌ای یا اثر مثبت رس روی تخلخل و ساختمان خاک است. ظرفیت هوایی در مکش‌های خیلی کم محاسبه می‌شود. به‌طور کلی شاخص ظرفیت هوایی به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم بیانی از منافذ خاک می‌باشد پس توزیع اندازه منافذ تأثیر زیادی روی این شاخص دارد (۱۰). خاک‌های منطقه‌ی مورد مطالعه دارای درصد بالایی از مقادیر شن بودند و در واقع اثری که ذرات شن بر روی شاخص ظرفیت هوایی دارد به علت منافذ درشت آن‌ها می‌باشد که

فراهمی برای گیاه مؤثر باشد. ساختمان خاک، تخلخل، نوع بافت خاک، حجم و توزیع منافذ از جمله عوامل تأثیرگذار بر آب قابل دسترس گیاه می‌باشند. ویژگی‌های انتخاب شده برای آب قابل دسترس گیاه در اینجا بافت خاک، تخلخل، چگالی ظاهری و قابلیت هدایت الکتریکی بودند که همگی بر حجم منافذ و توزیع پذیری آن‌ها اثر دارند و در نتیجه می‌توانند بر آب قابل دسترس نیز اثر بگذارند. دو ویژگی کربنات کلسیم و واکنش خاک به عنوان ویژگی‌های غیرمهم شناخته شدند. همان طور که گفته شد آهک باعث کاهش شدت نفوذ و بسته شدن منافذ می‌شود.

شدند. ظرفیت زراعی نسبی رابطه مستقیم با ظرفیت هوایی دارد و همانند آن تحت تأثیر حجم منافذ خاک می‌باشد. از آنجائی که تخلخل و بافت خاک بر ظرفیت هوایی مؤثر می‌باشند بر RFC نیز تأثیرگذار هستند. و سایر ویژگی‌ها به دلایلی که برای ظرفیت هوایی گفته شد، برای ظرفیت زراعی نسبی نیز انتخاب نشدند.

۷ متغیر، قابلیت هدایت الکتریکی، رس، شن، سیلت، چگالی ظاهری و تخلخل همگی با ضریب یک به عنوان مهمترین متغیرهای انتخابی شاخص آب قابل دسترس گیاه انتخاب شدند. آب قابل دسترس در واقع در محدوده‌ی بین ظرفیت زراعی نسبی و نقطه پژمردگی قرار می‌گیرد و در نتیجه عوامل زیادی می‌تواند در این محدوده بر آب

جدول ۳- ویژگی‌های انتخاب شده مربوط به شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک

Table 3- Selected features of soil physical quality indicators

PAW		RFC		AC	
ضریب پیرسون Pearson coefficient	ویژگی انتخاب شده Selected feature	ضریب پیرسون Pearson coefficient	ویژگی انتخاب شده Selected feature	ضریب پیرسون Pearson coefficient	ویژگی انتخاب شده Selected feature
1	چگالی ظاهری Bulk density	0.996	تخلخل Porosity	1	تخلخل Porosity
1	رس Clay	0.993	شن Sand	1	چگالی ظاهری Bulk density
1	قابلیت هدایت الکتریکی EC	0.98	رس Clay	0.999	رس Clay
1	تخلخل Porosity	0.97	سیلت Silt	0.995	شن Sand
1	شن Sand				
1	سیلت Silt				

نشان می‌دهد. همان طور که دیده می‌شود در گره ریشه متغیر تخلخل قرار گرفته است که اگر تخلخل کمتر از ۰/۴۳۴ در یک انشعاب و تخلخل بیشتر و مساوی ۰/۴۳۴ در انشعاب دیگر قرار می‌گیرد و همین طور انشعابات ادامه پیدا می‌کند تا به گره برگ برسد. فقط ۱۰ درصد خاک‌های مورد مطالعه از نظر تخلخل تهویه‌ای، بدون محدودیت برای رشد گیاه بودند و بیشتر این خاک‌ها دارای محدودیت متوسط (۳۰ درصد) و ۲۲ درصد دارای محدودیت کم بودند. همچنین در ۱۷ درصد خاک‌ها محدودیت شدید و ۱۶ درصد محدودیت زیاد وجود داشت که این خاک‌ها از نظر تهویه باید مدیریت شوند.

به منظور ارزیابی مدل درخت تصمیم، مقادیر برآورده شده برای نمونه‌های آزمونی و مقادیر واقعی متناظر با آن‌ها ترسیم شد. مقایسه مقادیر عملکرد مشاهده شده (Target) و عملکرد پیش‌بینی شده توسط مدل (Output) درخت تصمیم در نرم‌افزار MATLAB برای داده‌های آموزشی و آزمون در ادامه آورده شده است. ضریب تبیین (R^2) بین شاخص AC مشاهداتی و پیش‌بینی شده با استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های آموزشی ۰/۹۶ بود (شکل ۴ - A). جذر

پیش‌بینی شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک

پس از انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر شاخص ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل دسترس خاک، پیش‌بینی آن با استفاده از مدل درخت تصمیم و رگرسیون چند متغیره خطی صورت گرفت. همچنین آماره‌های اعتبار سنجی مربوط به درخت تصمیم در جدول ۴ آورده شده‌اند که با استفاده از داده‌های آموزشی و آزمون محاسبه شده‌اند.

نتایج داده‌های اعتبار سنجی مربوط به جدول ۴ برای داده‌های آموزشی و آزمون نشان می‌دهد که درخت تصمیم با دقت قابل قبولی توانسته است رابطه بین پارامترهای ورودی با شاخص‌های ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل دسترس را به دست آورد.

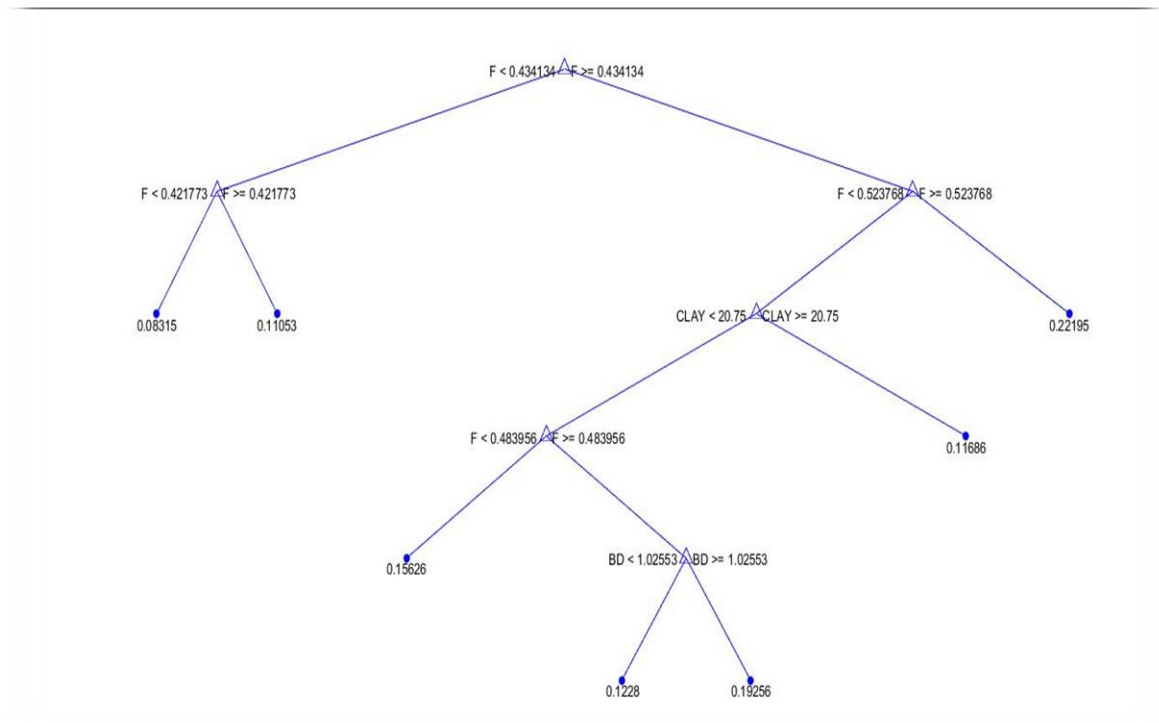
ظرفیت هوایی

شکل ۳ درخت تصمیم رسم شده برای شاخص ظرفیت هوایی را

میانگین مربعات خطا و میانگین مطلق خطا بین شاخص AC آموزشی به ترتیب ۰/۰۱۳۸ و ۰/۰۰۹۸ بود (جدول ۴).
مشاهداتی و پیش‌بینی شده با استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های

جدول ۴- معیارهای ارزیابی در برآورد شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک برای مدل درخت تصمیم
Table 4- Values of evaluation criteria in predicting soil physical quality indicators for Decision tree model

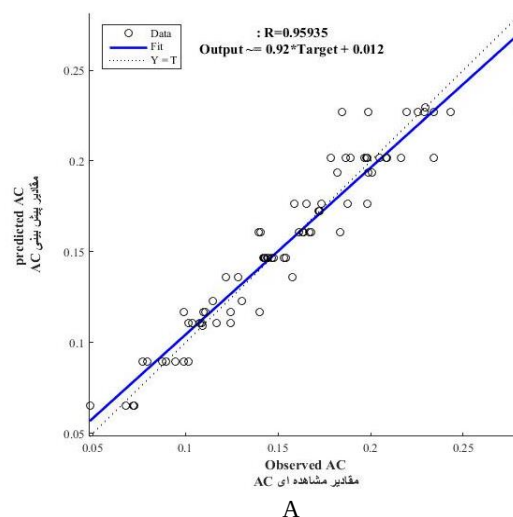
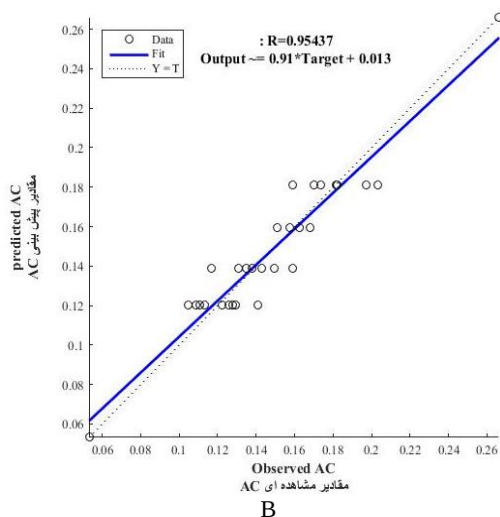
معیارهای ارزیابی Evaluation criteria			نوع داده Data Type	شاخص‌های فیزیکی Soil physical quality indicators
MAE	RMSE	R ²		
0.0098	0.0138	0.96	داده‌های آموزشی Train data	ظرفیت هوایی
0.0084	0.0104	0.95	داده‌های آزمون Test data	Air capacity
0.0356	0.0461	0.86	داده‌های آموزشی Train data	ظرفیت نسبی زراعی
0.0332	0.0411	0.84	داده‌های آزمون Test data	Relative field capacity
0.0085	0.0134	0.92	داده‌های آموزشی Train data	آب قابل دسترس گیاه
0.0068	0.0089	0.85	داده‌های آزمون Test data	Plant available water capacity



شکل ۳- مدل درخت تصمیم برای شاخص ظرفیت هوایی
Figure 3- Decision tree model for Air Capacity Index

(B -). هم‌چنین جذر میانگین مربعات خطا و میانگین مطلق خطا برای داده‌های آزمون به ترتیب ۰/۰۱۰۴ و ۰/۰۰۸۴ درصد بود (جدول ۴).

ضریب تبیین (R^2) بین شاخص AC مشاهداتی و پیش‌بینی شده با استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های آزمون ۰/۹۶۱ بود (شکل ۴



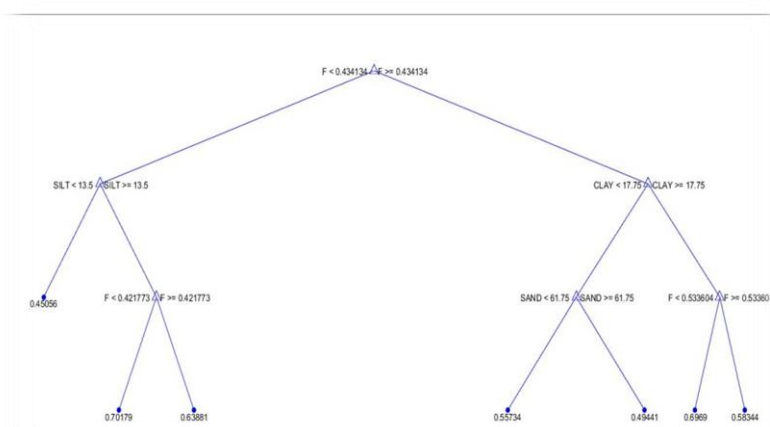
شکل ۴- همبستگی بین مقادیر مشاهده‌ای و پیش‌بینی شده AC با استفاده از الگوریتم درخت تصمیم برای داده‌های آموزشی (A) و داده‌های آزمون (B)

Figure 4- Correlation between the observed and predicted AC index values using Decision -Tree Algorithm for the train data (A) and test data (B)

شاخص ظرفیت زراعی نسبی بدون محدودیت و ۳۲ درصد محدودیت کم و ۱۶ درصد با محدودیت متوسط مشاهده شد.

ظرفیت زراعی نسبی

شکل ۵ درخت تصمیم رسم شده برای داده‌های متغیر ظرفیت زراعی نسبی می‌باشد. بیشتر خاک مورد مطالعه (۳۸ درصد) از نظر

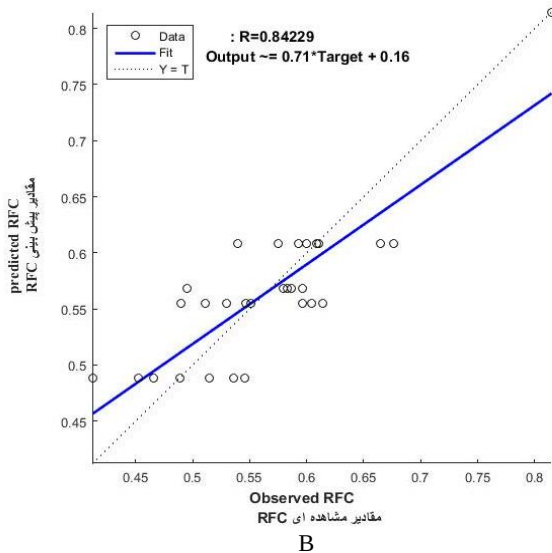


شکل ۵- مدل درخت تصمیم برای ظرفیت زراعی نسبی
Figure 5- Decision tree model for relative field capacity

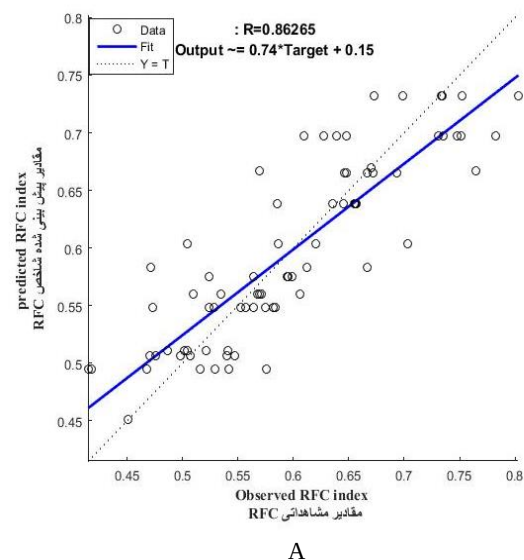
۰/۸۶۲ بود (شکل ۶- A). جذر میانگین مربعات خطا و میانگین مطلق خطا بین شاخص ظرفیت زراعی نسبی مشاهداتی و پیش‌بینی شده با

ضریب تبیین (R^2) بین شاخص ظرفیت زراعی نسبی مشاهداتی و پیش‌بینی شده با استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های آموزشی

۰/۸۴۲ بود (شکل ۶ - B). هم‌چنین جذر میانگین مربعات خطا و میانگین مطلق خطا برای داده‌های آزمون به ترتیب ۰/۰۴۱۱ و ۰/۰۳۳۲ درصد بود (جدول ۴).



استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های آموزشی به ترتیب ۰/۰۴۶۱ و ۰/۰۳۵۶ بود (جدول ۴). ضریب تبیین (R^2) بین شاخص ظرفیت زراعی نسبی مشاهداتی و پیش‌بینی شده با استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های آزمون



شکل ۶- همبستگی بین مقادیر مشاهده‌ای و پیش‌بینی شده RFC با استفاده از الگوریتم درخت تصمیم برای داده‌های آموزشی (A) و داده‌های آزمون (B)

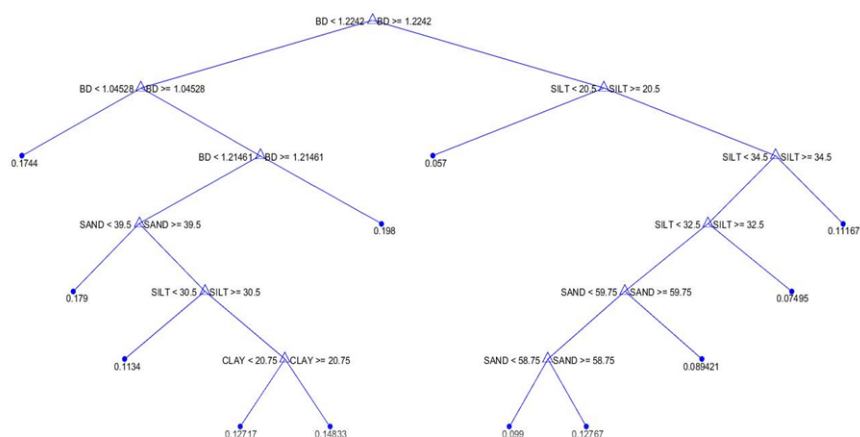
Figure 6- Correlation between the observed and predicted RFC index values using Decision -Tree Algorithm for the train data (A) and test data (B)

ترتیب ۰/۱۳۴ و ۰/۰۰۸۵ بود (جدول ۴). ضریب تبیین (R^2) بین شاخص آب قابل‌دسترس گیاه مشاهداتی و پیش‌بینی شده با استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های آزمون ۰/۸۵۰ بود (شکل ۸ - B). هم‌چنین جذر میانگین مربعات خطا و میانگین مطلق خطا برای داده‌های آزمون به ترتیب ۰/۰۰۸۹ و ۰/۰۰۶۸ درصد بود (جدول ۴). مقادیر معیارهای ارزیابی برای داده‌های آموزش نشان می‌دهد که درخت تصمیم با دقت خوبی توانسته است رابطه بین ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل‌دسترس گیاه و پارامترهای ورودی را به دست آورد. همچنین مقادیر معیاری ارزیابی داده‌های آزمون، نشان‌دهنده توانایی مدل درخت تصمیم در تخمین میزان ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و شاخص آب قابل‌دسترس گیاه با ویژگی‌های انتخاب شده توسط نرم‌افزار Celementain با دقت بالایی می‌باشد.

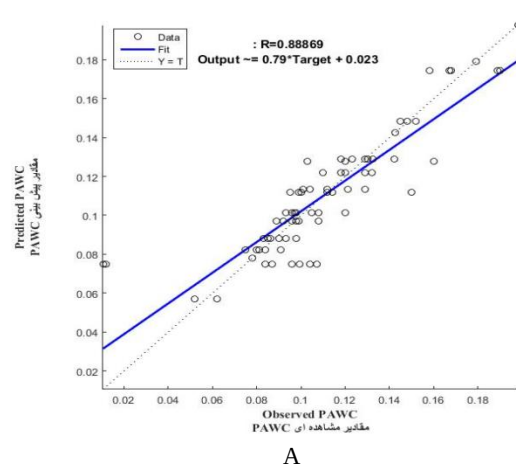
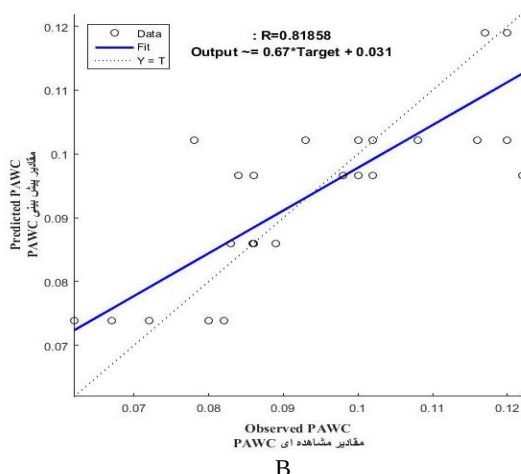
آب قابل‌دسترس گیاه

قوانین استخراج شده برای مدل درخت تصمیم برای آب قابل‌دسترس گیاه با توجه به شکل ۷ و جدول ۱ به صورت محدودیت متوسط تا زیاد می‌باشد. با توجه به داده‌های اندازه‌گیری شده، محدوده آب قابل‌دسترس برای تمامی داده بین ۰/۱۸ تا ۰/۰۱ می‌باشد که در این محدوده آب قابل‌دسترس گیاه دارای محدودیت متوسط تا زیاد می‌باشد. پس تمامی خاک مورد مطالعه از نظر شاخص PAWC در این محدوده بحرانی قرار می‌گیرند. با توجه به محدودیت آب قابل‌استفاده گیاه در این خاک‌ها اعمال روش‌های مناسب آبیاری و وجود آب کافی برای رشد گیاهان اجتناب‌ناپذیر است.

ضریب تبیین (R^2) بین شاخص آب قابل‌دسترس گیاه مشاهداتی و پیش‌بینی شده با استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های آموزشی ۰/۹۱۹ بود (شکل ۸ - A). جذر میانگین مربعات خطا و میانگین مطلق خطا بین شاخص آب قابل‌دسترس گیاه مشاهداتی و پیش‌بینی شده با استفاده از درخت تصمیم برای داده‌های آموزشی به



شکل ۷- مدل درخت تصمیم برای آب قابل استفاده گیاه
Figure 7- Decision tree model for plant available water



شکل ۸- همبستگی بین مقادیر مشاهده‌ای و پیش‌بینی شده PAWC با استفاده از الگوریتم درخت تصمیم برای داده‌های آموزشی (A) و داده‌های آزمون (B)

Figure 8- Correlation between the observed and predicted PAWC index values using Decision -Tree Algorithm for the train data (A) and test data (B)

خروجی مدل نبوده و قادر به پیش‌بینی مناسب شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک هم نبوده است. درواقع رگرسیون خطی تنها قادر به تشخیص روابط خطی بین متغیرهای مستقل و وابسته هستند و چنانچه روابط غیرخطی بین این متغیرها وجود داشته باشد، کارایی این مدل‌ها به حد قابل ملاحظه‌ای کاهش می‌یابد (۲۸). نتایج مدل‌سازی رگرسیون چند متغیره نشان داد که مدل‌های رگرسیون برای داده‌های خطی توانایی بالایی جهت پیش‌بینی دارند. در حالی که داده‌ها در طبیعت ممکن است به‌طور خطی نباشند و یا تغییرات زمانی و مکانی تغییر کنند. مدل‌های خطی مناسب توابع خطی با جفت داده‌های ورودی و خروجی مدل هستند. اما مدل‌های غیرخطی قادرند با تغییرات زمانی و مکانی تغییر کنند.

آماره‌های اعتبارسنجی (ضریب تبیین، جذر میانگین مربعات خطا و میانگین مطلق خطا) و معادله رگرسیونی مربوط به هر کدام از شاخص‌های فیزیکی برای داده‌های آموزشی و داده‌های آزمون در جدول ۵ آورده شده‌اند. ضریب تبیین بین شاخص‌های ظرفیت هوابی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل دسترس مشاهداتی و پیش‌بینی شده برای داده‌های آموزشی رگرسیون چند متغیره‌ی خطی به ترتیب ۰/۷۲، ۰/۶۷ و ۰/۷۲ بود (جدول ۵). جذر میانگین مربعات خطا و میانگین مطلق خطا بین شاخص‌های فیزیکی مشاهداتی و پیش‌بینی شده برای داده‌های آموزشی و آزمون در جدول ۵ نشان داده شده است. مقادیر معیارهای ارزیابی برای داده‌های آموزش و آزمون نشان می‌دهد که مدل رگرسیون چند متغیره قادر به برقراری ارتباط مؤثر بین ورودی و

جدول ۵- مقادیر معیارهای ارزیابی در برآورد شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک برای مدل رگرسیون خطی چند متغیره
Table 5- Values of evaluation criteria in predicting soil physical quality indicators for multiple linear regression model.

معیارهای ارزیابی Evaluation criteria			نوع داده Data Type	شاخص‌های فیزیکی Soil physical quality indicators
MAE	RMSE	R ²		
0.892	0.894	0.72	داده‌های آموزشی Train data	ظرفیت هوایی Air capacity
0.875	0.877	0.63	داده‌های آزمون Test data	
معادله رگرسیون $AC = -0.324 + (0.003 * sand) + (-0.22 * EC) + (-0.001 * clay) + (-0.67 * BD) + (0.965 * F)$				
0.052	0.065	0.72	داده‌های آموزشی Train data	ظرفیت نسبی زراعی Relative field capacity
0.0502	0.066	0.62	داده‌های آزمون Test data	
معادله رگرسیونی $RFC = 0.917 + (0.006 * silt) + (0.014 * clay) + (-1.51 * F)$				
0.574	0.59	0.67	داده‌های آموزشی Train data	آب قابل دسترس گیاه Plant available water capacity
0.644	0.64	0.61	داده‌های آزمون Test data	
معادله رگرسیونی $PAWC = 0.143 + (0.12 * EC) + (0.006 * silt) + (0.001 * clay) + (-0.76 * BD) + (0.12 * F)$				

مقایسه نتایج مدل‌های درخت تصمیم و رگرسیون چند متغیره خطی

با توجه به مباحث گفته شده نتایج حاکی از آن است که مقدار ضریب تبیین در مدل درخت تصمیم نسبت به رگرسیون چند متغیره خطی از دقت بالاتری برخوردار می‌باشد. همین طور کمترین مقادیر شاخص‌های خطای محاسبه شده مربوط به مدل درخت تصمیم هستند پس با توجه به معیارهای ارزیابی برای مدل درخت تصمیم و مدل رگرسیون چند متغیره خطی مشخص شد که دقت مدل درخت تصمیم نسبت به رگرسیون چند متغیره خطی بیشتر است. برخی محققین نشان دادند که دقت درخت تصمیم نسبت به رگرسیون چند متغیره خطی در پیش‌بینی‌های بعضی از خصوصیات خاک معتبرتر است. به عنوان مثال پهلوان و همکاران (۲۱) دریافتند که روش درخت تصمیم گیری نسبت به رگرسیون چند متغیره کارایی بهتری برای تهیه نقشه خاک در سطح پایین‌تر دارد. شیرانی و همکاران (۲۶) طی مقایسه‌ای که بین الگوریتم ترکیبی PSO-DT و رگرسیون چند متغیره در تعیین ویژگی‌های مؤثر بر شاخص فیزیکی خاک‌های آهکی شهرستان بافت داشتند، پی بردند که کارایی درخت تصمیم و PSO خیلی بهتر از رگرسیون چند متغیره خطی بود.

بررسی اهمیت متغیرهای ورودی بر میزان شاخص‌های کیفیت خاک

با توجه به این که فقط دقت الگوریتم درخت تصمیم در پیش‌بینی شاخص‌های ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل دسترس گیاه قابل قبول بود آنالیز حساسیت با درخت تصمیم صورت گرفت. نتایج آنالیز حساسیت برای مؤلفه‌های شاخص‌های فیزیکی به صورت نمودار آورده شده است (شکل ۹-۱۱).

نتایج نشان داد که شاخص ظرفیت هوایی بیشترین حساسیت را به ترتیب به تخلخل (شاخص حساسیت ۱/۶۵)، چگالی ظاهری داشت (شاخص حساسیت ۱/۱۵) (شکل ۹). تخلخل تهویه‌ای با بافت خاک و تراکم خاک در ارتباط است و همان طور که قبلاً گفته شد ظرفیت هوایی رابطه مستقیم با تخلخل دارد و این عامل تأثیر مهمی بر ظرفیت هوایی دارد. از طرفی ظرفیت زراعی در مکش‌های خیلی کم محاسبه می‌شود (بین رطوبت اشباع و مکش ظرفیت زراعی). لذا توزیع اندازه منافذ تأثیر بسزایی بر روی این شاخص دارد. چگالی ظاهری نیز بر توزیع منافذ خاک اثر دارند.

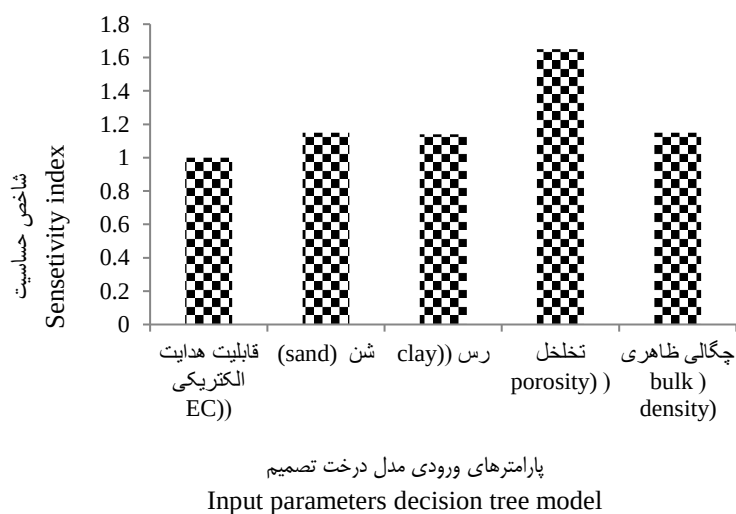
همین طور شاخص ظرفیت زراعی نسبی بیشترین حساسیت را به

است. در مطالعات مشابه آنالاف و ررمان (۳) دریافتند که شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک به بافت خاک، چگالی ظاهری و مواد آلی بستگی دارد. رطوبت در مکش‌های پایین متأثر از منافذ درشتی است که در اثر ساختمان خاک ایجاد می‌شود و متغیری که بیشتر از همه توانسته تغییرات ساختمان را به صورت کمی نشان دهد جرم مخصوص ظاهری است.

جرم مخصوص ظاهری که مهمترین پارامتر کمی بیان کننده تغییرات ساختمان خاک و تابعی از خلل و فرج است که محل نگهداری رطوبت هستند در نتیجه با کمترین تغییر در آن بر آب قابل دسترس گیاه در خاک اثر می‌گذارد (۲۳).

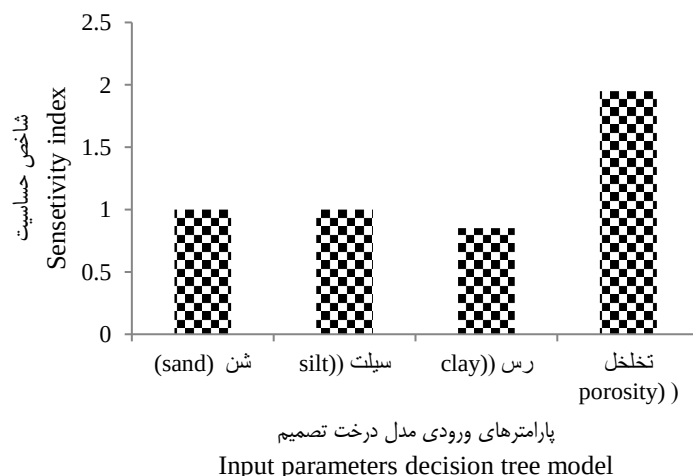
ترتیب به تخلخل (شاخص حساسیت ۱/۹۵) دارا بود (شکل ۱۰). ظرفیت زراعی نسبی نیز تابعی از توزیع منافذ درشت در خاک است در نتیجه تخلخل نیز بر توزیع و حجم منافذ تأثیرگذار هستند و چگالی ظاهری (شاخص حساسیت ۱/۲۵) نیز به عنوان پارامتر مهم و مؤثر آب قابل دسترس گیاه مشاهده شد (شکل ۱۱). چگالی ظاهری و ارتباط آن با تخلخل و نگهداشت آب در خاک می‌تواند از مهمترین عوامل بر PAWC باشد.

عوامل متعددی مانند کمبود میزان اکسیژن خاک، توانایی ریشه گیاه برای فروروی در خاک، کاهش هدایت هیدرولیکی غیراشباع با خشک شدن خاک، بر میزان آب قابل استفاده خاک برای گیاه مؤثر



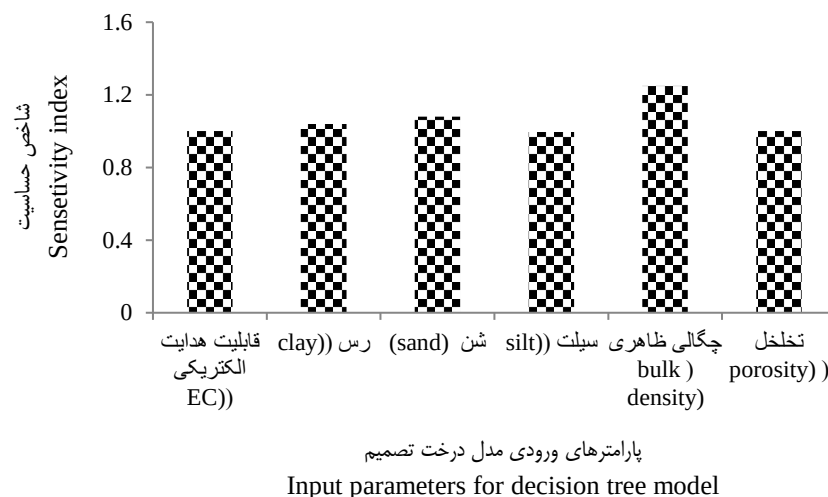
شکل ۹- نتایج آنالیز حساسیت مدل درخت تصمیم برای AC

Figure 9- Results of sensitivity analysis user decision tree model for AC



شکل ۱۰- نتایج آنالیز حساسیت مدل درخت تصمیم برای RFC

Figure 10- Results of sensitivity analysis user decision tree model for RFC



شکل ۱۱- نتایج آنالیز حساسیت مدل درخت تصمیم برای شاخص PAWC
Figure 11- Results of sensitivity analysis user decision tree model for PAWC

همچنین نتایج نشان داد که دقت مدل درخت تصمیم در پیش‌بینی شاخص ظرفیت هوایی، ظرفیت زراعی نسبی و آب قابل‌دسترس نسبت به مدل رگرسیون خطی بهتر می‌باشد و می‌توان از این مدل در پیش‌بینی این شاخص‌ها با دقت قابل قبولی استفاده نمود.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که الگوریتم درخت تصمیم توانسته است چهارچوب قوی و قابل قبولی برای انتخاب ویژگی‌های مؤثر بر شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک از میان ویژگی‌های زود یافت خاک فراهم آورد که برای مناطق و مسائل مشابه نیز قابل کاربرد می‌باشد.

منابع

- 1- Alison L. E., and Modie C. D. 1965. Carbonate. P. 1379-1396. In: C. A. Black et al. (Ed.), Methods of soil analysis. Part II, Am. Soc. Agron., Madison, WI.
- 2- Allmaras R.R., Fritz V.A., PFLEGER F.L., and Copeland S.M. 2002. Impaired internal drainage and Aphanomyces euteiches root rot of pea caused by soil compaction in a finetextured soil. Soil and Tillage Research, 1740:1-12.
- 3- Anlauf R., and Rehrmann P. 2012. Effect of compaction on soil hydraulic parameters of vegetative landfill covers. Geomaterials, 2: 29-36.
- 4- Asghari Jafarabadi M., Soltani A., and Mohamadi S. M. 2013. Series Statistics; Correlation and regression. Iranian Journal of Diabetes and Lipid, 12(6): 479-506.
- 5- Blake G. R. 1965. Bulk density. Methods of Soil Analysis. Part 1 Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- 6- Blake G. R., and Hartage K. H. 1986. Particle density, In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 1, # 9(2nd ed.), Agronomy Monograph. American Society of Agronomy, Madison, 377-381.
- 7- Bouyoucos G. J. 1951. A recalibration of hydrometer method for making mechanical analysis of soil. Agronomy Journal, 43: 434-438.
- 8- Breiman L., Friedman J., Olshen R., and Stone C. 1984 Classification and Regression Trees, Chapman & Hall/CRC Press, Boca Raton, FL. Development of a decision tree modeling approach. Geoderma, 139:277-287.
- 9- Dastourani M. T., Habibipoor A., Ekhtesasi M. R., Talebi A., and Mahjoobi J. 2013. Evaluation of the Decision Tree Model in Precipitation Prediction (Case study: Yazd Synoptic Station). Iran-Water Resources Research, 8(3): 14-27. (In Persian with English abstract).
- 10- Dexter A.R. 2004. Soil physical quality. Part I: Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. Geoderma, 120:201-214.
- 11- Drury, C.F., T.Q. Zhang, and B.D. Kay. 2003. The non-limiting and least limiting water range for soil nitrogen mineralization. Soil Science Society of America Journal, 67:1388-1404.
- 12- Emami H. 2012. Investigation the stability of agricultural soils in field Karaj. Journal of Soil Research (Soil and

- Water Sciences), 26:245-254.
- 13- Hughes G. F. 1968. On the Mean Accuracy of Statistical Pattern Recognizers. *IEEE Transactions on Information Theory*, 14, pp. 55-63.
- 14- Lal R. 1994. Soil Methods and guidelines for Sustainable use of soil and water resources in the tropics. Soil Management Support System, USDA,-NRCS. Washington, DC.
- 15- Mahmoodabadi M., and Mazaheri M. 2012. Effect of some soil physical and chemical properties on permeability in field conditions. *Jurnal of Engineering Water and Soil*, 8: 14-26.
- 16- Moebius B.N., Van Es H.M., Schindelbeck R.R., Idowu O.J., Clune D.J., and Thies J.E. 2007. Evaluation of laboratory-measured soil physical properties and indicators of soil physical quality. *Soil Science*, 172: 895-912.
- 17- Mueller L., Kay B.D., Deen B., Hu C., Zhang Y., Wolff M., Eulenstein F., and Schindler U. 2009. Visual assessment of soil structure: Part II. Implications of tillage, rotation and traffic on sites in Canada, China and Germany. *Soil and Tillage Research* 103, 188-196.
- 18- Nabiollahi K., Haidari A., and Taghizadeh- Mehrjerdi R. 2014. Digital Mapping of Soil Texture Using Regression Tree and Artificial Neural Network in Bijar, Kurdistan. *Journal of Water and Soil*, 28(5):1025-1036. (In Persian with English abstract).
- 19- Norouzi M. 2009. Prediction of rainfed wheat yield using artificial neural network in Ardal district of Chaharmahal and Bakhtiari province. M.Sc. Thesis, Collage of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran, 112 p. (In Persian).
- 20- Omidvar K., Shafie SH., Taghizade Z., and Alipoor M. 2014. Evaluation of the Decision Tree Model in Precipitation Prediction Kermanshah Synoptic Station. *Journal of Operational Research of Geographical Science*, 14(34): 89-110. (In Persian).
- 21- Pahlavan Rad M., Khormali F., Tomanian N., Kiani F., and Komaki B. 2015. Predict soil classes using decision tree and logistic regression multivariate random on Golestan province. 14th Iranian Soil Science Congress, Vali-e-Asr University of Rafsanjan. 168-172.
- 22- Reynolds W.D., Bowman B.T., Drury C.F., Tan C.S., and X. Lu. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma*, 110:131-146.
- 23- Reynolds W., Drury C., Yang X., and Tan C. 2008. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. *Geoderma*, 146, 466-474.
- 24- Richards L. A. 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline-Alkali Soils*. U.S.D.A. Hand book, 60. Washington, D.C., U.S.A.
- 25- Shekofte H., Ramezani F., and Shirani H. 2017. Optimal feature selection for predicting soil CEC: Comparing the hybrid of ant colony organization algorithm and adaptive network-based fuzzy system with multiple linear regression. *Geoderma*, 298: 27 –34.
- 26- Shirani H., Habibi M., Besalatpour A.A., and Esfandiarpour I. 2015. Determining the features influencing physical quality of calcareous soils in a semiarid region of Iran using a hybrid PSO-DT algorithm, 259-260: 1-11.
- 27- Silva A.P., and Kay B.D. 1996. The sensitivity of shoot growth of corn to the least limiting water range of soils. *Plant and Soil*, 184: 323-329.
- 28- Singh M.J., and Khera K.L. 2009. Physical indicators of soil quality in relation to soil erodibility under different land uses. *Arid Land Research and Management*, 23:152-167.
- 29- Sobhani J., Najimi M., Pourkhorshidi A.R., and Parhizkar T. 2010. Prediction of the compressive strength of noslump concrete: A comparative study of regression, neural network and ANFIS models. *Journal of Construction and Building Materials*, 24: 709-718.
- 30- StatSoft Inc. 2004. *Electronic Statistics Textbook* (Tulsa, OK). <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>.
- 31- Taghizadeh-Mehrjardi R., Minasny B., Sarmadian F., and Malone P.B. 2013. Digital mapping of soil salinity in Ardakan region, central Iran. *Geoderma*, 213: 15-28.
- 32- Tan M., Tsang I. W., and Wang L. 2014. Towards ultrahigh dimensional feature selection for big data. *J. Mach. Learn. Research.*, 15(1): 1371-1429.
- 33- Topp G.C., Reynolds W.D., Cook F.J., Kirby J.M., and Carter M.R. 1997. Physical attributes of soil quality. In: Gregorich, E.G., Carter, M.R. (Eds.), *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Developments in Soil Science, 25: 21 – 58.
- 34- Walkley A., and Black T. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determinating organic matter and a proposed modification of chromic acid titration method. *Soil Sciences*, 37: 29-38.
- 35- White R. 2006. *Principles and practice of soil science* 4th ed. Blackwell Publishing.



Determining Features Influencing Some Soil Physical Quality Indicators and their Predictions Using Decision Tree and Multiple Linear Regression Models

H. Shekofteh^{*1}- M. Doustaky²- A. Masoudi³

Received: 08-11-2017

Accepted: 09-04-2018

Introduction: Soil quality is defined as the capacity of a soil to function within different land uses and ecosystem boundaries, sustain biological productivity, maintain environmental quality and promote plant, animal, and human health. Soil quality cannot be directly measured but can be evaluated on the basis of several parameters; the type of parameter to be used depends on research scale and goals. Soil quality indicators (SQIs) are used to evaluate the effect of different management and types of land use on soil quality and can be achieved by easily-measured soil physicochemical properties. Soil quality indicators are measurable characteristics of the soil affecting the soil capacity for crop production or environmental performance. Air capacity (AC), relative field capacity (RFC) and plant available water (PAWC) are the most important indicators. Selection of appropriate input parameters is the first and most important step in predicting SQIs. Feature selection can be defined as the identification and selection of a subset of useful features among the primary data collected. One of the methods for choosing the features is the Pearson coefficient, which shows the correlation between the input variables and target variable. When the coefficient is close to one, there is a strong relationship between the input and the target variable. The features having a correlation coefficients of greater than or equal to 0.9 are considered important and less than that are considered non-important. Decision tree algorithm is one of the prediction approaches in statistics and data mining literature. This algorithm can select the property with the highest separation capability. Working with this algorithm and interpret its results is very straightforward. The aims of this study were to select the best set of input properties influencing SQIs using Pearson correlation coefficient and then model the effect of the input properties by decision tree and multiple linear regression.

Materials and Methods: In this study, the Pearson correlation coefficient was used for selecting effective soil properties influencing SQIs and these indices were modeled and predicted by the decision tree algorithm with selected input properties. For this purpose, 104 soil samples were collected from the soil surface (0-15 cm depth) of four land uses including a garden with 20 year-old walnut trees, pasture, agriculture and a mountain almond in a semi-arid area in Iran (Rabor region, 29° 27' N to 38° 54' N and 56° 45' E to 57° 16' E). A multiple linear regression (MLR) model was constructed as the benchmark for the comparison of performances. Sensitivity analysis of decision tree model was performed with input variables using StatSoft method. The predictive capabilities of the proposed models were evaluated by the mean absolute error (MAE), root mean square error (RMSE), and coefficient of determination (R^2) between measured and predicted SQIs values.

Results and Discussion: The soil properties including porosity, bulk density, clay and sand content for air capacity, porosity and sand, clay and silt content for relative field capacity, and bulk density, electrical conductivity, porosity, and sand, clay and silt content for plant available water were selected as important input parameters. In addition, the values of r^2 for the decision tree model for air capacity, relative field capacity and plant available water were 0.95, 0.84 and 0.85, respectively, while the r^2 values for multiple linear regression for AC, RFC and PAWC were 0.63, 0.62 and 0.61, respectively. According to the evaluation indices, it appears that the conventional regression model was poor in predicting SQIs. Therefore, conventional regression techniques (i.e., multiple-linear regression) may not be reliable for predicting the SQIs. The results of sensitivity analysis for decision tree model showed that porosity and bulk density for air capacity, porosity for relative field capacity and bulk density for plant available water had the greatest influence.

Conclusion: This research work provided a basis for predicting soil physical quality indicators and identifying important parameters impacting these indicators in agricultural soils, grassland and forests in semi-arid regions which can be generalized to other areas. Further studies are needed to assess the effects of selected input variables under different conditions.

Keywords: Air capacity, Available water, Modeling, Relative field capacity, Soil management

1- Assistant Professor Department of Soil Sciences, Univesity of Jiroft, Jiroft, Iran

(*- Corresponding Author Email: h.shekofteh@vru.ac.ir)

2 and 3- Ph.D. and M.Sc. Students, Department of Soil Sciences, Vali-e-Asr Univesity of Rafsanjan, Rafsanjan, Iran



زیست‌پالایی کادمیم با روش رسوب‌گذاری زیستی کربنات کلسیم در خاک شنی

سمیرا عبدالرحیمی^۱ - نسرین قربان‌زاده^{۲*} - اکبر فرقانی^۳ - محمد باقر فرهنگی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۸/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۲۰

چکیده

آلودگی زیستگاه‌های طبیعی به فلزهای سنگین به سبب سمیت بالا سلامت موجودات زنده و محیط زیست را تحت تأثیر قرار می‌دهد. معدنی شدن زیستی بر اساس تشکیل رسوب کربنات کلسیم زیستی روشی نویدبخش برای پالایش فلزهای سمی در خاک‌های آلوده می‌باشد. این پژوهش به منظور بررسی حذف کادمیم به روش رسوب‌گذاری زیستی کربنات کلسیم از مسیر هیدرولیز اوره با باکتری *اسپورسارسینا پاستوری* انجام شد. آزمایش ابتدا در محلول دارای کادمیم (در سه سطح ۰/۵، ۱ و ۲ میلی‌مولار کادمیم) و سپس در یک خاک شنی آلوده شده با کادمیم (در پنج سطح صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در قالب طرح کاملاً تصادفی و در ۳ تکرار اجرا شد. آزمایش‌ها در دو سطح با باکتری و بدون باکتری بودند. رسوب کادمیم در محلول آلوده در سه غلظت ۰/۵، ۱ و ۲ میلی‌مولار کادمیم در حضور باکتری به ترتیب ۹۹/۶، ۹۹/۸ و ۹۹/۸ درصد بود. نتایج این پژوهش نشان داد که در تیمارهای دارای باکتری در مقایسه با تیمارهای بدون باکتری مقدار کادمیم در بخش محلول + تبادل کاهش یافته و در بخش کربناتی افزایش آماری چشم‌گیری ($P \leq 0.05$) پیدا کرد. به طوری که مقدار کادمیم در بخش محلول + تبادل خاک در ۴ غلظت ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم در حضور باکتری به ترتیب ۸۵/۹، ۶۱/۱، ۷۴/۳ و ۸۰/۳ درصد کاهش نشان داد. بنابراین، نتایج این پژوهش حاکی از آن است که جداسازی فلزهای سنگین بر مبنای روش رسوب‌گذاری زیستی کربنات کلسیم از طریق رسوب همزمان با کلسیت می‌تواند برای پالایش زیستی فلزهای سنگین سودمند باشد.

واژه‌های کلیدی: *اسپورسارسینا پاستوری*، اوره‌آز، معدنی شدن زیستی، کلسیت، کادمیم

مقدمه

پالایش این منابع و بروز بحران‌های زیست‌محیطی، زیست‌پالایی^۵ در کانون توجه قرار گرفته است. هدف اصلی زیست‌پالایی استفاده از موجودات زنده برای تجزیه انواع آلاینده‌ها و مواد سمی است که به صورت طبیعی یا مصنوعی وارد محیط زیست شده‌اند (۲). روش‌های فیزیکوشیمیایی حذف فلزهای سنگین از خاک‌های آلوده از قبیل تصفیه، رسوب، روش‌های الکتروشیمیایی، شست و شوی خاک، اکسایش و کاهش، تبادل یونی، اسمز معکوس، تثبیت و غیره مشکلاتی شامل نیاز به مواد شیمیایی فراوان و انرژی و هزینه بالا دارد. از سوی دیگر این روش‌ها محصولات جانبی ثانویه نیز ایجاد می‌شود (۲).

در میان روش‌های مختلف، زیست‌پالایی یک فن‌آوری مؤثر، کم هزینه و دوست‌دار طبیعت است که با به کارگیری فعالیت‌های ریزجانداران از خطرهای ایجاد شده ناشی از انباشت مواد شیمیایی سمی در محیط زیست می‌کاهد. روش‌های زیستی متنوعی مانند

فلزهای سنگین مانند کادمیم، سرب، مس، نیکل و روی به طور طبیعی در غلظت‌های خیلی پایین در خاک‌ها، ته‌نشست‌ها و منابع آبی وجود دارند (۱۸). این فلزها به طور مداوم بر اثر فعالیت‌های مختلف در طبیعت رها شده و از آن‌جا که تجزیه نمی‌شوند در محیط انباشته شده و به زنجیره غذایی وارد می‌شوند و بنابراین در بافت گیاهان، حیوان و انسان تجمع می‌یابند (۳۳ و ۲۳). در میان فلزهای سنگین، کادمیم به سبب فعالیت بالا و قابلیت انحلال نسبی در آب در بافت‌های زنده سمیت بالایی ایجاد می‌کند و از این جهت بسیار مورد توجه قرار گرفته است (۲۸). در سال‌های اخیر با توجه به حجم بالای آلودگی منابع طبیعی و ناکارآمدی روش‌های فیزیکوشیمیایی مرسوم برای

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استادیار، دانشیار و استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

(*)- نویسنده مسئول: (Email: nasrin.ghorbanzadeh@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.v32i2.68373

هیدرولیز کننده اوره و تولید کننده آنزیم اوره‌آز هستند که گونه‌های آن‌ها به طور گسترده‌ای در خاک‌ها توزیع شده‌اند. وارن و همکاران (۳۴) گزارش نمودند که ۹۵٪ از استرانسیم با رسوب بر روی کلسیت ایجاد شده بر اثر فعالیت باکتری *Sporosarcina pasteurii* از فاز محلول حذف شد. ناگونکار و همکاران (۲۷) نیز حذف ۹۲٪ آرسنیک از فاز محلول خاک را به وسیله *Enterobacteriaceae* در پایان ۵ روز از مایه‌زنی باکتری گزارش نمودند. این روش زیست‌پالایی در حذف آلودگی فلزهای سنگین با وجود اهمیت آن، کمتر مورد توجه قرار گرفته است. بنابراین، با توجه به مقدار اندک کربنات در خاک‌های استان گیلان در مقایسه با سایر استان‌های کشور، این پژوهش با هدف بررسی کارایی روش MICCP در زیست‌پالایی خاک شنی آلوده به کادمیم و کاهش مقدار کادمیم در بخش محلول و تبادل و انتقال آن به بخش کربناتی در حضور باکتری *اسپورسارسینا پاستوری* در شرایط آزمایشگاهی طراحی و اجرا شده است.

مواد و روش‌ها

تهیه و بازکشت باکتری

باکتری *اسپورسارسینا پاستوری* (PTCC1645) از بانک میکروبی ایران (سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران) تهیه شد و در محیط کشت NA (نوترینت آگار) بازکشت شد. سپس باکتری به محیط کشت NBU (نوترینت برات همراه با ۲٪ وزنی به حجمی اوره (۳۳۳ میلی‌مولار) و ۲۵ میلی‌مولار کلرید کلسیم) منتقل و در دمای ۳۰ درجه سلسیوس با هوادهی دائمی بر روی شیکر (۱۱۰ rpm) تا زمان رسیدن باکتری به مرحله انتهایی فاز رشد نمایی انکوباسیون شد. به منظور ارزیابی تولید اوره‌آز توسط این باکتری، مقدار آمونیاک آزاد شده بر اساس روش فنل-هیپوکلریت در زمان‌های ۱، ۲، ۳، ۴، ۵ و ۶ روز اندازه‌گیری شد (۱).

آماده‌سازی محلول مادر کادمیم

محلول مادر (۵۰۰ میلی‌مولار) کادمیم از نمک $CdCl_2$ تهیه شد و در تاریکی در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری شد. غلظت‌های ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸ و ۱۰ میلی‌مولار کادمیم با رقیق‌سازی از محلول مادر تهیه و از فیلتر ۰/۲۲ میکرومتر عبور داده شدند.

آزمایش کمترین غلظت بازدارنده $(MIC)^9$ کادمیم

این آزمایش به منظور تعیین کمترین غلظتی از کادمیم که از رشد باکتری جلوگیری به عمل می‌آورد، انجام شد. یاخته‌های باکتریایی که به مدت ۲۴ ساعت در محیط کشت NB کشت داده شدند در چگالی

جذب زیستی^۱، تجمع زیستی^۲، معدنی شدن زیستی^۳، گیاه پالایی و غیره وجود دارد (۱۶). معدنی شدن زیستی فرآیندی است که به وسیله آن ریزجانداران کانی‌ها را تولید می‌کنند. ساخت کانی‌ها به وسیله پروکاریوت‌ها به طور کلی به دو بخش معدنی شدن کنترل شده زیستی^۴ (BCM) و معدنی شدن تحریک شده زیستی^۵ (BIM) دسته بندی می‌شوند (۱۳). در میان تمامی کانی‌هایی که با معدنی شدن زیستی ایجاد می‌شوند، کربنات‌ها مشهورترین هستند. رسوب کربنات کلسیم تحریک شده میکروبی^۶ (MICCP) به طور گسترده‌ای به عنوان شاخه‌ای از معدنی شدن زیستی در زمینه‌های مختلف مانند بیوتکنولوژی، ژئوتکنولوژی و دیرین‌شناسی مورد مطالعه قرار گرفته است. در این فرآیند، ریزجانداران به عنوان بخشی از فعالیت‌های متابولیکی پایه خود به طور طبیعی مواد غیرآلی تولید می‌کنند (۲۶).

فرآیند MICCP مبتنی بر هیدرولیز اوره، توانایی نگه‌داری فلزهای سنگین و رادیونوکلوئیدها را از طریق جذب سطحی و رسوب هم‌زمان در شبکه کلسیت دارد. حساس نبودن این روش به پتانسیل اکسایش-کاهش و پایداری کلسیت در محیط‌های مختلف زمین شناسی مانع آزادسازی دوباره آلودگی به محیط می‌شود (۱۶ و ۳۷). حذف فلزهای سنگین در فرآیند MICCP از مسیر هیدرولیز اوره رخ می‌دهد. باکتری‌هایی که توان تولید آنزیم اوره‌آز^۷ را دارا هستند، در فرآیند هیدرولیز اوره شرکت می‌کنند (۱۸). اوره‌آز (آمیدوهیدرولاز اوره^۸) آنزیمی است که اوره را به یک مول کربنات و دو مول آمونیاک هیدرولیز می‌کند. آزادسازی یون‌های کربنات (CO_3^{2-}) و آمونیوم (NH_4^+) با افزایش پی‌اچ، در حضور یون‌های فلزی سبب رسوب کربنات این یون‌ها می‌شود. یون کربنات آزاد شده به درون آب یا خاک می‌تواند با کلسیم به فرم کربنات کلسیم (کلسیت) ترکیب شود (۱۸). کلسیت فرآورده‌ی معدنی شدن زیستی این فرآیند است که فلزهای سنگین بر روی ساختار کریستالی آن رسوب کرده و از خاک های آلوده حذف می‌شوند (۱۹).

رسوب زیستی کلسیت با چندین فلز دو ظرفیتی مانند کادمیم، آهن، روی، اورانیم، کبالت، سرب، مس و جیوه و همچنین بسیاری از اکتینیدها گزارش شده است (۱۴). بیوربانک و همکاران (۱۱) بیان نمودند که باکتری‌های جنس *Lysinibacillus*، *Sporosarcina*، *Bacillus*، *Arthrobacter* و *Brevibacterium* باکتری‌های معمول

- 1- Biosorption
- 2- Bioaccumulation
- 3- Biomineralization
- 4- Biologically Controlled Mineralization
- 5- Biologically Induced Mineralization
- 6- Microbially Induced Calcium Carbonate Precipitation
- 7- Ureolytic
- 8- Urea amidohydrolase

9- Minimal Inhibitory Concentration

مخلوط شد. پس از آن مقدار ۱۰۰ گرم از خاک‌های آلوده در ظرف های پلاستیکی با ظرفیت ۵۰۰ گرم ریخته شد و تقریباً تا حداکثر ظرفیت زراعی، آبیاری و به مدت دو هفته انکوباسیون شدند تا در حد امکان برهم کنش‌های آلاینده و خاک صورت پذیرد و شرایط آلودگی طبیعی تر باشد. مقدار ۱۰ گرم از نمونه‌های خاک آلوده و سترون شده به درون ظرف‌های دارای ۵۰ میلی‌لیتر محیط کشت NBU ریخته شد و باکتری با غلظت (تقریباً 10^7 سلول بر میلی‌لیتر) به ظرف‌ها افزوده شد. سپس نمونه‌ها در دمای آزمایشگاه به مدت ۷ روز انکوباسیون شدند. در پایان ۷ روز، فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز به روش تعیین آمونیوم با روش تقطیر بخار (۲۴) و دهیدروناز به روش اندازه‌گیری تغییر شکل بستره ۵، ۳، ۲-تری فنیل تترازولیوم کلراید به ۵، ۲-تری فنیل فورمازان (۳۲) اندازه‌گیری شد. غلظت عنصر کادمیم در بخش-های (محلول و تبادل و کربناتی) برای تمام غلظت‌های کادمیم (صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و در بخش‌های (اکسیدهای آهن- منگنز، ماده آلی و باقیمانده) تنها برای غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم بر طبق مراحل عصاره‌گیری پی در پی با روش تسیر (۳۱) در نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شد که در جدول ۱ نشان داده شده است.

آنالیز آماری

آزمایش زیست‌پالایی خاک آلوده در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۱۰ تیمار و ۳ تکرار انجام شد. تیمارها شامل ۵ غلظت کادمیم به ترتیب صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، دارای دو سطح با باکتری و بدون باکتری بودند. نتایج به دست آمده از تمامی آزمایش‌ها در بخش‌های مختلف با استفاده از نرم افزار SAS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. مقایسه میانگین داده‌های آزمایشی با یکدیگر با آزمون توکی در سطح ۵ درصد انجام و برای رسم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده شد.

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های فیزیکی‌وشیمیایی و زیستی خاک مورد آزمایش در جدول ۲ نشان داده شده است. مقدار شن، سیلت و رس در این خاک به ترتیب ۸۲، ۱۰ و ۸ درصد و بافت خاک شنی بود. همچنین در خاک مورد آزمایش غلظت کادمیم کل، صفر میلی‌گرم بر کیلوگرم بود.

مقدار آمونیاک حاصل از فعالیت آنزیم اوره‌آز باکتری / اسپوروسارسینا پاستوری در شش روز آزمایش در شکل ۱ نشان داده شده است. مقدار آمونیاک تولید شده تا روز چهارم روند افزایشی داشت و پس از آن به مقدار تقریباً ثابتی رسید. آچال و همکاران (۱) نیز بیشترین مقدار آمونیاک را در حضور باکتری *Sporosarcina pasteurii* در روز پنجم در طی ۷ روز آزمایش گزارش نمودند.

نوری ۶۰۰ نانومتر تا حدود ۱ رقیق شدند. مقدار ۱۰۰ میکرولیتر (۱۰٪ حجمی به حجمی) از یاخته‌های باکتریایی رقیق شده به غلظت‌های مختلف از کادمیم (۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸ و ۱۰ میلی‌مولار) افزوده شد. سپس به یاخته‌های باکتری اجازه داده شد که در دمای ۳۰ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت در شرایط هوازای در این محیط‌های دارای کادمیم رشد نمایند. تعداد یاخته‌های باکتریایی از طریق شمارش بر روی پلیت (CFU) مشخص و کمترین غلظت کادمیم که از رشد باکتری‌ها جلوگیری کرد به عنوان کمترین غلظت بازدارنده در نظر گرفته شد (۸). هم‌زمان با شمارش تعداد یاخته‌های باکتریایی جذب نوری در طول موج ۶۰۰ نانومتر نیز اندازه‌گیری شد.

حذف کادمیم از محلول آلوده

مقدار ۲۵ میلی‌لیتر از کمترین غلظت بازدارنده کادمیم به دست آمده از مرحله قبل (۲ میلی‌مولار) به درون ۲۵ میلی‌لیتر از محیط کشت NBU به همراه باکتری (تقریباً 10^7 سلول بر میلی‌لیتر) به لوله‌های فالتون ۵۰ میلی‌لیتری منتقل شد و بر روی شیکر (۱۱۰rpm) در دمای ۳۰ درجه سلسیوس به مدت ۴۸ ساعت انکوباسیون شد. این آزمایش در سه سطح (۰/۵، ۱ و ۲ میلی‌مولار کادمیم) و در سه تکرار انجام شد. لوله‌ها پس از انکوباسیون سانتیفریوژ شده و غلظت کادمیم در محلول رویی با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل VARIAN 220 اندازه‌گیری شد (۱۹).

زیست‌پالایی خاک آلوده به کادمیم

یک نمونه خاک شنی از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متر نمونه‌برداری شد و پس از انتقال به آزمایشگاه و هوا خشک کردن، نمونه خاک برای آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. مقداری از خاک نیز برای انجام آنالیزهای زیستی در یخچال نگهداری شد. برخی از ویژگی‌های خاک شامل بافت به روش هیدرومتری (۱۲)، پی‌اچ و رسانایی الکتریکی (درعصاره‌ای اشباع) (۲۹)، ماده آلی به روش والکی و بلک (۳۵)، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی (۳۰)، تنفس میکروبی پایه خاک (۹)، کربن زیست‌توده میکروبی از روش گازدهی با کلروفرم (تدخین- انکوباسیون) (۱۷) اندازه‌گیری شد. نمونه خاک در شرایط آزمایشگاهی سترون و سپس با نمک کلرید کادمیم ($CdCl_2$) آلوده گردید. به منظور آلوده کردن خاک، غلظت‌های ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم با توجه به حد معمول آن در خاک (۱ تا ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (۲۰) انتخاب شدند و غلظت صفر کادمیم نیز به عنوان تیمار شاهد در آزمایش گنجانده شد. مقدار نمک کلرید کادمیم برای هر یک از غلظت‌های کادمیم محاسبه و با مقدار مشخصی از خاک

جدول ۱- روش عصاره‌گیری پی‌درپی تسیر و همکاران (۱۹۷۹)

Table 1- Sequential extraction procedure (Tessier et al., 1979)

مدت تکان دادن و شرایط عصاره‌گیری Shaking time and extraction conditions	حجم عصاره‌گیر به ازای یک گرم خاک (میلی لیتر) Volume of extractant for one gram of soil (ml)	محلول عصاره‌گیر Extractant solution	بخش‌های کادمیم Cadmium fractions	مرحله عصاره‌گیری Extraction step
2 ساعت	4	کلرید منیزیم، یک مولار (pH=7)	محلول + تبدلی Exchangeable+soluble fraction	1
5 ساعت	4	استات سدیم، یک مولار (pH=5، تنظیم با اسید استیک)	پیوند با کربنات‌ها Carbonate bound fraction	2
5 ساعت در حمام آب گرم در دمای 96 درجه‌ی سلسیوس	20	هیدروکسیل آمونیوم کلراید، 0.04 مولار در اسید استیک 25 درصد (حجمی/حجمی)	پیوند با اکسیدهای آهن و منگنز Fe-Mn oxides bound fraction	3
2 ساعت در حمام آب گرم در دمای 85 درجه‌ی سلسیوس	5+3	اسید نیتریک، 0.02 مولار + آب اکسیژنه 30 درصد (pH=2، تنظیم با اسید استیک)	پیوند با مواد آلی Organic matter bound fraction	4
1 ساعت در دمای 180 درجه‌ی سلسیوس	24	اسید کلریدریک 35 درصد + اسید نیتریک 70 درصد، (به نسبت 1 به 3)	باقی مانده Residual fraction	5

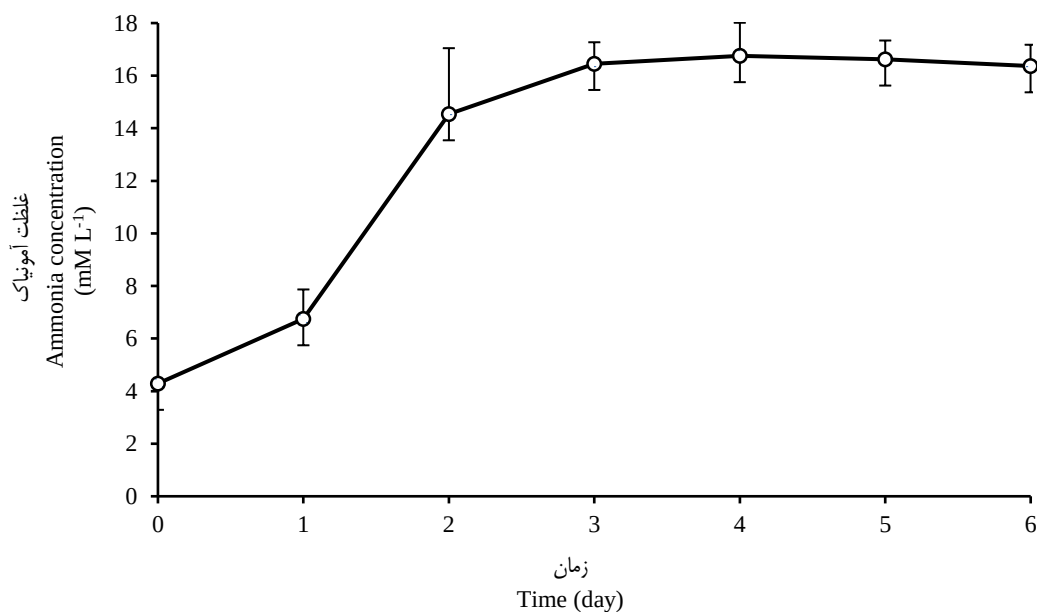
جدول ۲- برخی ویژگی‌های فیزیکی شیمیایی و زیستی خاک

Table 2- Some physicochemical and biological characteristics of soil

کربن آلی Organic carbon	کربنات کلسیم معادل Equivalent calcium carbonates	رسانایی الکتریکی (ECe) Electrical conductivity	پH (pH)	ویژگی‌های خاک Soil properties
	g. 100 g ⁻¹	dS.m ⁻¹		
0.019	2	0.4	7.4	
	فعالیت آنزیم دهیدروژناز Dehydrogenase enzyme activity	تنفس پایه میکروبی Microbial basal respiration		کربن زیست‌توده میکروبی Microbial carbon biomass
	mg TPF.g ⁻¹ dm ⁻¹ 16h ⁻¹	mgCO ₂ .gdm ⁻¹ 24h ⁻¹		mg C kg dm ⁻¹
	0.012	0.2	7.1	

به طور کلی فلزهای سنگین پرخطر مانند کادمیم، کروم، مس و روی پیامدهای زیان‌باری بر روی ریزجانداران دارند. از این رو افزایش غلظت این فلزها در محیط به بیش از حد آستانه سبب کاهش رشد ریزجانداران می‌شود (۲۱). به منظور تعیین MIC کادمیم، باکتری *Sporosarcina pasteurii* در معرض غلظت‌های مختلف کادمیم قرار گرفت. نتایج رشد باکتری در غلظت‌های صفر، ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸ و ۱۰ میلی‌مولار کادمیم پس از گذشت ۴۸ ساعت از انجام آزمایش در شکل ۳ نشان داده شده است.

همچنین نتایج کنگ و همکاران (۱۸) مشخص کرد که فعالیت اوره‌آز در حضور باکتری *Lysinibacillus sphaericus* CH-5 تا روزهای چهارم و پنجم افزایش داشته و پس از آن به گونه چشم‌گیری کاهش پیدا کرده است. این پژوهش‌گران بیان داشتند که بعد از پنج روز فعالیت آنزیم پروتئاز افزایش پیدا کرده و این آنزیم از طریق انباشت روی محیط کشت، بر روی فعالیت اوره‌آز پیامد منفی داشته و سرانجام سبب کاهش تولید اوره‌آز شده است. در شکل ۲ رسوب تشکیل شده توسط باکتری *اسپورسارینا پاستوری* پس از ۴۸ ساعت از شروع آزمایش آمده است.



شکل ۱- غلظت آمونیاک در طول شش روز آزمایش در حضور باکتری اسپورسارسینا پاستوری. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار می‌باشند (n=2)

Figure 1- Ammonia concentration during six days of experiment in the presence of *Sporosarcina pasteurii* Error bars are deviations from the criteria (n = 2)

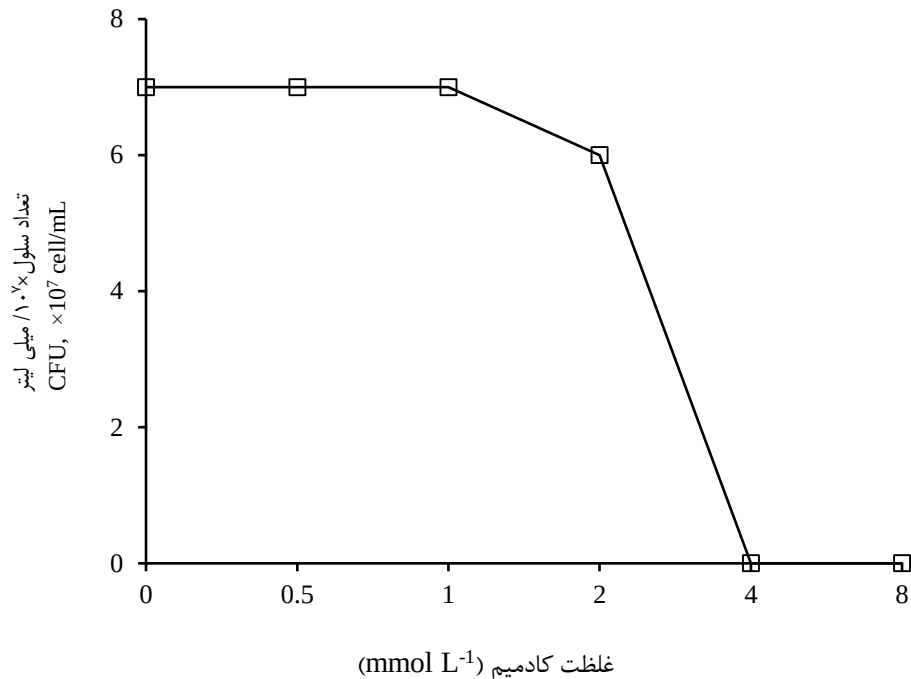


شکل ۲- رسوب کلسیت تشکیل شده توسط باکتری اسپورسارسینا پاستوری پس از ۴۸ ساعت

Figure 2- Calcite precipitation formed by *Sporosarcina pasteurii* after 48 hours

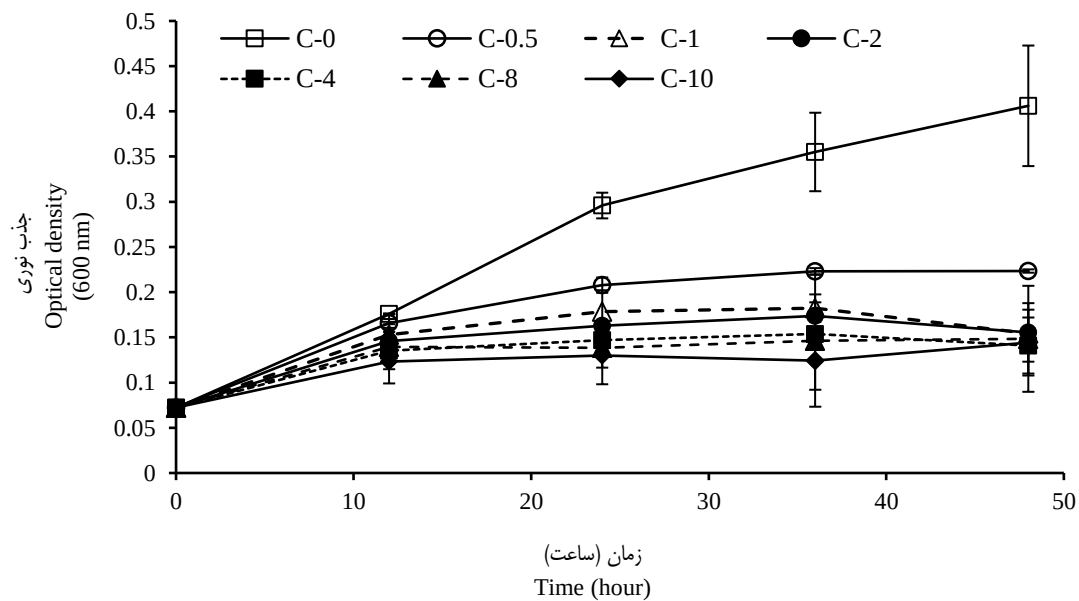
بیان داشت که جلوگیری از رشد باکتری بر اساس نوع و غلظت فلز تغییرپذیر است. همچنین لی (۲۲) گزارش کرد که حداکثر رشد مخمر *Rhodotorula* sp.Y11 با افزایش غلظت Cd(II) تا ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر نسبت به غلظت صفر این فلز کاهش پیدا می‌کند. بنابراین می‌توان گفت که احتمالاً این کاهش به سبب پیامد منفی فلز است که رشد باکتری را کند می‌کند. کاهش رشد یاخته باکتریایی در حضور فلز همچنین ممکن است به سبب تجمع این یون بر روی سطح غشای یاخته باشد که در نتیجه منجر به انبساط غشا و افزایش تعداد مکان های پیوندی شده که سبب کاهش نقل و انتقال مواد مورد نیاز رشد یاخته می‌شود (۶).

کمترین غلظتی از کادمیم که از رشد باکتری جلوگیری می‌کند، غلظت ۲ میلی‌مولار بود و در غلظت‌های ۴ تا ۸ میلی‌مولار کادمیم رشد باکتری به صفر رسید. کانگ و همکاران (۱۸) کاهش رشد باکتری تولید کننده اوره *Lysinibacillus sphaericus* CH-5 در محیط دارای ۲ گرم بر لیتر کادمیم در مقایسه با رشد باکتری در محیط بدون کادمیم را گزارش نمودند. نتایج همچنین نشان داد که جذب نوری در غلظت‌های ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸ و ۱۰ میلی‌مولار کادمیم به ترتیب نسبت به غلظت صفر کادمیم (شاهد) کاهش پیدا کرده است (شکل ۴). هاسن (۱۵) در پژوهشی در رابطه با پیامد فلزهای سنگین بر رشد *Bacillus thuringiensis* و *Pseudomonas aeruginosa*



شکل ۳- تعداد یاخته باکتری اسپورسارسینا پاستئوری در غلظت‌های مختلف کادمیم پس از ۴۸ ساعت

Figure 3- The number of *Sporosarcina pasteurii* cells in different concentrations of cadmium after 48 hours



شکل ۴- جذب نوری در غلظت‌های مختلف کادمیم در ۴۸ ساعت. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار می‌باشند (n=2)

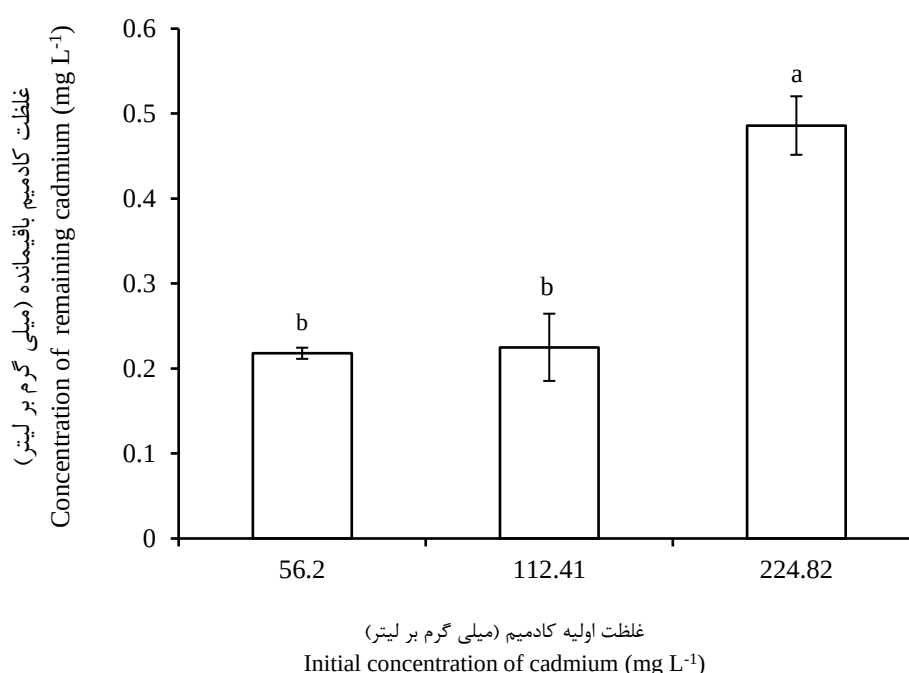
Figure 4- Optical density at different concentrations of cadmium during 48 hours. Error bars are deviations from the criteria (n = 2)

(شکل ۵) که به ترتیب برابر با ۹۹/۸، ۹۹/۶ و ۹۹/۸ درصد کاهش نسبت به غلظت اولیه است. نکته جالب توجه این است که با افزایش غلظت اولیه کادمیم در محلول آلوده، کاهش غلظت بیشتر و تفاوت آن با دو تیمار دیگر چشم‌گیر نیز بوده است ($P \leq 0.05$). این نتایج با

بررسی پیامد باکتری بر حذف کادمیم از محلول آلوده نشان داد که غلظت کادمیم در محلول آلوده از غلظت‌های اولیه ۵۶/۲، ۱۱۲/۴۱ و ۲۲۴/۸۲ میلی‌گرم بر لیتر (۰/۵، ۱ و ۲ میلی‌مولار) کادمیم به ترتیب به ۰/۲۱۸، ۰/۲۲۵ و ۰/۴۸۶ میلی‌گرم بر لیتر کاهش پیدا کرده است

تولید اوره‌آز در ارتباط است و تولید بالای اوره‌آز سبب زیست‌پالایی بالایی فلز شده است (۳). نتایج بیانگر این است که یاخته‌های باکتریایی با افزایش غلظت فلز در محیط، فعالیت اوره‌آز را افزایش داده و غلظت فلز نیز با افزایش مقدار رسوب در محیط کاهش یافته است. عموماً زیست‌پالایی با ریزجانداران زنده به شدت به جمعیت یاخته‌ها بستگی دارد که سبب کاهش غلظت فلز سنگین در طی فاز لگاریتمی می‌شود (۱۹). در پژوهش کانگ و همکاران (۱۸) باکتری *Lysinibacillus sphaericus* CH-5 توانست ۹۹/۹۵ درصد از کادمیم را در محلول آلوده را با این روش حذف کند. در آزمایشی دیگر نیز مشخص شد که سویه‌های KJ-46 و KJ-47 باکتری

می‌توانند در حذف سرب از محلول آلوده با روش MICCP مؤثر باشد (۱۹). این پژوهش‌گران حذف سرب در حضور باکتری‌های KJ-46 و KJ-47 را به ترتیب ۶۸/۱ و ۵۴/۲ درصد گزارش کردند. هیدرولیز میکروبی اوره با تولید سریع کربنات در حضور یون کلسیم منجر به رسوب کلسیت شده که فلز کادمیم بر روی ساختار کریستالی آن رسوب کرده و از محلول حذف می‌شود (۱۸). ژائو و همکاران (۳۷) نیز حذف کادمیم از محلول آلوده را با روش MICCP در حضور باکتری *Bacillus* sp. GZ-22 جداسازی شده از خاک معدن را ۵۳/۰۶٪ بعد از ۳ ساعت گزارش کردند.



شکل ۵- مقدار حذف کادمیم از محلول آلوده توسط باکتری *Sporosarcina pasteurii* پس از گذشت ۴۸ ساعت. بودن حداقل یک حرف مشترک در روی ستون‌ها نشان‌دهنده نبود تفاوت آماری معنی‌دار در سطح ۵٪ است. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار می‌باشند (n=3)

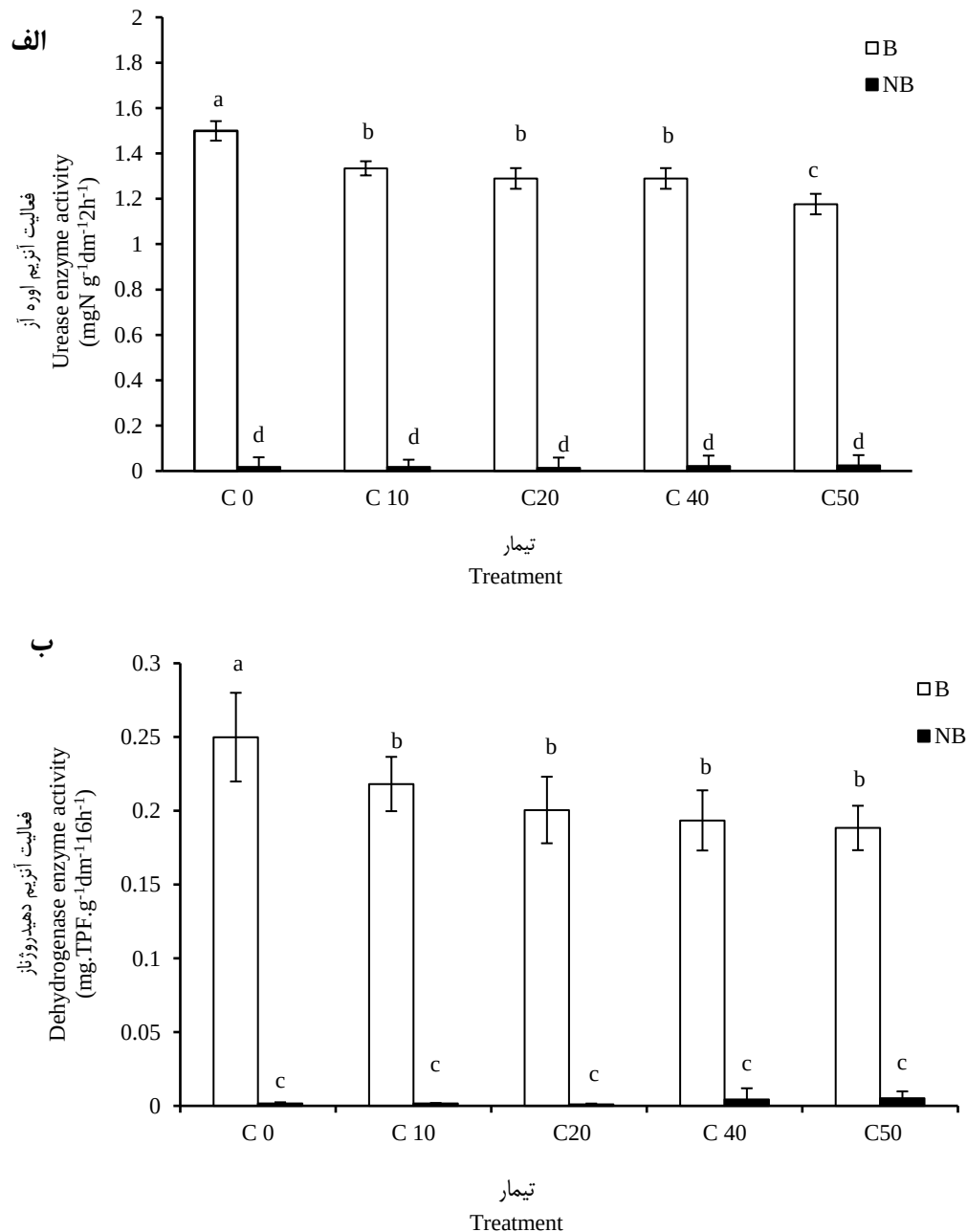
Figure 5- The amount of cadmium removed from the polluted solution by *Sporosarcina pasteurii* after 48 hours. Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$ (Tukey method). Error Bars are deviations from the criteria (n = 3)

در آزمایش مربوط به زیست‌پالایی خاک آلوده پس از گذشت ۷ روز از انجام آنکوباسیون فعالیت آنزیم اوره‌آز و دهیدروژناز مورد بررسی قرار گرفت. شکل ۶ (الف) مقدار فعالیت آنزیم اوره‌آز خاک در غلظت‌های مختلف کادمیم در حضور و عدم حضور باکتری را در پایان ۷ روز نشان می‌دهد. مقدار فعالیت اوره‌آز در تیمارهایی که تحت پالایش زیستی قرار گرفتند در مقایسه با تیمارهای بدون باکتری افزایش چشم‌گیری داشت ($P \leq 0.05$). نتایج نشان داد که اگرچه فعالیت اوره‌آز در تیمار با غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم در تیمار همراه باکتری نسبت به تیمار غلظت صفر کادمیم در حضور باکتری mg^{-1}

$0.3 \times 10^{-1} \text{ Ng}^{-1} \text{ dm}^{-1} \text{ h}^{-1}$ کاهش داشته است اما نسبت به تیمار با غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم بدون باکتری ۴۷ برابر افزایش داشته است. فعالیت آنزیم دهیدروژناز خاک تیمارهای تحت پالایش زیستی در مقایسه با تیمارهای بدون باکتری در غلظت‌های مختلف کادمیم در پایان آزمایش در شکل ۶ (ب) نشان داده شده است. این نتایج نیز افزایش قابل توجه فعالیت آنزیم دهیدروژناز را در حضور باکتری نسبت به نبود باکتری نشان می‌دهد. آچال و همکاران (۴) گزارش کردند که مقدار قابل توجهی آنزیم اوره‌آز توسط باکتری *Halomonas* sp. SR4 در کوارتز شنی آبدار و در شرایط پالایش

این‌ها همچنین حاکی از آن بود که در این روش زیست‌پالایی، نه تنها یون‌های سرب در خاک آلوده ناپویا می‌شوند، بلکه فعالیت میکروبی خاک، گنجایش متابولیکی خاک و فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز و دهیدروژناز نیز بهبود می‌یابند.

زیستی تولید شد. همچنین این پژوهش‌گران (۵) بیان کردند که در پالایش خاک آلوده به سرب (۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) با باکتری تولید کننده اوره‌آز *Kocuria flava* CR1، فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز و دهیدروژناز به مقدار چشم‌گیری در خاک افزایش یافت. نتایج پژوهش

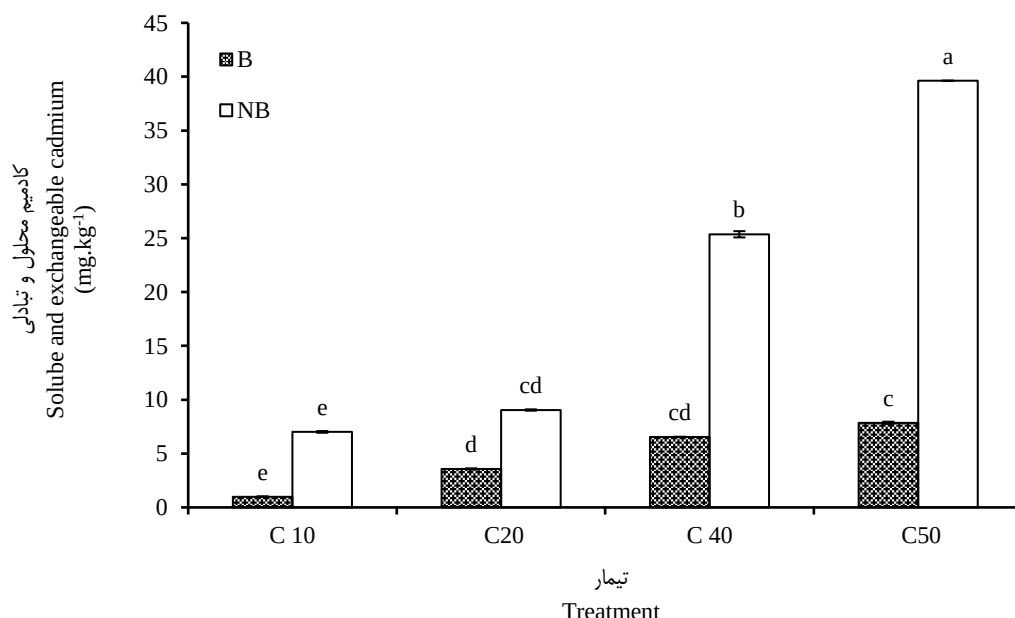


شکل ۶- فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز (الف) و دهیدروژناز (ب) در غلظت‌های مختلف کادمیم در حضور (B) و بدون حضور (NB) باکتری در پایان ۷ روز انکوباسیون. بودن حداقل یک حرف مشترک در روی ستون‌ها نشان‌دهنده نبود تفاوت آماری معنی‌دار در سطح ۵٪ است. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار می‌باشند (n=3)

Figure 6- Urease activity (a) and dehydrogenase activity (b) in different concentration of cadmium in presence (B) and absence (NB) of bacterium at the end of 7 days of incubation. Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$ (Tukey method). Error Bars are deviations from the criteria (n = 3)

۶/۵ و ۷/۸ میلی گرم بر کیلوگرم کاهش یافت. این نتایج نشان می‌دهد که باکتری *اسپورسارسینا پاستوری* در فرآیند معدنی شدن زیستی منجر به حذف کادمیم از بخش محلول و تبدیلی به ترتیب به مقدار ۸۵/۹، ۶۱/۱، ۷۴/۳ و ۸۰/۳ درصد شده است. یانگ و همکاران (۳۶) گزارش کردند که مقدار کادمیم در فرآیند MICCP توسط باکتری *Bacillus firmus* XP8 در فاز تبدیلی از ۱۱/۵ میلی گرم بر کیلوگرم در نمونه‌های خاک شاهد (بدون باکتری) به ۱/۴ میلی گرم بر کیلوگرم در نمونه‌های دارای باکتری کاهش یافت. آپال و همکاران (۵) نیز گزارش نمودند که در فرآیند MICCP توسط باکتری *Sporosarcina ginsengisoli* CR5 غلظت آرسنیک در فاز تبدیلی از ۲۵/۸۵ میلی گرم بر کیلوگرم در نمونه‌های خاک شاهد به ۰/۸۸ میلی گرم بر کیلوگرم در نمونه‌های خاک همراه با باکتری کاهش پیدا کرد.

به منظور بررسی پیامد باکتری بر ناپویاسازی کادمیم در پایان ۷ روز انکوباسیون غلظت عنصر کادمیم در بخش‌های (محلول + تبدیلی و کربناتی) اندازه‌گیری شد. شکل ۷ غلظت کادمیم را در فاز محلول و تبدیلی و در حضور و بدون حضور باکتری در غلظت‌های مختلف کادمیم نشان می‌دهد. از آنجا که مقدار کل کادمیم در خاک اولیه پیش از آلودگی صفر بود، پس در شکل‌ها آورده نشده است و تنها برای مقایسه فعالیت آنزیم‌های خاک از آن استفاده شد. مقدار کادمیم در فاز محلول و تبدیلی در تیمارهای دارای باکتری کاهش چشم‌گیری در مقایسه با تیمارهای بدون باکتری داشت ($P \leq 0.05$). مقدار کادمیم بخش محلول و تبدیلی در تیمارهای شاهد بدون باکتری برای غلظت های ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم به ترتیب ۷، ۹، ۲۵/۳ و ۳۹/۶ میلی گرم بر کیلوگرم بود. در حالی که در تیمارهای دارای باکتری مقدار کادمیم بخش محلول و تبدیلی به ترتیب به ۳/۵، ۰/۹۹، ۲۵/۳ و ۳۹/۶ میلی گرم بر کیلوگرم بود.



شکل ۷- مقدار کادمیم در فاز محلول و تبدیلی در حضور (B) و بدون حضور (NB) باکتری در غلظت‌های مختلف کادمیم در پایان ۷ روز انکوباسیون. بودن حداقل یک حرف مشترک در روی ستون‌ها نشان‌دهنده نبود تفاوت آماری معنی‌دار در سطح ۵٪ است. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار می‌باشند (n=3)

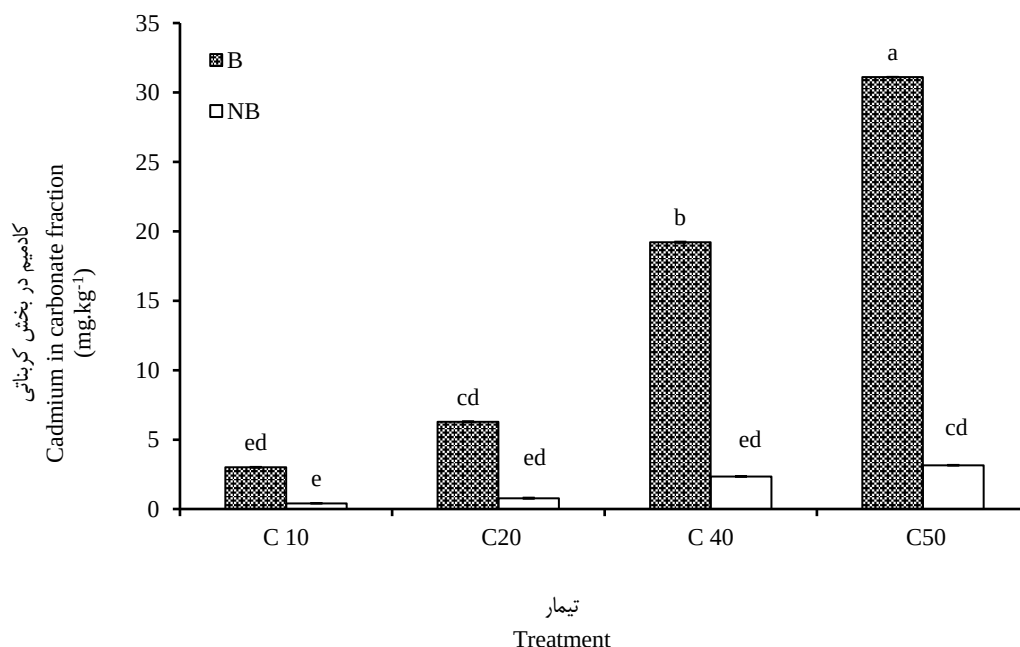
Figure 7- The amount of cadmium content in soluble and exchangeable phase in presence (B) and absence (NB) of bacterium at different concentrations of cadmium at the end of 7 days of incubation. Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$ (Tukey method). Error Bars are deviations from the criteria (n = 3)

مقایسه با تیمارهای بدون باکتری نشان داد. مقدار کادمیم در غلظت های ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم به ترتیب از ۰/۷، ۰/۴، ۲/۳ و ۳/۱ میلی گرم بر کیلوگرم در نمونه خاک‌های بدون باکتری به

غلظت کادمیم در بخش کربناتی تیمارها در حضور و بدون حضور باکتری در شکل ۸ نشان داده شده است. مقدار کادمیم در فاز کربناتی در تیمارهای دارای باکتری افزایش قابل ملاحظه‌ای ($P \leq 0.05$) را در

یانگ و همکاران گزارش کردند که کادمیم بخش کربناتی در نمونه های دارای باکتری *Bacillus firmus* XP8 در فرآیند MICCP در مقایسه با نمونه شاهد بدون باکتری ۴۸ درصد افزایش داشته است (۳۶).

۳، ۶/۲، ۱۹/۲ و ۳۱/۱ میلی گرم بر کیلوگرم در نمونه خاک های همراه با باکتری افزایش پیدا کرده است. آچال و همکاران (۷) افزایش چشم گیر Cr(VI) در بخش کربناتی در حضور باکتری *Bacillus* sp. CS8 را در مقایسه با شاهد (بدون باکتری) گزارش کردند. همچنین

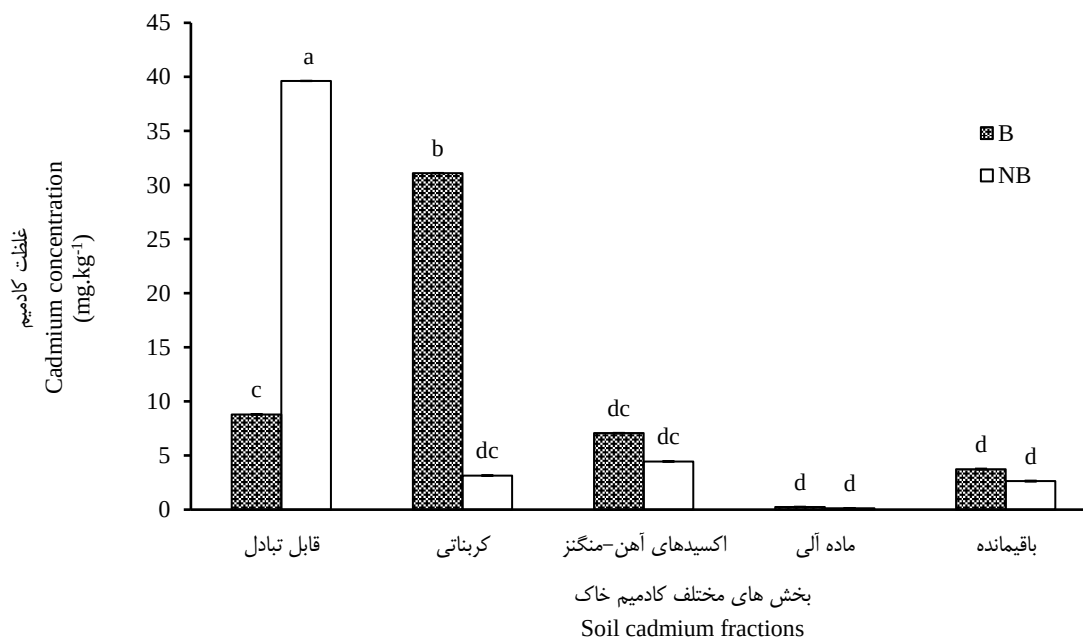


شکل ۸- مقدار کادمیم در فاز کربناتی در حضور (B) و بدون حضور (NB) باکتری در غلظت های مختلف کادمیم در پایان ۷ روز انکوباسیون. بودن حداقل یک حرف مشترک در روی ستون ها نشان دهنده نبود تفاوت آماری معنی دار در سطح ۵٪ است. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار می باشند (n=3)

Figure 8- The amount of cadmium in carbonate phase in presence (B) and absence (NB) of bacterium at different concentrations of cadmium at the end of 7 days of incubation. Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$ (Tukey method). Error Bars are deviations from the criteria ($n = 3$)

کربناتی بیشترین مقدار را داشت (۹۰/۴٪). نتایج بخش بندی خاک آلوده بدون باکتری توزیع فلز کادمیم را به صورت ماده آلی > باقیمانده > کربناتی > اکسیدهای آهن-منگنز > محلول + تبادلی نشان می دهد. در حالی که در خاک دارای باکتری توزیع فلز به صورت ماده آلی > باقیمانده > محلول + تبادلی > اکسیدهای آهن-منگنز > کربناتی بود. بنابراین نتایج حاکی از آن است که باکتری می تواند از طریق فرآیند معدنی شدن زیستی مبتنی بر هیدرولیز اوره مقدار قابل توجهی از کادمیم را از بخش تبادلی که پویایی و قابلیت دسترسی زیستی بالایی دارد کم نماید و به بخش کربناتی با پویایی کمتر منتقل کند. نتایج ناپویاسازی کادمیم به وسیله کلسیت تشکیل شده در نتیجه فعالیت باکتری تولید کننده اوره از بسیار قابل ملاحظه است زیرا کلسیت در محیط های مختلف زمین شناسی پایدار است و بنابراین می تواند یک روش مؤثر زیستی برای ناپویاسازی کادمیم باشد.

تهیه یک تصویر جامع از قابلیت دسترسی زیستی به کادمیم و دیگر پتانسیل های خطر غلظت کادمیم در بخش های مختلف خاک به وسیله عصاره گیری پی در پی مورد بررسی قرار می گیرد. با توجه به نتایج حاصل از مرحله قبل در رابطه با مقدار کادمیم در بخش های محلول، تبادلی و کربناتی، به دلیل قابل توجه بودن نتایج در تیمار با غلظت ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم که بالاترین غلظت اعمال شده بود، مقدار کادمیم در این غلظت برای سایر بخش های خاک شامل اکسیدهای آهن-منگنز، ماده آلی و باقیمانده نیز اندازه گیری شد. مقدار کادمیم در تمام بخش های خاک آلوده با غلظت ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم در دو سطح حضور و بدون حضور باکتری در شکل ۹ نشان داده شده است. بعد از گذشت ۷ روز انکوباسیون، مقدار کادمیم در بخش محلول و تبادلی برای نمونه شاهد بیشترین مقدار را دارا بود (۸۰/۴٪) و در سایر بخش های خاک تغییر قابل توجهی دیده نشد. اما در در نمونه خاک همراه با باکتری، مقدار کادمیم در بخش



شکل ۹- غلظت کادمیم در بخش‌های مختلف خاک در حضور (B) و بدون حضور (NB) باکتری در غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم در پایان ۷ روز انکوباسیون. بودن حداقل یک حرف مشترک در روی ستون‌ها نشان‌دهنده نبود تفاوت آماری معنی‌دار در سطح ۵٪ است. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار می‌باشند (n=3)

Figure 9- Cadmium concentration in different fractions of soil in presence (B) and absence (NB) of bacterium at 50 mg Kg⁻¹ of cadmium at the end of 7 days of incubation. Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$ (Tukey method). Error Bars are deviations from the criteria (n = 3)

نتیجه‌گیری

رسوب کرده و از بخش محلول + تبدلی خاک آلوده به بخش کربناتی رفته و قابلیت دسترسی به آن کمتر می‌شود. فرآیند MICCP در این پژوهش نه تنها باعث ناپویا شدن یون‌های کادمیم در خاک شد بلکه به طور مؤثری باعث بهبود فعالیت آنزیمی خاک نیز شد.

نتایج این پژوهش نشان داد که باکتری اسپورسارسینا پاستوری با تولید آنزیم اوره‌آز از مسیر هیدرولیز اوره موجود در محیط، یون کربنات تولید می‌کند که در حضور منبع کلسیم سبب تولید رسوب کربنات کلسیم (کلسیت) می‌شود. در ادامه کادمیم روی کانی کلسیت

منابع

- 1- Achal V., Mukherjee A., Basu P.C., and Reddy M.S. 2009. Strain improvement of *Sporosarcina pasteurii* for enhanced urease and calcite production. Journal of Indian Microbiology and Biotechnology, 36: 981–988.
- 2- Abdel-Sabour M.F. 2007. Remediation and bioremediation of uranium contaminated soils Electronic Journal of Environmental, Agriculture and Food Chemistry, 6: 2009-2023.
- 3- Achal V., Pan X., and Zhang D. 2011. Remediation of copper contaminated soil by *Kocuria flava* CR1, based on microbially induced calcite precipitation. Ecological Engineering, 37: 1601–1605.
- 4- Achal V., Pan X., and Zhang D. 2012. Bioremediation strontium (Sr) contaminated aquifer quartz sand based on carbonate precipitation induced by Sr resistant *Halomonas* sp. Chemosphere, 89: 764-768.
- 5- Achal V., Pan X., Zhang D., and Fu Q. 2012. Bioremediation of Pb-contaminated soil based on microbially induced calcite precipitation. Journal of Microbiology and Biotechnology, 22(2): 244–247.
- 6- Achal V., Pan X., Fu Q., and Zhang D. 2012. Biomineralization based remediation of As(III) contaminated soil by *Sporosarcina ginsengisoli*. Journal of Hazardous Materials, 201-202: 178-184.
- 7- Achal V., Pan X., Lee D. J., Kumari D., and Zhang D. 2013. Remediation of Cr(VI) from chromium slag by

- biocementation. Chemosphere, 93: 1352-1358.
- 8- Amoozegar M.A., Ghazanfari N., and Didari M. 2012. Lead and cadmium bioremoval by *Halomonas* sp., an exopolysaccharide-producing halophilic bacterium. Progress in Biological Sciences, 2 (1): 1-11.
- 9- Anderson J.P.E. 1982. Soil respiration. In: Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties, Page A.L. and Miller, R.H. (Eds.), American Society of Agronomy, Madison, 831-871.
- 10- Brookes P. C. 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. Biology and Fertility of Soils, 19: 269-275.
- 11- Burbank M. B., Weaver T. J., Williams B.C., and Crawford R.L. 2012. Urease activity of ureolytic bacteria isolated from six soils in which calcite was precipitated by indigenous bacteria. Geomicrobiology Journal, 29(4): 389-395.
- 12- Bouyoucos G.J. 1936. Direction for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. Soil Science, 42: 225-228.
- 13- Dhami N., Sudhakarareddy M., and Mukherjee A. 2013. Biomineralization of calcium carbonates and their engineered applications: a review. Frontiers in Microbiology, 4: 314.
- 14- Fujita Y., Taylor J., Gresham T., Delwiche M., Colwell F., McIning T., Petzke L., and Smith R. 2008. Stimulation of microbial urea hydrolysis in groundwater to enhance calcite precipitation. Environment Science Technology, 42: 3025-3032.
- 15- Hassen A., Saidi N., Cherif M., and Boudabous A. 1998. Effects of heavy metals on *Pseudomonas aeruginosa* and *Bacillus thuringiensis*. Bioresource Technology, 65: 73-82.
- 16- Jain S., and Arnepalli D. N. 2016. Biomineralization as a remediation technique: a critical review. Indian Geotechnical Conference, 1-4.
- 17- Jenkinson D.S., and Ladd J.N. 1981. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. In Soil Biochemistry (Vol. 5). (Eds E.A. Paul & J.N. Ladd) New York, USA. Dekker, Page, A.
- 18- Kang C.H., Han S.H., Shin Y., Oh S.J., and So J.S. 2014. Bioremediation of Cd by microbially induced calcite precipitation. Application of Biochemical and Biotechnology, 172: 2907-2915.
- 19- Kang C.H., Oh S.J., Shin Y.J., Han S.H., Nam I.H., and So J.S. 2015. Bioremediation of lead by ureolytic bacteria isolated from soil at abandoned metal mines in South Korea. Ecological Engineering, 24: 402-407.
- 20- Khodaverdiloo H., Ghorbani Dashtaki S.H., and Rezapour S. 2011. Lead and cadmium accumulation potential and toxicity threshold determined for land cress and spinach. International Journal of Plant Production, 5 (3): 275-282.
- 21- Luo S., Xiao X., Xi Q., Wan Y., Chen L., Zeng G., Liu C., Guo H., and Chen J. 2011. Enhancement of cadmium bioremediation by endophytic bacterium *Bacillus* sp. L14 using industrially used metabolic inhibitors (DCC or DNP). Journal of Hazardous Materials, 190: 1079-1082.
- 22- Li Z., Yuan H., and Hu X. 2008. Cadmium-resistance in growing *Rhodotorula* sp. Y11. Bioresource Technology, 99: 1339-1344.
- 23- Li M., Cheng X., and Guo H. 2013. Heavy metal removal by biomineralization of urease producing bacteria isolated from soil. International Biodeterioration and Biodegradation, 76: 81-85.
- 24- Mulvaney R.L. 1996. Methods in Soil Analysis. Part 3. Chemical analysis. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI. Nitrogen-Inorganic forms, P: 1123-1184.
- 25- Mahanty B., Kim S., and Kim C.H.G. 2013. Assessment of biostimulated or bioaugmented calcification system with *Bacillus pasteurii* in a simulated soil environment. Microbial Ecology, 65: 679-688.
- 26- Mitchell A.C., Dideriksen K., Spangler L.H., Cunningham A.B., and Gerlach R. 2010. Microbially enhanced carbon capture and storage by mineral-trapping and solubility-trapping. Environment Science Technology, 44: 5270-5276.
- 27- Nagvenkar G.S., and Ramaiah N. 2010. Arsenite tolerance and biotransformation potential in estuarine bacteria. Ecotoxicology, 19: 604-613.
- 28- Raoul T.D., Angwafor N.G., Christian N.S., Theophile K., Manga N.H., Gabche A.S., and Mbadcam K.J. 2016. Optimization of cadmium (II) adsorption onto modified and unmodified lignocellulosics (rice husk and egussi peeling). International Journal of Basic and Applied Sciences, 5(1): 45-51.
- 29- Sparks D. L., Page A., Helmke P., Loeppert R., Soltanpour P., Tabatabai M., Johnston C., and Sumner M. 1996. Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical methods. Soil Science Society of America. Inc.
- 30- Shuman L.M., Dudka S., and Das K. 2002. Cadmium forms and plant availability in compost-amended soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 33: 737-748.
- 31- Tessier A., Campbell P. G. C., and Bisson M. 1979. Sequential extraction procedures for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, 51: 844-851.
- 32- Tabatabai M.A. 1982. Soil enzymes Methods of soil analysis. Part 2. Am. Soc. Agron., Madison, WI, USA, PP: 539-579.
- 33- Wuana R.A., and Okieimen F.E. 2011. Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. International Scholarly Research Network, 1-20.
- 34- Warren L.A., Maurice P.A., Parmar N., and Ferris F.G. 2001. Microbially mediated calcium carbonate precipitation: implications for interpreting calcite precipitation and for solid-phase capture of inorganic contaminants. Geomicrobiology Journal, 18: 93-115.

- 35- Walkley A., and Black A.I. 1934. Examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic and titration method. *Soil Science*, 34: 29–38.
- 36- Yang J., Pan X., Zhao C., Mou S., Achal V., Mortuza M.G., and Gadd G.M. 2016. Bioimmobilization of heavy metals in acidic copper mine tailings soil. *Geomicrobiology Journal*, 33:3-4, 261-266.
- 37- Zhao Y., Yao J., Yuan Z., Wang T., Zhang Y., and Wang F. 2017. Bioremediation of Cd by strain GZ-22 isolated from mine soil based on biosorption and microbially induced carbonate precipitation. *Environment Science and Pollutant Research*, 24:1, 372-380.



Bioremediation of Cadmium in Contaminated Sandy Soil by Microbially Induced Calcite Precipitation

S. Abduolrahimi¹- N. Ghorbanzadeh^{2*}- A. Forghani³- M.B. Farhangi⁴

Received: 08-11-2017

Accepted: 09-04-2018

Introduction: Cadmium is considered to be one of the heavy metals with the highest toxicity, because it has high activity and a relative high dissolution rate in water and in living tissues. In recent years, due to the high volume of natural resources pollution and the inefficiency of conventional physicochemical methods for refining these resources and the occurrence of environmental crisis, bioremediation process has been at the forefront. Microbially induced calcite precipitation (MICCP) has been considered as a novel solution for these problems, and several bacterial species have been already utilized for MICCP. MICCP based degradation of urea occurs through the ureolytic pathway. Urease (urea amidohydrolase) is an enzyme that hydrolyzes urea into one mole of carbonate and two moles of ammonia per mole of urea. In this aspect, microbial mineral precipitation products such as calcite can strongly adsorb heavy metals on their surfaces and incorporate heavy metal ions into their crystal structure. Some studies have reported MICCP-based sequestration of soluble Cd via coprecipitation with calcite was useful for Cd bioremediation. Several bacterial species have been utilized for MICCP. The endospore forming bacteria *Sporosarcina pasteurii* have been shown to produce high levels of urease and have therefore been extensively studied. *Sporosarcina pasteurii* has attracted significant attention for its unique feature of calcium carbonate precipitation, which can be easily controlled. So, In the present study the ability of *Sporosarcina pasteurii* bacterium has been investigated in the remediation of Cd(II) in Cd-contaminated sandy soil based on MICCP method.

Materials and Methods: *Sporosarcina pasteurii* (PTCC 1645) was procured from Microbial Bank of Iran (Central Collection of Industrial Fungi and Bacteria, Karaj, Iran). The bacterial strain was inoculated into NB (nutrient broth) media containing 2% urea and 25 mM CaCl₂ (NBU media) and then incubated at 37°C for 6 days. The urease activity was determined at regular time intervals by measuring the amount of ammonia released from urea according to the phenol-hypochlorite assay. Minimum inhibitory concentration (MIC) test was performed to determine the lowest concentration of cadmium chloride, which prevents the growth of bacteria. *Sporosarcina pasteurii* was inoculated into NBU media supplemented with 0.5, 1, 2, 4, 8 and 10 mmol l⁻¹ Cd and incubated at 37°C, 130 rpm for 50 hours. Control flasks without adding Cd were also incubated. Bacterial growth was determined in terms of optical density (OD) by measuring absorbance at a wavelength of 600 nm at regular time intervals (0, 10, 20, 30, 40 and 50 hours) and colony-forming units (CFU) were also counted. The cadmium removal in 0.5, 1 and 2 mM cadmium solutions (based on MIC) was measured. A sandy soil from a depth of 0 to 30 cm was sampled. The soil was polluted with 10, 20, 40 and 50 mg/kg of cadmium and incubated in room temperature for two weeks. After incubation time, the cadmium remediation studies were performed at 30°C in the beakers containing 100 g of sterilized dried contaminated soils and 200 mL of overnight grown of *Sporosarcina pasteurii* (~ to 10⁷cfu ml⁻¹) in NBU media. For each treatment corresponding control were included with the same condition but without bacteria. After 7 days of incubation, urease and dehydrogenase enzymes activity and concentration of cadmium in soluble + exchangeable and carbonate fractions were measured. The concentration of cadmium in iron-manganese oxides, organic matter and residual fractions in concentration of 50 mg/kg cadmium was also determined according to the continual extraction procedure of Tessier et al. (1979).

Results and Discussion: The amount of released ammonia by ureolytic activity of *Sporosarcina pasteurii* increased up to fourth day and then became almost constant. Optical density in different concentrations of cadmium decreased in comparison to control treatment after 48 hours. The minimum inhibitory concentration of cadmium for bacteria growth was 2 mM as determined by colony counting after 48 hours of incubation. Cadmium removal efficacy from solutions containing 0.5, 1 and 2 mM of cadmium was 99.6, 99.8 and 99.8%, respectively. The amounts of urease and dehydrogenase activities in the presence of bacterium were significantly higher than control treatments ($P \leq 0.05$). The results of the fractionation of contaminated soils in the absence of

1, 2, 3 and 4- M.Sc. Student, Assistant Professor, Associate Professor and Assistant Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Guilan, Iran, Respectively
(* - Corresponding Author Email: nasrin.ghorbanzadeh@gmail.com)

Sporosarcina pasteurii showed the distribution of cadmium as organic matter <residual < carbonated< Fe-Mn oxides< exchangeable, While in the soil with bacterium, the cadmium distribution was as organic matter <residual <exchangeable<Fe-Mn oxides< carbonated. The results indicated that *Sporosarcina pasteurii* could significantly reduce the exchangeable fraction and increase the carbonate fraction of cadmium.

Conclusion: The results showed that MICCP-based removal of heavy metals via coprecipitation with calcite may be useful for toxic heavy metal bioremediation.

Keywords: Biomineralization, Cadmium, Calcite, *Sporosarcina pasteurii*, Urease



ارزیابی کیفیت خاک در بخشی از اراضی منطقه خشک و نیمه خشک دشت قزوین، ایران

سونّا آذر نشان^۱ - فرهاد خرّمالی^{۲*} - فریدون سرمدیان^۳ - فرشاد کیانی^۴ - کامران افتخاری^۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۸/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۲۶

چکیده

ارزیابی کیفیت خاک اراضی کشاورزی امری ضروری برای موفقیت‌های اقتصادی و پایداری محیط‌زیست در مناطق در حال توسعه می‌باشد. در حال حاضر انواع بسیار زیادی از روش‌ها برای ارزیابی کیفیت خاک استفاده می‌شوند که هر کدام معیارهای متفاوتی را به کار می‌گیرند. با توجه به اینکه قزوین یکی از مهم‌ترین قطب‌های تولید کننده در منطقه و نیز ایران می‌باشد و نظر به اهمیت ارزیابی کیفیت خاک به عنوان شاخصی از کشاورزی پایدار و بهره برداری بهینه از منابع طبیعی، در این تحقیق کیفیت خاک بخشی از اراضی دشت قزوین با استفاده از شاخص کیفیت خاک تجمعی (Integrated quality index) و شاخص کیفیت نمر (Nemero quality index) در ترکیب با دو روش انتخاب معیار کل مجموعه داده‌ها (Total data set) و حداقل مجموعه داده‌ها (Minimum data set) ارزیابی شد. مجموعاً ۱۹ پارامتر خاک در روش TDS مورد استفاده قرار گرفتند. سپس این چهار ترکیب روش‌های ارزیابی کیفیت خاک به منظور تعیین بهترین روش در منطقه مورد مطالعه از طریق مقایسه با عملکرد آنالیز شدند. نتایج نشان داد روش TDS_{IQI} بیشترین همبستگی را در منطقه با میزان عملکرد دارد و نتایج حاصل از ارزیابی کیفیت خاک طبق این روش به ترتیب: ۲/۸۲٪ اراضی دارای درجه کیفیت خیلی خوب (I)، ۵۳/۵۶٪ اراضی دارای درجه کیفیت خوب (II)، ۳۰/۶۵٪ اراضی دارای درجه کیفیت متوسط (III) و ۱۲/۹۷٪ اراضی دارای درجه ضعیف (IV). همچنین روش TDS_{IQI} بالاترین میزان همبستگی را با MDS_{IQI} ($R^2 = 77/9$) نشان داد؛ بنابراین روش MDS جایگزین خوبی برای سایر روش‌های مطالعه کیفیت خاک می‌باشد و استفاده از آن می‌تواند موجب صرفه‌جویی در وقت و هزینه مطالعات گردد.

واژه‌های کلیدی: شاخص کیفیت خاک، GIS، MDS، TDS

مقدمه

از اوایل دهه ۱۹۹۰ کیفیت خاک مورد توجه بیشتری قرار گرفت و تلاش‌های زیادی برای توصیف مفهوم مبهم کیفیت خاک انجام شد (۳). کیفیت خاک معیاری از کیفیت محیط زیست (۳۷)، امنیت غذایی (۳۰) و توانمندی اقتصادی (۲۲) می‌باشد. رشد روزافزون جمعیت، لزوم استفاده بهینه از منابع زمینی را به منظور تأمین نیازهای اساسی به‌ویژه رفع نیازهای غذایی اجتناب‌ناپذیر می‌سازد (۱۷)، بنابراین منابع طبیعی پایدار مناسب‌ترین و مهم‌ترین عامل جهت تأمین غذای کافی برای جمعیت روزافزون زمین بوده و در حقیقت ارزیابی کیفیت خاک و تغییرات آن با زمان، شاخص اولیه کشاورزی پایدار محسوب می‌گردد (۲۷). از این‌رو کیفیت خاک در اراضی کشاورزی کشورهای

در حال توسعه از نظر اقتصادی بسیار مهم می‌باشد (۵۶)؛ زیرا با داشتن اطلاعات کافی از وضعیت کیفیت خاک می‌توان با سرعت بیشتری از روند تخریبی خاک‌ها مطلع شد و مناطق مسئله‌دار را مشخص نمود (۵). همچنین حفظ و بهبود کیفیت خاک از نظر حفظ امنیت زیست محیطی و تولیدات کشاورزی برای نسل‌های آینده نیز حائز اهمیت می‌باشد (۴۳). این دانش تنها از طریق ارزیابی مطمئن و دقیق کیفیت خاک قابل استنتاج است. در واقع ارزیابی کیفیت خاک اراضی کشاورزی برای بهبود میزان تولید و پایداری محیط‌زیست و همچنین کشاورزی پایدار ضروری بوده و خود به شرایط و ظرفیت اراضی کشاورزی شامل خاک، اقلیم و خصوصیات بیولوژیکی آن‌ها وابسته می‌باشد (۴۹ و ۳۸). روش‌های ارزیابی و معیارهای کیفیت خاک مناسب به دلیل تأثیر مهمی که بر روی نتایج کیفیت خاک دارند، از مهم‌ترین ملاحظات در زمینه ارزیابی کیفیت خاک محسوب می‌شوند (۸). از میان روش‌های مختلف ارزیابی کیفیت خاک می‌توان طراحی کارت کیفیت خاک و کیت آزمایش (۸)، روش‌های شاخص کیفیت خاک (۱۰ و ۱۲)، روش‌های کریجینگ چندمتغیره (۳۶) و تغییرات پویای مدل‌های کیفیت خاک (۲۸) را نام برد که از میان آن‌ها روش

۱، ۲ و ۴ - به ترتیب دانشجوی دکتری، استاد و دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

* - نویسنده مسئول: (Email: khormali@yahoo.com)

۳ - استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تهران

۵ - استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب کشور

زیست حداقل می‌باشد (۴۴ و ۱۳).

از میان مدل‌های کمی محاسبه شاخص کیفیت خاک می‌توان شاخص کیفیت تجمعی (IQI) و شاخص کیفیت نمره (NQI) را نام برد. مدل IQI از شاخص کیفیت خاک (۱۱) توسعه یافته است و مجموع مقادیر وزنی تمامی معیارهای منتخب است که ترکیبی از معیارها را با استفاده از معادله به شاخص تبدیل می‌کند و از یک سیستم رتبه‌دهی ساده استفاده می‌کند. مدل NQI توسط نمره توسعه یافته است (۳۹ و ۲۱) و بر اساس میانگین و حداقل رتبه معیار می‌باشد و اوزان معیارها در این مدل استفاده نمی‌شوند. نتایج از حداقل رتبه معیار متأثر می‌شوند و قانون حداقل در تولید محصول را منعکس می‌سازند (۵۵).

این پژوهش با لحاظ نمودن تحقیقات سایر محققین در این زمینه با هدف بررسی و مقایسه دو روش انتخاب معیار مناسب (TDS و MDS) و دو مدل شاخص کیفیت خاک (IQI و NQI) در بخشی از اراضی دشت قزوین انجام شده است. امید است نتایج این مطالعه منجر به ارائه نتایج کاربردی و ارزیابی مناسبی از وضعیت کیفیت خاک‌های این منطقه گردد و در نهایت بتواند ضمن ارائه روش انتخاب معیار و مدل مناسب برای تعیین شاخص کیفیت در منطقه، مقدمات لازم را برای بهره‌برداری بهینه توسط مدیران اراضی فراهم آورد.

مواد و روش‌ها

موقعیت منطقه مورد مطالعه

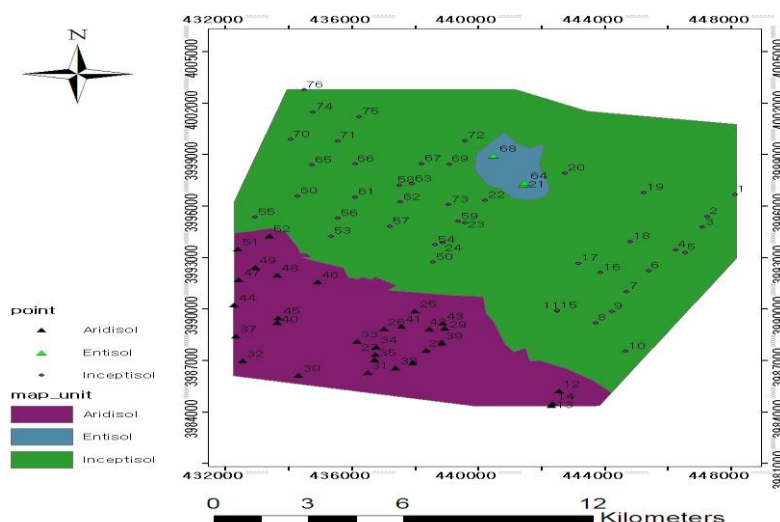
منطقه مورد مطالعه با مساحت حدود ۲۵۲۲۰ هکتار در شرق استان قزوین و در محدوده شهرستان آبیک و بین ۳۶ درجه و ۱ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۹ دقیقه عرض شمالی و ۵۰ درجه و ۲۱ دقیقه تا ۵۰ درجه و ۱۴ دقیقه طول شرقی واقع شده است. تغییرات ارتفاعی منطقه نسبت به سطح دریا از حدود ۸۰۰ متر در اطراف دریاچه نمک و اراضی شور شروع شده تا ۴۳۷۵ متر در ارتفاعات حوزه جاجرود می‌باشد (نقشه توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰).

میانگین بارندگی سالیانه در منطقه مطالعاتی ۲۷۵ میلی‌متر بوده و رژیم بارش، مدیترانه‌ای است. متوسط دمای سالیانه منطقه ۱۴/۳ درجه سانتی‌گراد و میانگین رطوبت نسبی سالانه منطقه مورد مطالعه ۵۶ درصد می‌باشد. رژیم حرارتی و رطوبتی خاک‌های منطقه به ترتیب ترمیک، زریک خشک و اریدیک ضعیف می‌باشد. کاربری اراضی مورد مطالعه مرتع و اراضی کشاورزی تحت کشت دیم و آبی است. خاک منطقه در رده‌های اریدی سول (۶۶۸۳/۷ هکتار)، اینسپتی سول (۱۷۹۲۹/۹ هکتار) و انتی سول (۶۰۶/۶ هکتار) طبقه‌بندی شده است.

شاخص‌های کیفیت خاک امروزه رایج‌ترین روش مورد استفاده می‌باشد (۱) زیرا به راحتی قابل استفاده بوده و از لحاظ کمی انعطاف‌پذیر هستند. با توجه به تنوع و تفاوت در خاک، اقلیم، تولیدات زراعی و فاکتورهای اجتماعی-اقتصادی وجود ابزارهای تصمیم‌گیری مدیریتی با قابلیت تلفیق و تفسیر اطلاعات مدیران کشاورزی بسیار ضروری می‌باشند (۶). شاخص‌ها ابزارهای تصمیم‌گیری هستند که اطلاعات پیچیده را برای تصمیم‌گیرندگان و سیاست‌گذاران کشاورزی آسان‌تر و قابل‌دسترس‌تر می‌نمایند (۲). ارزیابی کیفیت خاک با استفاده از شاخص‌ها به طور موفقیت‌آمیزی هم در مقیاس منطقه‌ای و هم در مقیاس مزرعه مورد قبول می‌باشد (۱۹، ۲۶، ۳۳ و ۵۷).

به دلیل عملکردها و وظایف متفاوت و پیچیده خاک، ارزیابی کیفیت خاک به صورت مستقیم امکان‌پذیر نیست لذا از طریق اندازه‌گیری معیارهای کیفیت خاک می‌توان کیفیت خاک را ارزیابی نمود. معیارهای خاک ابزارهای ارزشمندی را برای کمی‌سازی درجه کیفیت خاک فراهم می‌آورند (۵۴). معیارهای کیفیت خاک باید فرآیندهای اکوسیستم را در برگیرند، ویژگی‌ها و فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک را تفسیر نمایند (۳۳ و ۴)، برای اکثر کاربرها قابل استفاده باشند، به تغییرات مدیریت و اقلیم حساس باشند و جزئی از پایگاه داده‌های خاک موجود باشند (۱۱).

ایجاد یک روش معیاری ساده، حساس و کاربردی برای ارزیابی کیفیت خاک مهم می‌باشد (۱۴). معیارهای مناسب با توجه به هدف ارزیابی کیفیت خاک (قضاوت در مورد پایداری مدیریت خاک، توسعه کشاورزی پایدار یا سیستم‌های کاربری اراضی) مشخص می‌گردند (۴۸ و ۵۸) و تعیین می‌کنند که آیا کیفیت خاک در حال بهبود، ثابت و یا در حال کاهش است (۵۲). محققان متعددی مجموعه‌ای از معیارهای کیفیت خاک را پیشنهاد داده‌اند (۲۸، ۱۱ و ۲۸) و کیفیت خاک را بر اساس روش معیاری مجموعه کل داده‌ها Total Data Set (TDS) ارزیابی نموده‌اند؛ اما از آنجایی که اندازه‌گیری تمام خصوصیات خاک برای ارزیابی کیفیت خاک مقرون به صرفه نبوده و مشکل می‌باشد، می‌توان از روش‌های انتخاب معیار جایگزین مثل مجموعه حداقل داده‌های مورد نیاز Minimum Data Set (MDS) بر اساس نظر کارشناسان و یا با استفاده از روش‌های ریاضی یا آماری استفاده نمود (۱، ۴۲ و ۱۸). مقبول بودن روش محاسبه غیرمستقیم شاخص خاک با استفاده از معیارهای مناسب به علت مزیت‌های این روش در تعیین پیچیدگی سیستماتیک حاصلخیزی خاک تحت شرایط طبیعی و اقدامات کشاورزی می‌باشد (۷، ۱۶، ۵۳، ۹، ۳۴ و ۵۰). زمانی که معیارهای کیفیت خاک در حد ایده آل یا اپتیمم باشند، تولید محصولات کشاورزی حداکثر خواهد بود و تخریب خاک و محیط



شکل ۱- نقشه خاک و نقاط نمونه برداری منطقه مورد مطالعه
Figure 1- The Soil map of the study area

مقیاس‌های متفاوتی می‌باشند و قابل جمع یا ضرب نمودن نیستند، در این مرحله تبدیلاتی در خصوصیات اندازه‌گیری شده صورت گرفته و به داده‌هایی که قابلیت ترکیب دارند تبدیل می‌گردند. چهار نوع از معیارها بر طبق عملکردشان در کیفیت خاک مشخص می‌شوند که عبارت‌اند از: حد بالایی، حد پایینی، حد بهینه و تابع توصیفی. برای امتیازدهی (نرمال‌سازی) معیارهای حد بالایی، حد پایینی و حد پیک از توابع امتیازدهی استاندارد (Standard Scoring Function) (۱) و (۲۵) استفاده شد. معادلات SSF برای معیارها در جدول ۱ ارائه شده‌اند.

تابع (۱): تابع امتیازدهی استاندارد برای حد بالایی (هر چه بیشتر، بهتر):

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \leq L \\ 0.9 \times \frac{x-L}{u-L} + 0.1 & L \leq x \leq U \\ 1 & x \geq U \end{cases}$$

تابع (۲): تابع امتیازدهی استاندارد برای حد پایینی (هر چه کمتر، بهتر):

$$f(x) = \begin{cases} 1 & x \leq L \\ 1 - 0.9 \times \frac{x-L}{u-L} & L \leq x \leq U \\ 0.1 & x \geq U \end{cases}$$

تابع (۳): تابع امتیازدهی استاندارد برای حد بهینه: حد بهینه

نمونه برداری و تجزیه و تحلیل

مطالعات میدانی و جمع‌آوری نمونه‌ها در سال ۱۳۹۵ انجام شدند و مجموعاً ۷۶ نمونه از عمق ۰-۲۰ سانتی‌متر خاک سطحی (شکل ۱) منطقه مورد مطالعه و بر اساس یکنواختی، نوع خاک‌ها و کاربری اراضی برداشت گردید. نمونه‌ها در فصل پاییز و بعد از برداشت محصول و قبل از فصل کشت بعدی جمع‌آوری گردیدند تا از اثر مستقیم کوددهی طی فصل رشد محصولات جلوگیری به عمل آمده باشد. طول و عرض جغرافیایی هر نمونه به وسیله دستگاه GPS ثبت شد. عمق خاک در مطالعه میدانی بررسی شد. نمونه‌ها هوا خشک شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. از میان خصوصیات فیزیکی مورد نیاز بافت خاک (درصد شن، سیلت و رس به روش هیدرومتری)، درصد سنگریزه (وزنی)، آب قابل دسترس (وزنی)، نفوذپذیری permeability، مقاومت به فروروی خاک (پترومتری)، پایداری خاکدانه (الک تر) و جرم مخصوص ظاهری (استوانه فلزی)، از میان خصوصیات شیمیایی مقدار کربن آلی (والکی- بلک)، ازت کل (کجلدال)، درصد کربنات کلسیم (خنثی کردن مواد خنثی شونده با اسید کلریدریک)، درصد گچ (استون)، فسفر قابل جذب (اولسن)، پتاسیم قابل دسترس (استات آمونیوم نرمال pH=7)، pH (اسیدیته در گل اشباع)، EC (هدایت الکتریکی در عصاره اشباع) و CEC (باور در pH=8.2) و SAR از میان خصوصیات بیولوژیکی تنفس پایه (تیتراسیون برگشتی با سود باقیمانده) اندازه‌گیری گردیدند.

روش ارزیابی کیفیت خاک

امتیازدهی معیارها

از آنجایی که خصوصیات اندازه‌گیری شده دارای واحدها و

محاسبه شاخص کیفیت خاک

به دلیل اینکه تفسیر تعداد زیادی متغیر و نتیجه گیری از آنها بسیار مشکل می باشد، توصیه شده است که مجموعه متغیرها در یک شاخص تلفیقی و ترکیب گردند. ترکیب کردن و ایجاد شاخص به صورت جمع یا ضرب داده ها با یکدیگر با اعمال وزن مناسب برای هر متغیر می باشد. بعد از اینکه معیارها رتبه دهی و وزن دهی شدند، شاخص های کیفیت خاک با استفاده از معادله شاخص کیفیت تجمعی (IQI) (۱۱) و معادله شاخص کیفیت نمره (NQI) (۳۵ و ۲۱) محاسبه شدند.

$$IQI = \sum_{i=1}^n W_i N_i \quad (۴) \text{ معادله}$$

که در آن W_i وزن تعیین شده، N_i رتبه معیار و n تعداد معیارها می باشد.

$$NQI = \sqrt{\frac{P_{ave}^2 + P_{min}^2}{2}} \times \frac{n-1}{n} \quad (۲) \text{ معادله}$$

که در آن P_{ave} میانگین رتبه های معیارهای منتخب در هر محل، P_{min} حداقل رتبه های معیارهای منتخب در هر محل و n تعداد معیارها می باشد.

درجات کیفیت خاک

شاخص های کیفیت خاک به چهار درجه تقسیم شدند (جدول ۴). درجه بندی شاخص های کیفیت خاک به دست آمده از روش انتخاب معیاری TDS و مدل IQI بر اساس میزان عملکرد مشاهده شده در منطقه مورد مطالعه انجام شد و سایر شاخص ها نیز بر اساس IQI_{TDS} از نظر ارزش واقعی شاخص درجه بندی شدند. درجه I نشان دهنده مناسب ترین کیفیت خاک می باشد، درجه II مناسب است اما دارای محدودیت هایی برای رشد گیاه می باشد، درجه III محدودیت های شدید بیشتری نسبت به درجه II داشته و خاک های درجه IV شدیدترین محدودیت ها را برای رشد گیاهان دارند. نقشه توزیع مکانی درجه کیفیت خاک با استفاده از نرم افزار ArcGIS و روش کریجینگ معمولی تهیه گردید.

نتایج و بحث

کیفیت خاک بر اساس روش معیاری TDS

در میان تمامی معیارها، معیار هدایت الکتریکی بیشترین وزن (۰/۰۶) و معیار درصد گچ کمترین وزن (۰/۰۳) را داشتند. طبق روش معیاری TDS و مدل IQI، کیفیت خاک اراضی مطالعه شده در دشت قزوین در سال ۱۳۹۵ به چهار گروه خیلی خوب (I)، خوب (II)، متوسط (III) و ضعیف (IV) قابل تفکیک می باشد (شکل ۳، جدول ۸).

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \leq L1 \\ 0.9 \times \frac{x - L1}{L2 - L1} + 0.1 & L1 \leq x \leq L2 \\ 1 & L2 \leq x \leq U1 \\ 0.9 \times \frac{x - U1}{U2 - U1} + 0.1 & U1 \leq x \leq U2 \\ 0.1 & x \geq U2 \end{cases}$$

$$L1 \leq x \leq L2$$

$$L2 \leq x \leq U1$$

$$U1 \leq x \leq U2$$

لازم به ذکر است در معادلات فوق، x مقدار اندازه گیری شده برای هر معیار، $f(x)$ امتیاز معیارها بین ۰/۱ تا ۱ و L مقدار آستانه حداقل و U مقدار آستانه حداکثر می باشند. امتیازدهی معیارهای توصیفی بافت خاک و عمق خاک نیز بر اساس رتبه بندی های ارائه شده توسط کارشناسان انجام شد. در واقع کارشناسان خبره معیارهای کیفی را بر اساس دانش و تجربه خود امتیازدهی می نمایند.

انتخاب معیارها

انتخاب معیارها به دیدگاه و هدف مورد نظر محقق کیفیت خاک وابسته است. در این تحقیق از روش های معیاری مجموعه کل داده ها (Total Data Set (TDS و مجموعه داده های حداقل Minimum Data Set (MDS) استفاده شد. در روش معیاری TDS تمامی خصوصیات اندازه گیری شده (مجموعاً ۱۹ ویژگی فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک) لحاظ شدند (جدول ۱).

در روش معیاری MDS، به منظور شناسایی و انتخاب معیارهای جایگزین از میان کل معیارها باید از تکنیک کاهش داده (Data Reduction) بهره برد که از پرکاربردترین آن ها روش تجزیه و تحلیل مؤلفه های اصلی (Principle component analysis) است (۱۱) که یک روش آماری چند متغیره بوده و در نرم افزار SAS قابل اجرا می باشد. درواقع روش PCA ابزاری کاهنده جهت انتخاب مناسب ترین معیارها در منطقه مورد مطالعه و از میان کل معیارهای بررسی شده می باشد (جدول ۲).

وزن دهی

در این مقاله، از روش تحلیل عاملی (Factor Analysis) جهت تعیین اوزان معیارها استفاده شد (۴۶ و ۴۵) (جدول ۳).

جدول ۱- نوع توابع استاندارد به کار گرفته شده جهت امتیازدهی معیارهای خاک در اراضی مطالعه شده دشت قزوین
Table 1- Standard scoring functions and parameters for quantitative soil indicators in Qazvin plain lands

معیار Index	واحد Unit	نوع تابع امتیازدهی استاندارد	حد پایینی اندازه گیری شده	حد بالایی اندازه گیری شده
جرم مخصوص ظاهری (Bulk density)	gr.cm ³ -	کمتر، بهتر	1	1.59
درصد سنگریزه (Coarse fragment)	%	کمتر، بهتر	0	35
درصد آهک (TNV)	%	کمتر، بهتر	0.47	23.87
درصد گچ (CaSO ₄)	%	کمتر، بهتر	0	28.02
شوری (Ec)	dS.m ⁻¹	کمتر، بهتر	0.2	54.7
سختی (Hardness)	-	کمتر، بهتر	15	6106
نسبت سدیم قابل جذب (SAR)	-	کمتر، بهتر	0.06	151.86
تنفس پایه (Bacterial respiration)	mg CO ₂ /kg.soil.day ⁻¹	بیشتر، بهتر	0.044	2.75
کربن آلی (Organic carbon)	%	بیشتر، بهتر	0.15	1.76
نیتروژن کل (Total N)	%	بیشتر، بهتر	0.013	0.87
پتاسیم قابل جذب (K)	PPM	بیشتر، بهتر	11.81	870
پایداری خاکدانه (Aggregate stability)	-	بیشتر، بهتر	2.48	74.56
ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)	Cmol+.kg ⁻¹	بیشتر، بهتر	8.32	23.3
آب قابل دسترس (Available water)	cm	بیشتر، بهتر	6.5	17.17
عمق خاک (Depth)	cm	بیشتر، بهتر	12	180
واکنش خاک (pH)	-	اَپتیمم، بهتر	7.3	8.74
فسفر قابل جذب (P)	PPM	اَپتیمم، بهتر	0.07	70.26
نفوذپذیری (Permeability)	mm.h ⁻¹	اَپتیمم، بهتر	0.88	35
بافت خاک (Soil texture)		معیار توصیفی		

جدول ۲- نتایج آنالیز اجزای اصولی (PCA) معیارهای کیفیت خاک اراضی مطالعه شده دشت قزوین

Table 2- Results of Principal components analysis (PCA) of soil quality indicators in Qazvin Plain

PCs	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
مقدار ویژه (Eigenvalue)	4.5372	2.8011	1.9086	1.5097	1.4491	1.2494	1.1860
درصد (Percent)	0.216	0.133	0.091	0.072	0.069	0.059	0.056
درصد تجمعی (Cumulative percentage)	0.216	0.349	0.440	0.512	0.581	0.641	0.697
سختی (Hardness)	-0.137	-0.171	0.102	-0.156	-0.034	0.44	-0.26
تنفس میکروبی (Bacterial respiration)	0.114	0.111	-0.023	-0.308	0.054	-0.408	-0.285
جرم مخصوص ظاهری Bulk density	-0.165	-0.181	-0.205	-0.013	-0.001	-0.369	0.340
پایداری خاکدانه (Aggregate stability)	-0.188	0.306	-0.228	0.299	0.076	-0.780	-0.129
شن (Sand)	-0.437	-0.012	-0.112	-0.113	-0.030	-0.035	-0.025
سیلت (Silt)	0.151	0.165	0.375	-0.277	0.007	-0.067	0.337
رس (Clay)	0.406	-0.061	-0.054	0.239	0.036	-0.009	-0.132
سنگریزه (Coarse fragment)	-0.294	-0.171	-0.046	-0.029	-0.147	0.050	-0.154
شوری (EC)	0.255	-0.351	-0.324	-0.175	0.020	0.006	0.037
واکنش خاک (pH)	-0.061	0.224	-0.304	-0.043	0.328	-0.114	0.373
کربن آلی (Organic carbon)	0.082	0.360	-0.333	-0.081	-0.003	0.336	-0.001
نیتروژن کل (N)	0.095	0.210	-0.034	-0.124	-0.169	-0.236	-0.557
فسفر قابل جذب (P)	0.168	-0.026	-0.066	-0.411	0.424	0.052	-0.196
پتاسیم قابل جذب (K)	0.171	-0.059	-0.278	-0.013	-0.558	0.120	0.111
کربنات کلسیم (CaCO ₃)	0.181	0.078	0.008	0.409	0.363	0.029	-0.128
گچ (CaSO ₄)	0.160	-0.180	-0.046	0.417	-0.120	0.018	-0.024
طرفیت تبادل کاتیونی (CEC)	0.089	0.295	-0.242	-0.095	0.050	0.445	0.081
نسبت جذب سدیم (SAR)	0.241	-0.319	-0.358	-0.196	-0.002	-0.048	0.030
آب قابل دسترس (Available water)	0.141	0.281	0.220	-0.163	-0.341	-0.045	0.140
نفوذپذیری (Permeability)	-0.388	-0.122	-0.162	-0.066	0.078	0.066	-0.112
عمق خاک (Soil depth)	-0.054	0.299	-0.286	0.024	-0.259	-0.288	-0.077

جدول ۳- مقدار اشتراک و وزن برآورد شده هر معیار کیفیت خاک در روش های معیاری TDS و MDS

Table 3- Estimated communality and weight value of each soil quality indicator in TDS and MDS indicator methods

معیار (Index)	TDS		MDS		معیار (Index)	TDS		MDS	
	اشتراک هر معیار	وزن	اشتراک هر معیار	وزن		اشتراک هر معیار	وزن	اشتراک هر معیار	وزن
مقاومت به فروروی (penetration)		0.03	0.22	0.02	نیتروژن کل (N)		0.04	0.55	0.05
تنفس میکروبی (Bacterial respiration)		0.03	0.54	0.05	فسفر قابل جذب (P)		0.04	0.76	0.08
جرم مخصوص ظاهری Bulk density		0.04			پتاسیم قابل جذب (K)		0.05	0.75	0.08
پایداری خاکدانه (Aggregate stability)		0.04			کربنات کلسیم (CaCO ₃)		0.04	0.62	0.06
شن (Sand)		0.06	0.88	0.09	گچ (CaSO ₄)		0.03	0.51	0.05
سیلت (Silt)		0.04	0.38	0.04	ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)		0.04	0.71	0.07
رس (Clay)		0.05	0.82	0.08	نسبت جذب سدیم (SAR)		0.05	0.91	0.09
سنگریزه (Coarse fragment)		0.03			آب قابل دسترس (Available water)		0.04		
شوری (EC)		0.06	0.88	0.09	نفوذپذیری (Permeability)		0.05		
واکنش خاک (pH)		0.04			عمق خاک (Soil depth)		0.04		
کربن آلی (Organic carbon)		0.05	0.78	0.08					

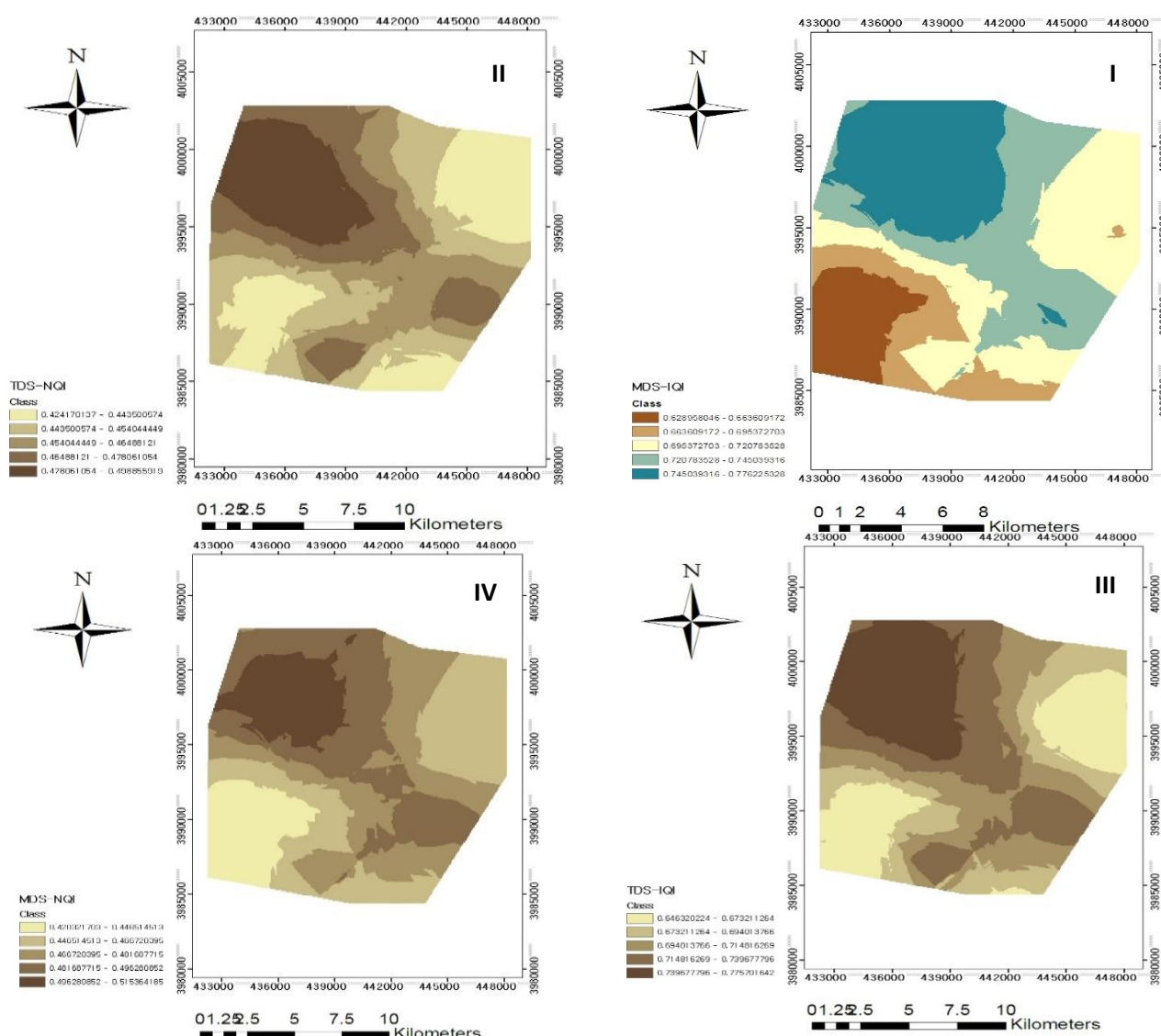
جدول ۴- تقسیم بندی های درجه کیفیت خاک در روش های مختلف معیاری و مدل ها (Qi et al., 2009)

Table 4- Criteria for soil quality grade divisions in different indicator methods and models (Qi et al., 2009)

مدل شاخص کیفیت خاک (Soil quality index model)	روش انتخاب معیار	درجه کیفیت خاک (Soil quality)			
		(I) خیلی خوب (Very good)	(II) خوب (Good)	(III) متوسط (Medium)	(IV) ضعیف (Weak)
شاخص کیفیت تجمعی (IQI)	TDS	0.8≤	0.7-0.8	0.6-0.7	0.6≥
	MDS	0.8≤	0.7-0.8	0.6-0.7	0.6≥
شاخص کیفیت نمره (NQI)	TDS	0.5≤	0.4-0.5	0.3-0.4	0.3≥
	MDS	0.5≤	0.4-0.5	0.3-0.4	0.3≥

۶۷/۷۶٪ با درجه کیفیت متوسط و ۱۲/۹۴٪ با درجه کیفیت ضعیف)،
 انتی سول ها دارای کیفیت خوب و متوسط (۵۳/۲۱٪ خاک با درجه
 کیفیت خوب و ۴۶/۷۹٪ با درجه کیفیت متوسط) و اینسپتی سول ها
 دارای کیفیت خیلی خوب، خوب، متوسط و ضعیف (۳/۹۶٪ خاک با
 درجه کیفیت خیلی خوب، ۶۶/۷۳٪ با درجه کیفیت خوب، ۱۵/۸۵٪ با
 درجه کیفیت متوسط و ۱۳/۴۴٪ با درجه کیفیت ضعیف) می باشند.

به طوری که ۲/۸۲٪ اراضی (معادل ۷۱۲/۳ هکتار) دارای درجه
 کیفیت خیلی خوب (I) و ۵۳/۵۶٪ اراضی (معادل ۱۳۵۰۸/۴ هکتار)
 دارای درجه کیفیت خوب (II)، ۳۰/۶۵٪ اراضی (معادل ۷۷۳۰/۳
 هکتار) دارای درجه کیفیت متوسط (III)، ۱۲/۹۷٪ اراضی (معادل
 ۳۲۷۰/۶ هکتار) دارای درجه ضعیف (IV) بودند. در مقایسه انواع
 خاک موجود در منطقه مشاهده شد که اریدی سول ها دارای کیفیت
 خوب، متوسط و ضعیف (۱۹/۳۵٪ خاک با درجه کیفیت خوب،



شکل ۲- توزیع کیفیت خاک بر اساس روش‌های معیاری و شاخص‌های متفاوت در اراضی دشت قزوین (I= MDS-IQI, II= TDS-NQI, III= TDS-IQI, IV=MDS-NQI)

Figure 2- Soil quality distribution based on different indicator methods and indices in Qazvin plain (I= MDS-IQI, II= TDS-NQI, III= TDS-IQI, IV=MDS-NQI)

(۲۸/۱۱٪ خاک با درجه کیفیت خیلی خوب، ۷۱/۸۸٪ با درجه کیفیت خوب) می‌باشند.

کیفیت خاک بر اساس روش معیاری MDS

تعداد ۷ مؤلفه اصلی دارای Eigenvalue ≥ 1 در روش معیاری MDS بودند (جدول ۳). متغیرهای با وزن بالا برای اولین جز اصلی (PC1) شامل معیارهای (درصد شن و رس) می‌باشند. برای PC2، PC3 و PC4، به ترتیب معیارهای (هدایت الکتریکی و درصد کربن

طبق روش معیاری TDS و مدل NQI، خاک‌هایی با درجه کیفیت I، II و III به ترتیب ۳۰/۶۷٪، ۶۶/۸۶٪، ۲/۴۷٪ کل خاک های منطقه را شامل می‌شوند (اراضی با درجه کیفیت خاک ضعیف در روش TDS_{NQI} مشاهده نشد). طبق این روش ارزیابی سول‌ها دارای کیفیت خیلی خوب، خوب و متوسط (۱۳/۲۶٪ خاک با درجه کیفیت خیلی خوب، ۷۳/۸۸٪ با درجه کیفیت خوب و ۱۲/۸۴٪ با درجه کیفیت متوسط)، انتی سول‌ها دارای کیفیت خوب (۱۰۰٪ خاک با درجه کیفیت خوب) و اینسپتی سول‌ها دارای کیفیت خیلی خوب و خوب

آلی)، (درصد سیلت و SAR)، (فسفر قابل جذب، درصد آهک و گچ) بیشترین وزن و همبستگی را داشتند. پتاسیم قابل جذب، مقاومت به فروروی، تنفس، CEC و درصد نیتروژن کل نیز دارای بیشترین وزن در PC5، PC6 و PC7 بودند و در نتیجه معیارهای فوق برای MDS انتخاب شدند؛ بنابراین MDS نهایی شامل ۱۲ معیار از ۱۹ معیار اولیه می باشد. کیفیت خاک با استفاده از روش معیاری MDS و مدل IQI

ارزیابی کمی گردید. همان طور که در شکل ۳ و جدول ۸ ارائه شده است خاک هایی با درجه کیفیت خیلی خوب، خوب، متوسط و ضعیف به ترتیب ۲/۴۵، ۴۵/۱۶، ۴۸/۹۳ و ۳/۴۶ درصد از کل اراضی را تشکیل می دهند. نتایج حاصل از ترکیب روش معیاری MDS و مدل NQI هم نشان داد که خاک هایی با درجه کیفیت خیلی خوب، خوب و متوسط به ترتیب ۳۰/۶۷، ۶۶/۸۶ و ۲/۴۷ درصد از کل اراضی را تشکیل می دهند (جدول ۵).

جدول ۵- مساحت و درصد درجات کیفیت خاک در روش های معیاری و مدل های مختلف در قزوین، ۱۳۹۵

Table 5- Area and percentage of soil quality grades in different indicator methods and models in Qazvin, 1395

روش انتخاب معیار	درجه کیفیت خاک (Soil quality)	شاخص کیفیت تجمعی (IQI)				شاخص کیفیت نمرو (NQI)			
		اریدی سول (Aridisols)	اینسپتی سول (Inceptisols)	انتی سول (Entisols)	کل (Total)	اریدی سول (Aridisols)	اینسپتی سول (Inceptisols)	انتی سول (Entisols)	کل (Total)
		مساحت (ha)	مساحت (ha)	مساحت (ha)	مساحت (ha)	مساحت (ha)	مساحت (ha)	مساحت (ha)	مساحت (ha)
مجموعه کل داده ها (TDS)	خیلی خوب (Very good)	0	706.16	0	706.16	886.5	5042	0	5928.5
	خوب (Good)	1293.7	11888.80	322.81	13505.31	4938	12890	606.6	18434.6
	متوسط (Medium)	4529.54	2824.66	277.42	7631.62	858.6	0	0	858.6
	ضعیف (Weak)	865.46	2395.90	0	3261.36	0	0	0	0
مجموعه حداقل داده ها (MDS)	خیلی خوب (Very good)	0	610.4	0	610.4	1906	5830	0	7736
	خوب (Good)	741.6	10010	606.6	11358.2	4156	12100	606.6	16862.8
	متوسط (Medium)	5028	7307	0	12335	621.1	3.04	0	624.14
	ضعیف (Weak)	914.1	2.51	0	916.6	0	0	0	0

می شود نسبت به مدل NQI بیشتر و قابل قبول تر می باشد ($R^2=0.77$)؛ بنابراین بیشترین مقدار ضریب همبستگی بین دو روش انتخاب معیار TDS و MDS را در زمان استفاده از مدل IQI مشاهده می کنیم.

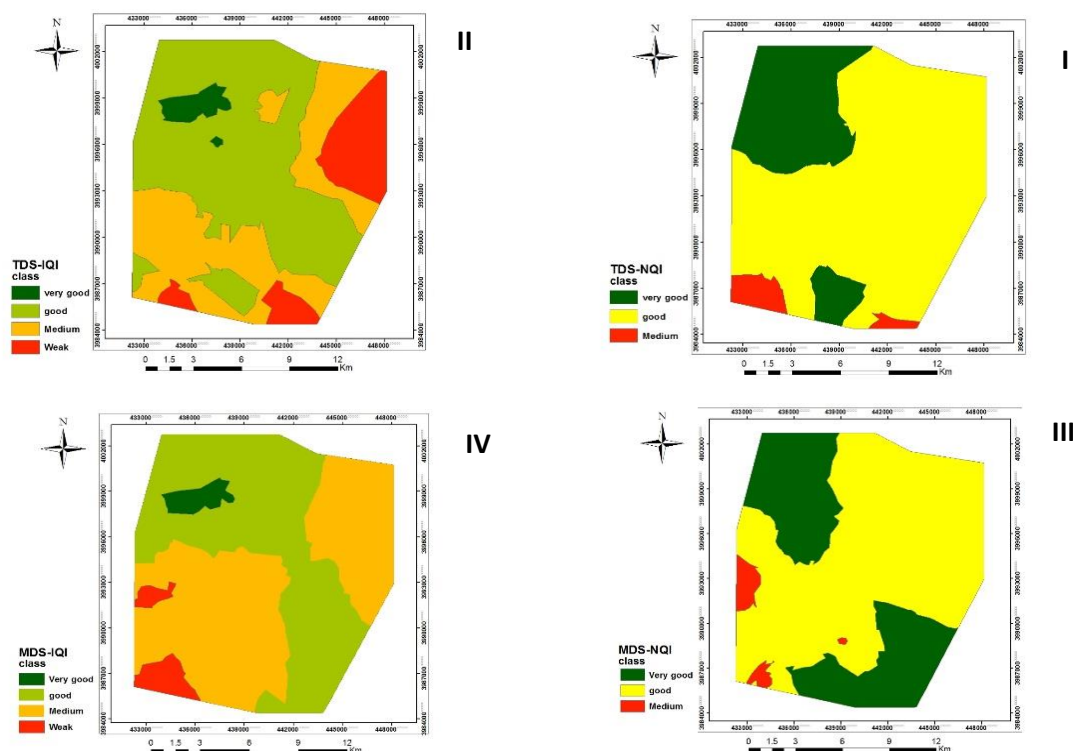
کی و همکاران در سال ۲۰۰۹ تحقیقی را به منظور ارزیابی شاخص های کیفیت خاک بر روی اراضی کشاورزی منطقه Jiangsu چین انجام دادند. نتایج به دست آمده از روابط خطی بین شاخص های حاصل از روش ها و مدل های معیاری مختلف نشان دادند که ضرایب همبستگی در هنگام استفاده از مدل IQI بیشتر از مدل NQI بوده است و مدل IQI دارای مقادیر R^2 بیشتری بوده است (۴۰).

مقایسه توزیع درجات خاک

نتایج ارزیابی بر اساس ۴ شاخص همگی نشان دادند که کیفیت خوب (درجه II) در خاک های منطقه مورد مطالعه غالب بوده و تقریباً ۴۷ درصد از مساحت کل مطالعه شده در اراضی دشت قزوین را شامل می شود. از روی نقشه توزیع درجات کیفیت خاک (شکل ۳)، توزیع درجات خاک نسبتاً مشابه با هر چهار نوع روش ترکیبی انتخاب معیار و مدل مشاهده می شود.

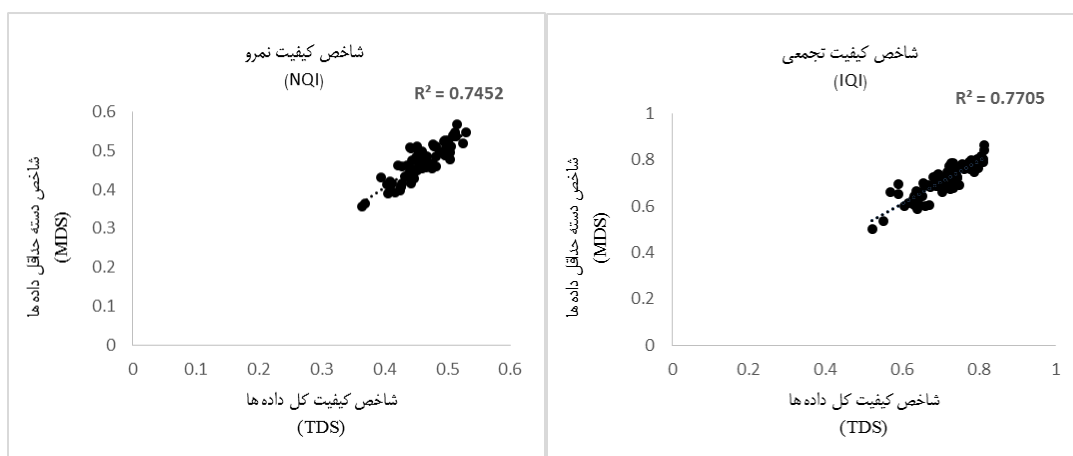
رگرسیون و همبستگی

با بررسی رابطه خطی شاخص های به دست آمده از روش های انتخاب معیار TDS و MDS و مدل های شاخص سازی IQI و NQI، مشاهده می شود که ضریب همبستگی زمانی که مدل IQI استفاده



شکل ۳- تفکیک درجات کیفیت خاک بر اساس روش‌های معیاری و شاخص‌های متفاوت در اراضی دشت قزوین (I= TDS-NQI, II= TDS-IQI, III= MDS-NQI, IV=MDS-IQI)

Figure 3- Resolution map of soil quality grades based on different indicator methods and indices in Qazvin plain lands (I= TDS-NQI, II= TDS-IQI, III= MDS-NQI, IV=MDS-IQI)



شکل ۴- روابط خطی شاخص‌ها برای مقایسه روش معیاری TDS با روش معیاری MDS

Figure 4- Linear relationship of indices comparing the MDS indicator method with TDS indicator method

با استفاده از مجموعه معیارهای کل TDS انتخاب شدند و تعداد معیارها از ۱۹ در روش TDS به ۱۲ در روش MDS کاهش یافت. معیارهای حذف شده عبارت‌اند از عمق خاک، جرم مخصوص ظاهری، درصد سنگریزه، آب قابل دسترس، نفوذپذیری، پایداری خاکدانه و pH. تقریباً تمام ۱۲ معیار استفاده شده در روش MDS را می‌توان در

روش‌های معیاری

امروزه مطالعات زیادی در خصوص ارزیابی کیفیت خاک در جهان صورت گرفته است، اما طی ده سال گذشته کمتر از ۲۰ درصد این مطالعات بر ارزیابی سطح کیفیت خاک با حداقل داده و روش‌های دستیابی به آن معطوف بوده است (۱۵ و ۲۰). معیارها در روش MDS

کشاورزان هر دو نوع شاخص را به خاطر طبیعت قابل فهمشان (۵۳ و ۴۵) به راحتی درک می کنند، ۲) هر دو شاخص اطلاعات را بر اساس روش های ریاضی ترکیب می نمایند که منجر به افزایش اطمینان داده ها می شود و ۳) هر دو شاخص می توانند زمینه ای را برای برنامه ریزی سایر تحقیقات کشاورزی فراهم نمایند. اگرچه نتایج نسبتاً مشابهی از دو مدل ارزیابی کیفیت خاک به دست آمدند، مدل IQITDS برای محاسبه شاخص کیفیت خاک در دشت قزوین مناسب تر عمل نمود. در مدل IQITDS کیفیت خاک با استفاده از تمامی معیارها تعیین می شود اما همیشه توسط معیارهای مهم متعددی هدایت می شود و وزن های بیشتر متعلق به معیارهای کلیدی می باشند. در مدل NQI با کل معیارها به جز معیاری با حداقل رتبه، به طور مشابهی رفتار می شود. معیار با حداقل رتبه به میانگین رتبه ها اضافه می شود و به طور مؤثری وزن بیشتری به آن اعطا می شود. به عبارتی دیگر، در حالی که مدل IQI رتبه هر معیار را به طور مستقلی ارائه می دهد، مدل NQI ترجیحا تنها به معیاری با حداقل رتبه اهمیت می دهد. این تحقیق پیشنهاد می نماید که استفاده از شاخص های کیفیت خاک برای ارزیابی کیفیت خاک اراضی کشاورزی می تواند نتایج مشابهی را ارائه بدهد حتی زمانی که روش های انتخاب معیار و مدل های متفاوت در منطقه مورد مطالعه استفاده شده باشند. در این مطالعه IQITDS دقیق ترین روش برای ارزیابی کیفیت خاک منطقه تعیین گردید زیرا تمامی پارامترهای خاک را لحاظ نموده و در نتیجه نتایج بسیار قابل قبولی را ارائه می نماید. به هر طریق، برای اینکه یک روش برای تحقیق استاندارد شده و بحث و تعاون را تسهیل نماید، روش استاندارد باید سریع، قابل اطمینان و از نظر اقتصادی منعطف باشد. به همین دلیل، روش انتخاب معیار MDS مناسب تر از روش TDS می باشد زیرا به طور کافی نتایجی شبیه به روش TDS را نشان می دهد. نتایج این مطالعه استفاده از مدل IQI با روش انتخاب معیار MDS را به عنوان نقطه شروع در مسیر استاندارد جهانی برای مطالعات آتی پیشنهاد می نماید. البته باید به معیارهایی که در روش MDS انتخاب می شوند توجه ویژه ای داشت. به علاوه، انجام یکسری تحقیقات در آینده به منظور اصلاح مدل IQIMDS می تواند آن را برای استانداردهای بین المللی مناسب تر نماید.

روش های انتخاب معیار MDS در مطالعات گذشته مشاهده نمود (۱۱)، ۲۵، ۲۸، ۴۷ و ۸؛ اما به هر حال لیست معیارهای منتخب در این تحقیق با توجه به شرایط اقلیمی و وضعیت خاک منطقه قابل قبول می باشد و شامل مجموعه ای از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است. به عنوان مثال ویژگی هایی مثل درصد سنگریزه (۴۷) و یا جمعیت میکروبی (۱۷) در لیست معیارهای منتخب در این تحقیق نبودند زیرا برای مقایسه شاخص در مقیاس کوچک حائز اهمیت نمی باشند. نتایج نشان می دهند که در منطقه مطالعاتی دشت قزوین SAR, EC و شن خصوصیات دارای بیشترین وزن و مقاومت به فروروی دارای کمترین وزن در روش انتخاب معیار MDS می باشند. این در حالی است که در تحقیقات سایر محققان نتایج متفاوتی ارائه شده است که حاکی از تفاوت در معیارهای حائز اهمیت در خاک های متفاوت با سیستم های کشت مختلف، مدیریت کشت و اقلیم متفاوت و غیره می باشد (۳۶). Imaz و همکاران (۲۰۱۰)، مقدار کربن آلی خاک، فسفر قابل جذب، ظرفیت تبادل کاتیونی و محتوی شن خاک را به عنوان حداقل مجموع داده در ارزیابی کیفیت خاک اراضی تحت کشت معرفی نمودند (۲۴).

معمولاً معیارهای بیشتر کیفیت خاک را به طور جامع تری ارائه می دهند اما زمانی که همبستگی قابل توجهی بین ویژگی ها وجود داشته باشد، تکرار باعث بروز مشکلاتی می شود؛ مثلاً ماده آلی و ازت کل و آنالیزهای آزمایشگاهی با بسیاری از ویژگی های خاک تداخل دارند. از سویی دیگر، حذف برخی از ویژگی های خاک به معنی حذف شدن اطلاعات کیفیت خاک می باشد. به عنوان مثال در روش انتخاب معیاری MDS، تنها PC هایی با $1 \leq \text{Eigenvalue}$ انتخاب شده و از میان آن ها معیارهایی با بیشترین وزن به علاوه معیارهایی که حداکثر ۱۰٪ اختلاف با آن ها دارند، انتخاب می شوند (جدول ۴). اگر که معیار با بیشترین وزن همبستگی قابل توجهی با سایر معیارها داشته باشد، معیار می تواند به اندازه کافی نشان دهنده معیار دیگری در PC باشد و به این ترتیب برخی از اطلاعات کیفیت خاک از بین می روند.

نتیجه گیری

استفاده از مدل های IQI و NQI دارای مزیت هایی نسبت به سایر شاخص ها می باشد: ۱) محققان و مدیران خاک و همچنین

منابع

- 1- Andrews S.S., Flora C.B., Mitchell J.P., and Karlen D.L. 2003. Growers perceptions and acceptance of soil quality indices. *Geoderma*, 114:187-213.
- 2- Andrews S.S., Mitchell J.P., Mancinelli R., Karlen K.L., Hartz T.K., Horwath W.R., Pettygrove G.S., Scow K.M., and Munk D.S. 2002. On-farm assessment of soil quality in California's central valley. *Agronomy Journal*, 94:12-23.
- 3- Aparicio V., and Costa J. L. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean

- pampas. *Soil and Tillage Research*, 96:155–165.
- 4- Armenise E., Redmile-Gordon M.A., Stellacci A.M., Ciccicarese A., and Rubino P. 2013. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 130:91-98.
- 5- Beinat E., and Nijkamp P. 1998. *Multicriteria Analysis for Land-Use Management*. Kluwer Academic Publishing, Boston.
- 6- Bindraban P.S., Stoorvogel J.J., Jansen D.M., Vlaming J., and Groot J.J.R. 2000. Land quality indicators for sustainable land management: proposed method for yield gap and soil nutrient balance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 81:103–112.
- 7- Burrough P.A. 1989. Fuzzy mathematical methods for soil survey and land evaluation. *European Journal of Soil Science*, 40:477–492.
- 8- Dexter A. R. 2004. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*. 120: 201–214.
- 9- Ditzler C.A., and Tugel A.J. 2002. Soil quality field tools of USDANRCS soil quality institute. *Agronomy Journal* 94:33–38.
- 10- Dobermann A., and Oberthur T. 1997. Fuzzy mapping of soil fertility — a case study on irrigated riceland in the Philippines. *Geoderma*, 77:317–339.
- 11- Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., and Stewart B.A. 1994. Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Special Publication. 35. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- 12- Doran J.W., and Jones A.J. 1996. *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America Special Publication, vol. 49, Madison.
- 13- Doran J.W., and Parkin T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. P. 3-21. In: Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., Stewart B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. 35. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 14- Dumanski J., and Pieri C. 2000. Land quality indicators: research plan. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 81:93–102.
- 15- Emami H., Neyshabouri M.R., and Shorafa M. 2012. Relationships between Some Soil Quality Indicators in Different Agricultural Soils from Varamin, Iran. *Agriculture Science and Technology*, 14:951-959.
- 16- FAO. 1996. *Agro-ecological zoning guidelines*. FAO Rome.
- 17- Fu B. 1991. *Theory and practice of land evaluation*. China Science and Technology Press, Beijing.
- 18- Glover J.D., Reganold J.P., and Andrews P.K. 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 80:29-45.
- 19- Govaerts B., Sayre K.D., and Deckers J. 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil & Tillage Research*, 87:163–174.
- 20- Gullin Li., Chen J., Sun Z., and Tan M. 2007. Establishing a minimum dataset for soil quality assessment based on soil properties and land-use changes. *Acta Ecologica Sinica*, 27: 2715-2724.
- 21- Han W.J., and Wu Q.T. 1994. A primary approach on the quantitative assessment of soil quality. *Chinese Journal of Soil Science*, 25:245–247. (In Chinese with English Abstract).
- 22- Herrick J. E., Brown J. R., Tugel A. J., Shaver P. L., and Havstad K. M. 2002. Application of soil quality to monitoring and management: paradigms from rangeland ecology. *Agronomy Journal*, 94:3–11.
- 23- Hillel D. 1991. *Out of the Earth: Civilization and the Life of the Soil*. University of California Press, Berkeley.
- 24- Imaz M.J., Virto I., Bescansa P., Enrique A., Fernandez-Ugalde O., and Karlen D.L. 2010. Soil quality indicator response to tillage and residue management on semi-arid Mediterranean cropland. *Soil and Tillage Research*, 107:17-25.
- 25- Karlen D.L., Gardner J.C., and Rosek M.J. 1998. A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. *Journal of Production Agriculture*, 11:56–60.
- 26- Karlen D.L., M.J. Mausbach J.W., Doran R.G., Cline R.F., Harris G.E., and Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 61:4-10.
- 27- Karlen D.L., and Scott D.E. 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. P. 53-72. In: Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., Stewart B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 28- Karlen D.L., Tomer M.D., Neppel J., and Cambardella C.A. 2008. A preliminary watershed scale soil quality assessment in north central low a, USA. *Soil and Tillage Research*, 99:291-299.
- 29- Karlen D.L., Wollenhaupt N.C., Erbach D.C., Berry E.C., Swan J.B., Eash N.S., and Jordahl J.L. 1994. Long-term tillage effects on soil quality. *Soil and Tillage Research*, 32:313-327.

- 30- Lal R. 1999. Soil quality and food security: the global perspective. P. 3-16. In: Lal, R. (Ed.), Soil Quality and Soil Erosion. CRC Press, Boca Raton.
- 31- Larson W.E., and Pierce F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- 32- Mastro R.E., Chhonkar P.K., Singh D., and Patra A.K. 2008. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilization and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. Environmental Monitoring and Assessment, 136:419-435.
- 33- McBratney A.B., and Odeh I.O.A. 1997. Application of fuzzy sets in soil science: fuzzy logic, fuzzy measurements and fuzzy decisions. Geoderma, 77:85-113.
- 34- Mohaghegh P., Naderi M., and Mohamadi. 2016. Determination of effective indicators for soil quality assessment in different land use types of Chughakhor basin. Soil and Water Conservation Journal, 3:55-71. (In Persian with English abstract)
- 35- Monreal C.M., Dinel H., Schnitzer M., Gamble D.S., and Biederbeck V.O. 1998. Impact of carbon sequestration on functional indicators of soil quality as influenced by management in sustainable agriculture. P. 435-457. In: Lal R., Kimble J.M., Follett R.F., Stewart B.A. (Eds.), Soil Processes and the Carbon Cycle. CRC Press, Boca Raton.
- 36- National Research Council. 1993. Soil and Water Quality: an Agenda for Agriculture. National Academy Press, Washington, DC.
- 37- Nazzareno D., and Michele C. 2004. Multivariate indicator kriging approach using a GIS to classify soil degradation for Mediterranean agricultural lands. Ecological Indicators, 3:177-187.
- 38- Pieri C., Dumanski J., Hamblin A., and Young A. 1995. Land Quality Indicators. World Bank Discussion Papers. Washington DC.
- 39- Qi Y., Darilek J., Huang B., Zhao Y., Sun W., and Gu Zh. 2009. Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. Geoderma, 149:325-334.
- 40- Qin M.Z., and Zhao J. 2000. Strategies for sustainable use and characteristics of soil quality changes in urban-rural marginal area: a case study of Kaifeng. Acta Geographica Sinica-Chinese edition, 55:545-554 (In Chinese with English abstract).
- 41- Rasouli M.H., Ghodrat K., Ashrafi S., Jafari M., and Khodaverdiloo H. 2016. Evaluation of soil quality indices in Northern Zagros Forests (case study: Oshnaviye-west Azirbaijan). Soil Management and Sustainable Production, 3:83-89. (In Persian with English abstract)
- 42- Reeves D.W. 1997. The role of organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil & Tillage Research, 43:131-167.
- 43- Reynolds W. D., Bowman B. T., Drury C. F., Tan C. S., and Lu X. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. Geoderma, 110:131-146.
- 44- Reynolds W. D., Drury C. F., Tan C. S., Fox C. A., and Yang X. M. 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. Geoderma, 152:252-263.
- 45- Rezaei S.A., Gilkes R.J., and Andrews S.S. 2006. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. Geoderma, 136:229-234.
- 46- Shahab H., Emami H., Haghnia G.H., and Karimi A. 2013. Pore size distribution as a soil physical quality index for agricultural and pasture soils in northeastern Iran. Pedosphere, 23:312-320.
- 47- Shukla M.K., Lal R., and Ebinger M. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil & Tillage Research, 87:194-204.
- 48- Singer M.J., and Ewing S. 2000. Soil quality. In: Sumner, M.E. (Ed.), Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL.
- 49- Singh M. J., and Khera K. L. 2009. Physical indicators of soil quality in relation to soil erodibility under different land uses. Arid Land Research and Management, 23:152-167.
- 50- Smith J.L., Halvaorson J.J., and Papendick R.I. 1994. Using multiple-variable indicator kriging for evaluating soil quality. Soil Science Society of America Journal, 57:743-749.
- 51- Stamatiadis S., Doran J.W., and Kettler T. 1999. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. Applied Soil Ecology, 12:263-272.
- 52- Sun B., Zhou S.L., and Zhao Q.G. 2003. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. Geoderma, 115:85-99.
- 53- Tang X. 1997. Fuzzy comprehensive evaluation of the productivity of purple soil in Sichuan Province, China. The Advance in Soil Research, 28:107-109. (In Chinese with English abstract).
- 54- Topp G. C., Reynolds W. D., Cook F. J., Kirby J. M., and Carter M. R. 1997. Chapter 2: Physical attributes of soil quality. P. 21-58. In Gregorich E. G. and Carter M. R. (eds.) Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. Elsevier, Amsterdam.

- 55- Van der Ploeg R.R., Böhm W., and Kirkham M.B. 1999. On the origin of the theory of mineral nutrition of plants and the law of the minimum. *Soil Science Society of America Journal*, 63:1055–1062.
- 56- Wander M.M., Walter G.L., Nissen T.M., Billero G.A., Andrews S.S., and Cavanaugh Grant D.A. 2002. Soil quality: science and process. *Agronomy Journal*, 94:23–32.
- 57- Wang X.J., and Gong Z.T. 1998. Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. *Geoderma*, 81:339–355.
- 58- Wienhold B.J., Pikul J., Liebig M.A., Mikha M.M., Varvel G.E., Doran J.W., and Andrews S.S. 2006. Cropping system effects on soil quality in the Great Plains: synthesis from a regional project. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 21:49-59.
- 59- Yao R.J., Yang J.S., Zhao X.F., Li X.M., and Liu M.X. 2013. Determining minimum data set for soil quality assessment of typical salt-affected farmland in the coastal reclamation area. *Soil and Tillage Research*, 128:137-148.
- 60- Zhang B., Zhang Y., Chen D., White R.E., and Li Y. 2004. A quantitative evaluation system of soil productivity for intensive agriculture in China. *Geoderma*, 123:319–331.



Soil Quality Evaluation of Semi-arid and Arid Lands in Qazvin Plain, Iran

S. Azarneshan¹ - F. Khormali^{2*} - F. Sarmadian³ - F. Kiani⁴ - K. Eftekhari⁵

Received: 08-11-2017

Accepted: 15-04-2018

Introduction: Assessing the soil quality of agricultural land is essential for the economic success and sustainability of the environment in developing countries. Recently, there are many types of methods for assessing soil quality, each of them uses different criteria. Considering that Qazvin plain is one of the most important regions of agricultural products in Iran as well as Middle East, so the assessment of the soil status using quantitative models of soil quality can be used as an indicator of the status of soils in relation to sustainable agriculture, optimal utilization of resources Natural and better land management. Among the quantitative models of soil quality index, cumulative model integrated quality index (IQI) and Nomero (NQI) index can be mentioned. Therefore, this study intends to evaluate the best quantitative and quality index model by examining and comparing two methods of selecting the appropriate criteria, Total data set (TDS) and Minimum (MDS) and the second order soil quality index, integrated quality index (IQI) and Nomero (NQI) index in Qazvin plain lands.

Material and Methods: The study area with 25220 hectares is located in east of Qazvin Province. The average annual precipitation is 275 mm and the soil moisture and temperature regimes are Thermic, Dry xeric and Weak Aridic, respectively. A total of 76 samples from the depth of 0-20 cm of the soil surface were studied and based on uniformity, soil type and land use. In this study, four types of criteria that affect the quality of soil in terms of their performance, including: upper limit, lower limit, optimal limit and descriptive function were selected. To qualify (normalize), the upper limit, lower limit and peak limit were selected. In the following, the Total Data Set (TDS) and the Minimum Data Set (MDS) set of data were used. In the TDS method, all of the measured characteristics (a total of 19 physicals, chemical and biological properties of the soil) were considered. Then, the degree of soil quality indices was determined based on the combination of TDS and MDS criteria and the final NQI and IQI quality indices.

Result and Discussion: Comparison of soil types in the region showed that the Aridisols had good, moderate and poor quality (19.35% of soil with good quality, 67.76% with moderate quality and 12.94% with poor quality), Entisols have good and medium quality (53.21% of the soil with good quality and 46.79% with moderate quality) and Inceptisols have very good, good, moderate and poor quality (96.9% Soils with very good quality, 66.73% with good quality, 15.85% with moderate quality and 13.44% with poor quality).

According to the TDS standard and the NQI model, the soils with qualities I, II and III were 30.67%, 66.86%, 47.2% of the total soils of the area (lands with poor quality soil quality were not observed in TDS_{NQI} method). Therefore, according to this method, Aridisols has a very good, good and medium quality (13.26% of the soil with a very good quality rating, 73.88% with a good quality and 12.84% with a moderate quality grade), Entisols with The good quality (100% of the soil with good quality degree) and Inceptisols have a very good and good quality (28.11% of the soil with a very good quality grade, 71.88% with a good quality grade). The results of quantitative soil quality by using the MDS standard method and IQI model were showed, soils with very good, good, moderate and poor degree are 2.45, 16.45, 48.93 and 46.3 percent of total land area respectively.

The results of the combination of the MDS and the NQI model also showed that the soils with a very good, good and average grade are 30.67%, 66.86% and 47.2% of the total land, respectively. Also, the results of the combination of the MDS and NQI model showed that the soils with very good, good and average quality are 30.67%, 66.86% and 47.2% of the total land area respectively. The results of the evaluation based on 4 indicators showed that good quality (II) was prevalent in the studied soils and accounted for about 47% of the total area studied in Qazvin plain lands. The map of distribution of soil quality degrees, the distribution of soil degrees is relatively similar to all of four combination methods, the choice of criteria and model. By examining the linear relationship between the indices obtained from TDS and MDS criteria and the IQI and NQI indexes, it is observed that the correlation coefficient is more and more reliable than the NQI model when used in the IQI model ($R^2 = 0.77$). So the highest correlation coefficient we observed two methods for selecting the TDS and

1, 2 and 4- Ph.D. Student, Professor and Associate Professor, Department of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Golestan, Iran, Respectively

(*- Corresponding Author Email: khormali@yahoo.com)

3- Professor, Department of Soil Science, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran

5- Assistant Professor, Soil and Water Research Institute, Karaj

MDS criteria when using the IQI model. In general, the results of this study indicate a better performance of the MDS criteria than TDS.

Conclusions: Therefore, the main results of this study suggest using the IQI model with the MDS selection method as the starting point in the global standard path for future studies. Special attention should be paid to the criteria chosen by the MDS. In addition, conducting a series of research into the future in order to modify the MDS_{IQI} model can make it more relevant to international standards.

Keywords: GIS, MDS, Soil quality index, TDS



ترسیب کربن و برآورد ارزش اقتصادی آن در بخشی از مراتع قرق شده و تحت چرای استان خوزستان

علیرضا اوجی^۱ - احمد لندی^{۲*} - سعید حجتی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۹/۲۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۲۰

چکیده

ماده آلی خاک از مهمترین عوامل ارزیابی کیفیت خاک است و ارتباط نزدیکی با ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک دارد. از طرفی، ترسیب کربن در زیتوده گیاهی و خاک‌های متأثر از آن هستند، ساده‌ترین و به لحاظ اقتصادی عملی‌ترین راهکار ممکن جهت کاهش خطرات دی‌اکسید کربن اتمسفری است. اطلاعات کمی در ارتباط با تأثیر مدیریت قرق بر ترسیب و مدیریت کربن در خاک‌های مراتع استان خوزستان وجود دارد؛ لذا این مطالعه با هدف بررسی تأثیر مدیریت قرق بر میزان و تغییرات ترسیب و مدیریت کربن خاک و با دیدگاه اقتصادی در برخی خاک‌های مراتع دشت پنتی ایزه و منطقه دیمه رامهرمز در استان خوزستان انجام شد. چهار مرتع با مدیریت‌های مختلف (قرق شده و تحت چرا) در اطراف ایزه و رامهرمز انتخاب و سپس از ۱۵ نقطه به صورت تصادفی و از دو عمق سطحی و زیرسطحی (با توجه به مرز تفکیک افقی‌ها) نمونه‌برداری صورت گرفت. نتایج حاصل از ترسیب و شاخص مدیریت کربن در این مطالعه نشان دهنده بازایی کربن خاک و بهبود کیفیت آن طی قرق می‌باشد. از طرفی، برآورد ارزش اقتصادی ترسیب کربن طی قرق در مراتع مطالعاتی بسیار قابل توجه بوده و موجب افزایش ۱۷ و ۱۲/۷ درصدی ارزش ترسیب کربن در منطقه ایزه و رامهرمز گردیده است. از این رو ضروری به نظر می‌رسد که تیمار قرق به‌عنوان یکی از برنامه‌های اصلی در طرح‌های منابع طبیعی تجدید شونده مد نظر قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: اقتصادی، ترسیب کربن، شاخص مدیریت کربن، مدیریت قرق، مرتع

مقدمه

جانوری با سطوح تجزیه متفاوت، مواد آلی حاصل از تجزیه این بقایا، مولکول‌های آلی مانند کربوهیدرات‌ها، آمینواسیدها و پروتئین‌ها است، که انرژی و عناصر غذائی را برای موجودات خاک فراهم می‌نماید (۴۳) و حساس به تغییرات کوتاه مدت مدیریتی و شاخصی از کیفیت خاک است (۳۱).

بلیر و همکارانش (۱۹۹۵) شاخص مدیریت کربن^۴ را که از حاصل ضرب شاخص کربن ناپایدار^۵ و شاخص کربن کل^۶ خاک به‌دست می‌آید ارائه کردند. برای محاسبه این شاخص‌ها نیاز به یک خاک مرجع است که تغییرات کربن در خاک‌های مورد مطالعه نسبت به آن خاک بررسی گردد (۷). امروزه شاخص مدیریت کربن به‌طور گسترده به‌عنوان شاخصی از تغییرات شدت کربن آلی خاک در پاسخ به تغییر مدیریت خاک استفاده می‌شود (۵۴). زمانی که تغییر کاربری اتفاق افتاد افزایش مقدار شاخص مدیریت کربن نشان از بازایی ذخایر مختلف کربن در خاک است و کاهش این شاخص، نشان دهنده تخلیه خاک از

خاک، یک منبع کلیدی و به‌عنوان کنترل‌کننده چرخه‌های ژئوشیمیایی، آب و موجودات زنده (۸) و بزرگترین و اصلی‌ترین مخزن ماده‌ی آلی محسوب می‌شود (۱۶). ماده آلی خاک از مهمترین عوامل ارزیابی کیفیت خاک است و ارتباط نزدیکی با ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک دارد (۲۴). هرچند تغییرات و روند مواد آلی براساس کربن آلی خاک سنجیده می‌شود، لیکن مواد آلی کل خاک به تغییرات مدیریت خاک به کندی پاسخ می‌دهد (۳۱). به همین منظور شناسایی اجزاء حساس تر کربن آلی باعث تشخیص بهتر تغییرات ماده آلی خاک در مراحل ابتدایی تغییر مدیریت می‌شود (۵۳). ماده آلی خاک شامل دو بخش هوموسی و ترکیبات ناپایدار می‌باشد. کربن ناپایدار، بخش غیرهوموسی کربن آلی خاک مانند بقایای گیاهی و

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانش آموخته دکتری، استاد و دانشیار گروه خاکشناسی،

دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

(Email: landi@scu.ac.ir

*) - نویسنده مسئول:

DOI: 10.22067/jsw.v32i2.69326

4- Carbon Management Index (CMI)

5 - Lability Index (LI)

6 - Carbon Pool Index (CPI)

از حد دام باعث کاهش مقدار کربن، نیتروژن و ماده آلی خاک می‌شود. حفاظت و یا اصلاح کیفیت خاک، می‌تواند منافع اقتصادی و افزایش حاصلخیزی و باروری خاک را به دنبال داشته باشد (۴۴). یکی از راه‌های تأمین امنیت این مناطق جلوگیری از ورود دام به داخل آنها یا همان قرق می‌باشد که اثرات سودمندی در پوشش گیاهی و خاک در این مراتع تخریب شده دارد (۳۲). همچنین در منابع، ارزش هر هکتار مرتع در ارتباط با ترسیب کربن از ۵۰ تا ۳۰۰ دلار محاسبه شده است (۲۹). از آنجایی که اطلاعات کمی در ارتباط با تأثیر مدیریت قرق بر ترسیب کربن در خاک‌های مراتع استان خوزستان وجود دارد؛ بنابراین این پژوهش با هدف بررسی تأثیر مدیریت قرق بر ترسیب و مدیریت کربن و با دیدگاه اقتصادی در برخی خاک‌های مرتعی در استان خوزستان انجام شد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مطالعاتی: مراتع مطالعاتی به نام محلی پنتی در منطقه ایذه و منطقه دیمه رامهرمز معروف هستند. منطقه‌ی مطالعاتی در فاصله‌ی ۲۷ کیلومتری غرب شهرستان ایذه و با مساحت ۱۶۲۲ هکتار می‌باشد و از سال ۱۳۷۹ توسط اداره کل منابع طبیعی استان خوزستان تحت قرق قرار گرفته است (۳۳). مراتع مذکور در محدوده عرض‌های جغرافیایی $31^{\circ} 57' 8''$ تا $31^{\circ} 58' 20''$ شمالی و طول‌های جغرافیایی $49^{\circ} 41' 11''$ تا $49^{\circ} 42' 33''$ شرقی قرار دارد. بر اساس گزارش ایستگاه‌های هواشناسی، منطقه پنتی به لحاظ اقلیمی، دارای میزان متوسط بارندگی سالانه ۶۲۳ میلی‌متر در سال است. حداکثر درجه حرارت مطلق در گرم‌ترین ماه سال، ۴۹ درجه سانتی‌گراد مربوط به شهریور ماه و حداقل درجه حرارت مطلق در سردترین ماه سال، ۹/۵- درجه سانتی‌گراد مربوط به بهمن ماه می‌باشد. همچنین متوسط درجه حرارت سالیانه منطقه ۱۹/۲ درجه سانتی‌گراد گزارش گردیده است (۴). مرتع دیمه در فاصله‌ی ۱۵ کیلومتری غرب شهرستان رامهرمز و با مساحت ۱۵۳۰۰ هکتار می‌باشد و از سال ۱۳۷۱ توسط اداره کل منابع طبیعی استان خوزستان تحت قرق قرار گرفته است (۱۷). مراتع مذکور در محدوده عرض‌های جغرافیایی $31^{\circ} 7' 44''$ تا $31^{\circ} 9' 11''$ شمالی و طول‌های جغرافیایی $49^{\circ} 29' 13''$ تا $49^{\circ} 28' 52''$ شرقی قرار دارد. بر اساس گزارش ایستگاه‌های هواشناسی، منطقه به لحاظ اقلیمی، دارای میزان متوسط بارندگی سالانه ۲۰۰ میلی‌متر در سال است. حداکثر درجه حرارت مطلق در گرم‌ترین ماه سال، ۵۱/۶ درجه سانتی‌گراد مربوط به تیر ماه و حداقل درجه حرارت مطلق در سردترین ماه سال، ۴/۲ درجه سانتی‌گراد مربوط به دی ماه می‌باشد. همچنین متوسط درجه حرارت سالیانه منطقه ۲۷/۵ درجه سانتی‌گراد گزارش گردیده است (۴). با استفاده از نقشه‌ی رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک‌های ایران رژیم

این ذخایر می‌باشد (۷). روش ارائه شده برای به‌دست آوردن جزء ناپایدار کربن خاک توسط بلیر، اکسید کردن خاک با پرمنگنات پتاسیم بود. کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات پتاسیم به‌عنوان یک شاخص از کربن آلی لبایل قابل اکسیداسیون شیمیایی خاک است که به تغییرات محیطی و مدیریتی بسیار حساس بوده و سریعاً می‌تواند تغییرات کربن لبایل (متحرک) را در خاک را نشان دهد (۱۵ و ۲۵). کولمن و همکاران (۲۰۱۲) با مطالعه ۱۳۷۹ نمونه خاک از مناطق جغرافیایی و اکوسیستم‌های مختلف کشور آمریکا رابطه مثبتی بین تغییرات کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات و کربن زیتوده میکروبی، مواد آلی ذره‌ای ریز و کربن آلی خاک مشاهده نمودند. ایشان همچنین گزارش نمودند که کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات در مقایسه با سایر شاخص‌های میکروبی مثل ماده آلی ذره‌ای و کربن زیتوده میکروبی به تغییرات مدیریتی (شامل مدیریت قرق) و محلی از حساسیت بیشتری برخوردار است و بنابراین می‌تواند به‌عنوان روشی سریع جهت ارزیابی بیولوژیکی کربن فعال خاک به‌کاربرده شود (۱۵). همچنین گس و همکاران (۲۰۱۱) روی و ژوکین (۲۰۱۶) نقش مدیریت قرق مراتع بر افزایش معنی‌دار کربن خاک نسبت به مراتع تحت چرا گزارش نمودند (۲۱ و ۴۰). این در حالی است که استیفن و همکاران (۲۰۰۹) و نیز کائو و همکاران (۲۰۱۳) تغییر محسوسی در کربن خاک در اثر مدیریت قرق کوتاه مدت ۱۱ و ۳ ساله مرتع مشاهده نمودند (۴۲ و ۱۱).

افزایش دی‌اکسید کربن ناشی از دخالت‌های خارج از ظرفیت انسان، یکی از بحران‌های زیست‌محیطی مهم عصر حاضر است (۲۰). دی‌اکسید کربن عمده‌ترین جزء گازهای گلخانه‌ای محسوب می‌شود، به‌طوری که نقش بسیار در جذب بازتابش‌های خروجی از زمین داشته و تقریباً نیمی از اثر گلخانه‌ای را سبب می‌شود (۳۵). از آنجا که پالایش کربن با روش‌های مصنوعی مثل فیلتر و ... هزینه‌های سنگینی در بر دارد (۹)؛ لذا به‌منظور کاهش دی‌اکسید کربن اتمسفری و ایجاد تعادل در محتوای گازهای گلخانه‌ای، کربن اتمسفر می‌بایست جذب و در فرم‌های متعدد ترسیب گردد. ترسیب کربن در زیتوده گیاهی و خاک‌هایی که تحت این زیتوده هستند، ساده‌ترین و به‌لحاظ اقتصادی عملی‌ترین راهکار ممکن جهت کاهش دی‌اکسید کربن اتمسفری است (۳۴).

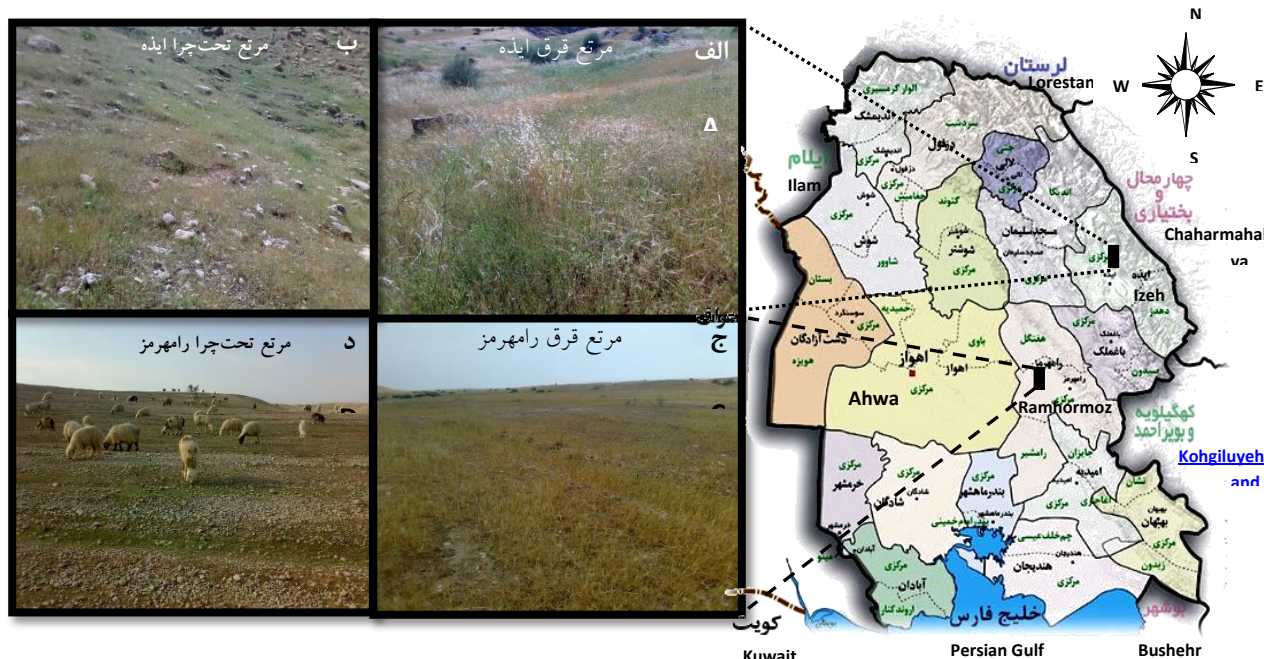
خاک‌های مراتع به‌عنوان یکی از مهمترین اجزای این اکوسیستم باید از دیدگاه ترسیب کربن مورد مطالعه قرار گیرد، زیرا خاک‌ها سومین ذخیره گاه بزرگ کربن در جهان هستند (۲۷). مراتع کشور، با سطحی معادل ۸۶ میلیون هکتار، بیش از ۵۳ درصد از مساحت ایران را در بر می‌گیرد (۱۹). نقش زیربنایی مراتع در توسعه و پایداری تولید فراتر از تولید مستقیم علوفه و تأمین نیاز غذایی دام است. در این ارتباط چرای بی‌رویه و مفرط از جمله عواملی است که موجب تخریب این اراضی می‌گردد (۱۴ و ۴۶). سو (۲۰۰۴) نشان داد که چرای بیش

میانگین ۱۴۰ متر و شیب شمالی (حدود ۲۰ تا ۲۵ درصد) در هر کاربری از لایه‌های ۰-۲۰ و ۲۰-۴۰ سانتی‌متری در منطقه ایذه و در فواصل به طور میانگین ۲۰۰ متر و شیب شمالی (حدود ۳ تا ۵ درصد) در هر کاربری از لایه‌های ۰-۸ و ۸-۲۷ سانتی‌متری در منطقه رامهرمز (با توجه به مرز تفکیک افق‌ها) نمونه‌برداری صورت گرفت. پس از هواخشک کردن نمونه‌های خاک و عبور آن‌ها از الک دو میلی‌متری، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها نظیر واکنش خاک با تهیه گل اشباع، توسط دستگاه pH متر (۳۷)، ظرفیت تبادل کاتیونی توسط استات سدیم یک نرمال در pH= ۸ (۱۲)، بافت خاک به روش هیدرومتری (۲۲)، هدایت الکتریکی در عصاره اشباع خاک (۴۷)، کربن آلی خاک به روش اکسیداسیون تر (۵۰) و کربن ناپایدار خاک با استفاده از روش بلیر و همکاران (۶ و ۷) اندازه‌گیری شد. لازم به ذکر است که نمونه‌های خاک در یک زمان و از مکان‌هایی با شیب، توپوگرافی و مواد مادری (آهکی) تقریباً یکسان از هر منطقه جمع‌آوری شدند.

رطوبتی و حرارتی منطقه مشخص شد (۵)، رژیم رطوبتی منطقه ایذه Typic Xeric و رژیم حرارتی آن Thermic و نیز رژیم رطوبتی و حرارتی منطقه رامهرمز به ترتیب Xeric Tempustic و Hyperthermic تعیین گردیدند. پوشش گیاهی در مناطق مورد مطالعه از تنوع خاصی برخوردار است؛ ولی بر اثر چرای بیش از ظرفیت مجاز، گیاهان اکثراً رو به انقراض بوده و سطح مرتع اکثراً دارای پوششی از گیاهان یکساله است. طی بررسی‌ها و عملیات صحرایی انجام گرفته، تیپ گیاهی مراتع دشت ایذه و رامهرمز در هر دو کاربری مورد مطالعه یکسان (کاربری قرق و تحت چرای متوسط) و مجموعه‌ای از لگوم‌ها و گراس‌های یکساله (Annual Forbs- Annual grasses) می‌باشند، اما به دلیل چرای دام در بخش تحت‌چرا این گیاهان از تراکم کمتری برخوردار می‌باشند.

جهت انجام پژوهش حاضر ابتدا بر اساس نقشه‌های توپوگرافی، خاکشناسی و عکس‌های هوایی استان، محل نقاط نمونه‌برداری تعیین گردید. سپس با حفر ۱۵ پروفیل به صورت تصادفی در فواصل به طور

استان خوزستان



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی مناطق مطالعاتی و کاربری‌های مورد مطالعه

Figure 1- Geographical location of sampling sites

اساس رابطه‌ی زیر (۱) محاسبه شد (۲۳):

$$CPI = \frac{TOC_S}{TOC_R}$$

$$CS = 10 \times OC \times Bd \times E \quad (1)$$

در این رابطه، CS: مقدار ترسیب کربن آلی (ton/ha): OC: کربن آلی (%): Bd: جرم مخصوص ظاهری خاک (gr/cm³) و E: عمق

تجزیه و تحلیل داده‌ها: داده‌های به دست آمده در نرم‌افزار

Excel نسخه ۲۰۱۳ پردازش شد و تجزیه و تحلیل آنها در محیط نرم‌افزاری SPSS ۱۹ انجام شد. با استفاده از نتایج حاصل از تجزیه‌های آزمایشگاهی میزان ذخیره کربن آلی (ترسیب شده) بر

نمونه برداری (cm) می باشد.

از جمله شاخص های استفاده شده در این پژوهش، شاخص مدیریت کربن است. این شاخص بر اساس شاخص ذخیره کربن و شاخص در دسترس بودن این عنصر اندازه گیری شد (۷). شاخص فراهمی از طریق تقسیم میزان اجزای لبایل کربن به میزان غیرلبایل در مراتع تحت چرا با سایت مرجع (مرتق قرق) به دست آمد. شاخص ذخیره کربن نیز از تقسیم مقدار کربن آلی کل در مراتع تحت چرا بر کربن آلی کل در مراتع مرجع به دست می آید:

$$LC = \frac{POXC}{NLC} \quad (2)$$

$$NLC = TOC - POXC \quad (3)$$

$$LI = \frac{LC_s}{LC_R} \quad (4)$$

$$CPI = \frac{CPI}{CPI} \quad (5)$$

$$CMI = CPI \times LI \times 100 \quad (6)$$

که در روابط بالا کربن لبایل (رابطه ۲): LC^1 ، کربن غیرلبایل (رابطه ۳): NLC^2 ، $POXC^3$ کربن قابل اکسید با پرمنگنات، شاخص دسترسی: LI (رابطه ۴)، کربن لبایل موجود در مراتع تحت چرا: LC_s ، کربن لبایل موجود در مراتع مرجع (قرق): LC_R ، شاخص ذخیره کربنی: CPI (رابطه ۵)، کربن آلی کل در مراتع تحت چرا: TOC_s ، کربن آلی کل در مراتع مرجع: TOC_R و شاخص مدیریت کربن: CMI (رابطه ۶).

نتایج و بحث

جدول ۱ ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک های مورد مطالعه را نشان می دهد. بر این اساس، خاک هر دو منطقه مورد مطالعه غیرشور، آهکی و دارای واکنش قلیایی هستند. لیکن میزان کربن آلی کل خاک در مرتع تحت چرا کمتر از مرتع قرق در دو منطقه مطالعاتی بوده است. این تفاوت را می توان به کاهش در میزان بقایای تولید شده در اثر چرای مرتع نسبت داد. آن و لی (۲۰۱۵) طی مطالعه ای بیان داشتند که در اثر چرا از یک سو رشد گیاهی کاهش یافته و از سوی دیگر بخش عمده ای از پوشش گیاهی تولید شده توسط دام حذف می گردد (۲). همانگونه که در جدول ۱ مشاهده می شود مقدار بقایای تولیدی در هر متر مربع مرتع قرق شده (۴۰۵ و ۴۲ گرم بر متر مربع به ترتیب برای منطقه ایذه و رامهرمز) که حدود سه برابر مرتع تحت چرا (۱۱۷ و ۱۷ گرم بر متر مربع) اندازه گیری شد. تغییرپذیری متغیرها را می توان از طریق بررسی ضریب تغییرپذیری آن ها بررسی نمود. وای و همکاران (۲۰۰۸) بیان کردند که تغییرات کمتر از ۱۰ درصد

دلالیت بر تغییرپذیری پایین خصوصیت مورد نظر و نیز تغییرات بالاتر از ۹۰ درصد، حاکی از تغییرپذیری بالای آن است (۵۱). با استناد به محدوده های ارائه شده توسط وای و همکاران (۲۰۰۸)، از میان خصوصیات خاک بررسی شده، واکنش خاک دارای کمترین ضریب تغییرپذیری است. شاید بتوان آهکی بودن خاک های منطقه و هم چنین خاصیت بافری بالای خاک را دلیلی بر این موضوع عنوان کرد. نتایج مشابهی توسط شهریاری گرایسی و همکاران (۲۰۱۶) برای منطقه ی رکعت واقع در شرق ایذه گزارش شده است (۴۱). بنابراین به دلیل استفاده از تبدیلگر لگاریتمی، کمتر بودن ضریب تغییرپذیری این متغیر امری بدیهی به نظر می رسد. این در حالی است که سایر خصوصیت های مطالعاتی در چهار منطقه مطالعاتی از ضریب تغییرپذیری پایین و متوسطی برخوردار می باشند. نتایج نشان می دهد که سهم عوامل خاک و زیست محیطی برای توضیح تغییر در داده ها بالا نیست (۱۵).

مقایسه میانگین اثر چرای دام بر تغییرات کربن آلی خاک نشان داد که چرای دام باعث کاهش محتوای کربن آلی خاک در قسمت های سطحی خاک می شود. این در حالی است که در قسمت های زیرسطحی تغییرات معنی دار نبوده است (شکل ۲). میزان بالاتر کربن آلی خاک در مراتع قرق نسبت به مراتع تحت چرای دام را می توان به حجم بیشتر بقایای گیاهی تولید شده در مرتع قرق نسبت داد (جدول ۱). بر این اساس، بیشترین محتوای کربن آلی خاک در منطقه ای ایذه (۹/۵۳ گرم در کیلوگرم) مربوط به عمق سطحی مرتع قرق شده و کمترین مقدار کربن آلی خاک نیز در عمق زیرسطحی مراتع تحت چرا (۴/۹۷ گرم در کیلوگرم) مشاهده گردید. همچنین بیشترین محتوای کربن آلی خاک در منطقه ی رامهرمز (۵/۲۴ گرم در کیلوگرم) مربوط به عمق سطحی مرتع قرق شده و کمترین مقدار کربن آلی خاک نیز در عمق زیرسطحی مراتع تحت چرا مشاهده گردید (۲/۱۰ گرم در کیلوگرم)؛ اگرچه اختلاف آن با عمق دوم (۲۰-۴۰ سانتی متری) مرتع قرق شده در مناطق مطالعاتی معنی دار نمی باشد (شکل ۲). دی و همکاران (۲۰۱۴) نیز بیان داشتند که بیشترین مقادیر و تغییرات کربن در عمق ۰ تا ۲۰ سانتی متری مراتع مورد مطالعه آن ها بوده که بیشترین تأثیر از فعالیت انسانی (مدیریت قرق) را پذیرفته است (۱۶). نتایج پژوهش حاضر مبین افزایش معنی دار ۱/۲ گرم بر کیلوگرم کربن آلی در خاک سطحی (از ۸/۳۳ به ۹/۵۳ گرم بر کیلوگرم) یعنی در حدود ۳۲۰۰ کیلوگرم کربن آلی بر هکتار در اثر اعمال مدیریت قرق در مراتع دشت پنتی و نیز افزایش معنی دار ۰/۹۸ گرم بر کیلوگرم کربن آلی در خاک سطحی (از ۴/۲۶ به ۵/۲۴ گرم بر کیلوگرم) یعنی در حدود ۱۰۵۰ کیلوگرم کربن آلی بر هکتار در اثر اعمال مدیریت قرق در مراتع رامهرمز می باشد. شهریاری و همکاران (۲۰۱۶) میزان کربن آلی بخشی از مراتع حوزه رکعت شهرستان دهدز استان خوزستان را ۱۳/۳ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش کردند (۴۱).

1- Labile Carbon

2- Non Labile Carbon

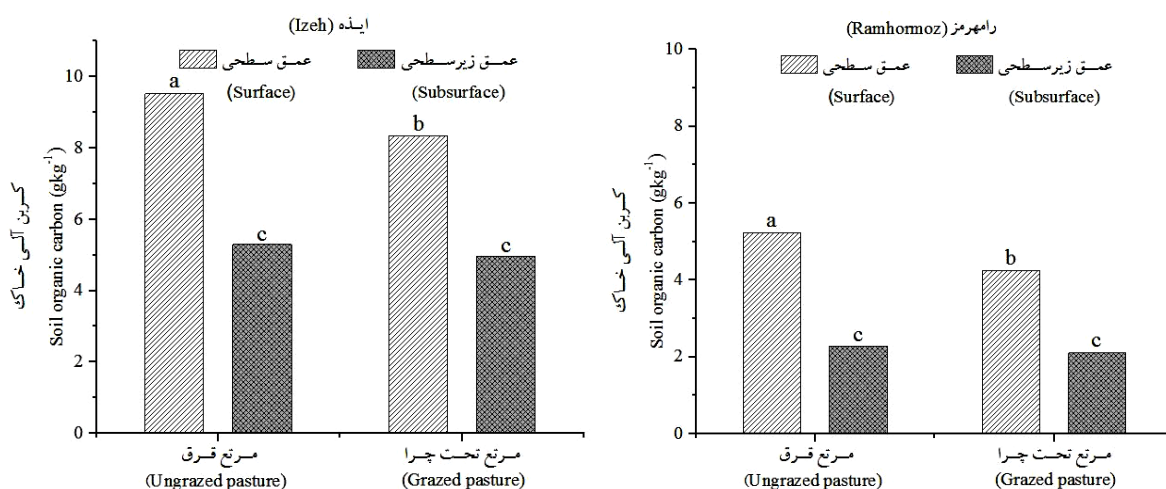
3- Permanganate Oxidizable Carbon

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه در مراتع تحت چرا و قرق
Table 1- Physical and chemical characteristics of the soils in grazed and ungrazed pastures

ویژگی (Factor)	کاربری (Land use)	عمق خاک (Depth) (cm)							
		ایذه (Izeh)				رامهرمز (Ramhormoz)			
		0-20		20-40		0-8		8-28	
		میانگین (Mean)	ضریب تغییرات (%) (CV)	میانگین (Mean)	ضریب تغییرات (%) (CV)	میانگین (Mean)	ضریب تغییرات (%) (CV)	میانگین (Mean)	ضریب تغییرات (%) (CV)
رس Clay (gkg ⁻¹)	قرق (Ungrazed)	230.3	13.16	273.0	17.47	140.2	16.29	115.5	25.18
	تحت چرا (Grazed)	248.3	18.87	308.4	19.35	129.3	19.28	121.3	25.28
شن Sand (gkg ⁻¹)	قرق (Ungrazed)	293.5	15.93	261.0	26.25	465.0	14.17	594.3	15.93
	تحت چرا (Grazed)	272.5	35.34	203.6	33.71	420.7	9.52	467.1	24.36
کربنات کلسیم معادل Calcium carbonate equivalent (gkg ⁻¹)	قرق (Ungrazed)	620.5	6.85	583.5	14.67	718.8	3.61	585.8	20.81
	تحت چرا (Grazed)	598.9	12.24	599.7	15.99	697.1	3.76	638.2	16.63
هدایت الکتریکی (EC) (dSm ⁻¹)	قرق (Ungrazed)	0.60	38.93	0.93	56.58	2.04	18.17	2.84	32.57
	تحت چرا (Grazed)	1.03	53.29	1.17	64.58	2.16	26.05	2.56	24.41
pH خاک (Soil pH)	قرق (Ungrazed)	7.54	1.11	7.47	2.16	7.08	1.84	6.92	3.63
	تحت چرا (Grazed)	7.56	1.56	7.59	2.02	7.35	1.55	7.37	0.96
ماده آلی خاک (Soil organic carbon) (gkg ⁻¹)	قرق (Ungrazed)	9.53	17.72	5.30	24.62	5.24	17.04	2.29	25.57
	تحت چرا (Grazed)	8.33	15.66	4.97	16.81	4.26	15.38	2.10	22.00
قابلیت تبادل کاتیونی (CEC (cmol+kg-1))	قرق (Ungrazed)	18.85	14.56	20.64	16.85	8.65	19.25	6.76	25.32
	تحت چرا (Grazed)	17.92	16.40	20.82	18.56	8.23	21.31	7.48	24.62
کربن ناپایدار خاک Labile carbon (mgkg ⁻¹)	قرق (Ungrazed)	1035.30	1.54	959.8	1.24	978.46	2.32	899.61	1.74
	تحت چرا (Grazed)	974.25	1.82	951.24	1.73	958.10	1.79	896.80	4.18
مقدار بقایای آلی تولیدی (gm ⁻²) (Biomass)	قرق (Ungrazed)	405	-	-	-	42	-	-	-
	تحت چرا (Grazed)	117	-	-	-	17	-	-	-

معدنی شدن بیشتر کربن، دارای مقادیر کمتری از کربن آلی خاک در مناطق چرا شده می‌باشد (۲۶ و ۱۰ و ۴۸). همچنین، لو و همکاران (۲۰۱۵) و نیز چن و تنگ (۲۰۱۶) مدت زمان قرق مراتع را بر کربن آلی خاک در مراتع کشور چین را مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها بیان داشتند که برای داشتن یک تعادل مناسب بین حفاظت و بهره‌براری از اکوسیستم مرتعی از نقطه نظر مدت زمان بهینه اثرگذاری مدیریت قرق بر مراتع، نیازمند مطالعات بیشتر با تعداد سال‌های مختلف قرق می‌باشد (۲۸ و ۱۳).

از جمله دلایل این میزان بالاتر کربن آلی گزارش شده نسبت به مناطق مطالعاتی پژوهش حاضر، به واسطه‌ی دمای پایین‌تر و بارندگی بیشتر منطقه دهدز می‌تواند باشد. رئیسی و ربیاحی (۲۰۱۴) طی مطالعه‌ای در بخشی از مراتع زاگرس و همچنین روی و ژوکین (۲۰۱۶) نیز با مطالعه بخشی از مراتع چین، بیان داشتند که قرق باعث افزایش کربن آلی خاک سطحی شده است (۳۹ و ۴۰). حیدریان آقاخانی و همکاران (۱۳۸۹)، کائو و همکاران (۲۰۰۴) و تامپسون و همکاران (۲۰۰۶) نیز گزارش نمودند که در اثر کاهش ورود بقایای گیاهی تازه به خاک، افزایش دما در سطح خاک‌های چرا شده و



شکل ۲- تغییرات کربن آلی نسبت به عمق و مدیریت در مراتع مطالعاتی (میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۰/۰۵ آزمون دانکن فاقد اختلاف معنی‌دار با یکدیگر می‌باشند)

Figure 2- Variation of organic carbon in the pasture with respect to depth and management (Means with the same symbols are without significantly different at probability level of 0/05 Duncan test with)

منطقه‌ی مذکور مرتبط باشد. مشابه با پژوهش حاضر، تمرناش و همکاران (۱۳۹۳) بیان داشتند که مدیریت قرق باعث افزایش معنی‌دار ترسیب کربن در عمق سطحی مراتع کوهستانی هزارجریب بهشهر شده است و عمق زیرسطحی اختلاف آماری معنی‌داری را نشان نداده است (۴۵). رئیسی و اسدی (۲۰۰۶) با مطالعه اثر چرا و قرق بر روی خاک در مراتع نیمه‌خشک ایران مرکزی مشاهده کردند که تفاوت معنی‌داری از میزان نظر کربن آلی خاک و نسبت کربن به ازت (C/N) میان خاک‌های نواحی چرا شده و چرا نشده وجود ندارد و بیان نمودند که این عدم تفاوت میان دو تیمار می‌تواند ناشی از کافی نبودن دوره ۱۷ ساله قرق جهت افزایش میزان کربن خاک و یا عدم تأثیر چرا بر روی کربن آلی خاک باشد (۳۸). علیزاده و همکاران (۱۳۹۰) در بررسی اثرات مدیریت قرق و چرا بر میزان ترسیب کربن گونه درمنه دشتی در مراتع استپی رود شور ساوه به این نتیجه رسیدند که میزان ترسیب کربن گونه درمنه دشتی در منطقه چرا شده در مقایسه با

متغیرهای مورد استفاده برای برآورد ترسیب کربن بر اساس رابطه ۱ شامل ضخامت لایه معدنی، تراکم کربن و وزن مخصوص ظاهری خاک در هر لایه از مناطق مورد مطالعه می‌باشد. نتایج حاکی از اثر معنی‌دار مدیریت قرق مراتع بر افزایش ترسیب کربن در عمق اول مطالعاتی (افزایش از ۲۰۲/۵۰ به ۳۳۴/۳۴ تن بر هکتار در منطقه ایذه و از ۳۹/۵۵ به ۴۷/۴۵ تن بر هکتار در منطقه رامهرمز) می‌باشد (جدول ۲ و شکل ۳). دی و همکاران (۲۰۱۴) نیز طی مطالعه‌ای در بخشی از مراتع کشور چین بیان داشتند که بیشترین مقادیر و تغییرات کربن در عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری مراتع مورد مطالعه آن‌ها بوده که بیشترین تأثیر از فعالیت انسانی (مدیریت قرق) را پذیرفته است و عمق پایین‌تر به دلیل اثرپذیری کمتر از فعالیت انسان تغییرات ناچیزی به خود می‌گیرد (۱۶). میزان ترسیب کربن در منطقه ایذه به‌مراتب بالاتر از منطقه رامهرمز بوده است که تفاوت حاصل می‌تواند به بالاتر بودن میزان بارندگی و در نتیجه مقدار بقایای آلی تولیدی بالاتر

مقادیر بالاتر شاخص مدیریت کربن نشان دهنده بازیابی کربن خاک، بهبود کیفیت آن (۵۲)، تغییر در کیفیت مواد آلی خاک مانند تغییر نسبت C:N، مقادیر لیگنین، سلولز، همی سلولز، پروتئین ها و کربوهیدرات ها در مواد آلی خاک و در نتیجه افزایش مقادیر کربن ناپایدار خاک است. افزایش کربن ناپایدار به مفهوم افزایش قابلیت دسترسی کربن و انرژی برای جمعیت میکروبی و جانوران خاک بوده و کیفیت خاک را افزایش می دهد (۴۹).

منطقه قرق تفاوت معنی داری داشته است. همچنین ترسیب کربن در بین اندام های هوایی (برگ و سرشاخه و ساقه)، اندام زیرزمینی (ریشه) و لاشبرگ در دو منطقه با یکدیگر متفاوت بوده است (۱). نتایج داودپور و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد کل کربن آلی خاک ترسیب شده در عمق ۰ تا ۳۰، منطقه قرق حسین آباد ۲۴/۱۷ تن در هکتار و منطقه غیرقرق حسین آباد ۳۸/۸۱ تن در هکتار در منطقه یونجه زار ۷۲ تن در هکتار بود (۱۸).

بر اساس نتایج به دست آمده، میزان شاخص مدیریت کربن در هر دو منطقه مطالعاتی و اعماق مورد مطالعه بالا می باشد (جدول ۳).

جدول ۲- میانگین ترسیب کربن در مراتع مورد مطالعه

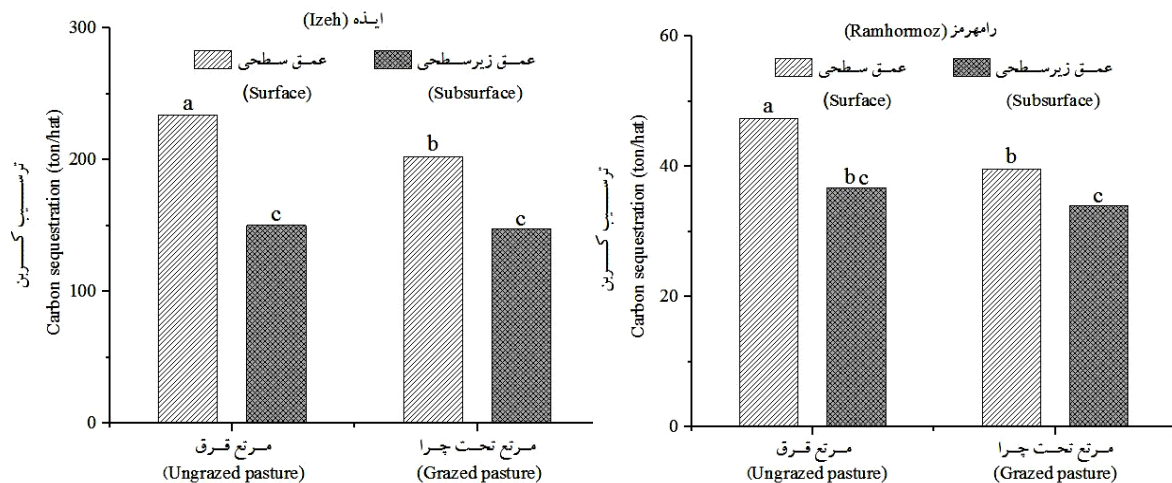
Table 2- Average of carbon sequestration in studied pastures

منطقه (Area)	کاربری (Land use)	ترسیب کربن (تن بر هکتار) Carbon sequestration (ton/ha)		
		سطحی (Surface)	زیرسطحی (Subsurface)	کل (Total)
ایذه (Izeh)	قرق (Ungrazed)	234.34	150.18	384.52
	تحت چرا (Grazed)	202.50	147.56	350.06
رامهرمز (Ramhormoz)	قرق (Ungrazed)	47.45	36.77	84.22
	تحت چرا (Grazed)	39.55	34.01	73.56

جدول ۳- شاخص مدیریت کربن خاک های مورد مطالعه در مراتع تحت چرا و قرق

Table 3- Carbon management index of the soils in grazed and ungrazed pastures

منطقه (Area)	کاربری (Land use)	OC	POXC	NLC	LC	LI	CPI	CMI
		گرم بر کیلوگرم خاک (gkg ⁻¹)						
ایذه (Izeh)	عمق اول مرتع قرق شده (Surface ungrazed pasture)	9.53	1.040	8.50	0.127	-	-	-
	عمق اول مرتع تحت چرا (Subsurface grazed pasture)	8.34	0.974	7.36	0.126	1.122	0.90	109.80
	عمق دوم مرتع قرق شده (Subsurface ungrazed pasture)	5.31	0.960	4.35	0.252	-	-	-
	عمق دوم مرتع تحت چرا (Subsurface grazed pasture)	4.97	0.950	4.02	0.248	1.134	1.02	115.67
رامهرمز (Ramhormoz)	عمق اول مرتع قرق شده (Surface ungrazed pasture)	5.24	0.98	4.26	0.24	-	-	-
	عمق اول مرتع تحت چرا (Subsurface grazed pasture)	4.26	0.96	3.30	0.30	1.31	0.84	100.04
	عمق دوم مرتع قرق شده (Subsurface ungrazed pasture)	2.29	0.90	1.39	0.830	-	-	-
	عمق دوم مرتع تحت چرا (Subsurface grazed pasture)	1.96	0.897	1.21	0.831	1.27	0.98	124.46



شکل ۳- تغییرات ترسیب کربن نسبت به عمق و مدیریت در مراتع مطالعاتی (میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۰/۰۵ آزمون دانکن فاقد اختلاف معنی‌دار با یکدیگر می‌باشند)

Figure 3- Variation of carbon sequestration in the pasture with respect to depth and management (Means with the same symbols are without significantly different at probability level of 0/05 Duncan test with)

مدیریت قرق بود. این نتایج مبین کارایی سودمند مدیریت قرق مراتع می‌باشد؛ هرچند در منطقه ایذه با توجه به شرایط مناسب‌تر از لحاظ میزان بارش و تولید بایومس، مدیریت قرق اقتصادی‌تر و کاراتر بوده است. با در نظر گرفتن متوسط ۲۲۳ تن در هکتار ترسیب کربن آلی در این مناطق و در نظر گرفتن ارزش حداقلی ترسیب کربن (۲۹)، می‌توان گفت ارزش هر تن ترسیب کربن به ازای هر هکتار در این مناطق برابر ۱۱۱۶۱ دلار بوده است. بنابراین مدیریت اکوسیستم‌های مرتعی باید به‌گونه‌ای هدایت شود که ضمن در نظر گرفتن اقتصاد زیست‌محیطی مراتع، به عملکرد و توان اکولوژیک آن نیز بپردازد. بر این اساس، در بحث‌های کلان، توجیه بهینه و پایدار معادلات اقتصادی می‌تواند به‌عنوان ضامن اجرای طرح‌های مرتعداری به‌منظور توسعه پایدار این مناطق تلقی شود.

نتیجه‌گیری

ترسیب کربن در زی‌توده گیاهی و خاک‌هایی که تحت این زی‌توده هستند، ساده‌ترین و به‌لحاظ اقتصادی عملی‌ترین راهکار ممکن جهت کاهش خطرات دی‌اکسید کربن اتمسفری است. خاک‌های مراتع به‌عنوان یکی از مهمترین اجزای این اکوسیستم باید از دیدگاه ترسیب کربن مورد مطالعه قرار گیرد، زیرا خاک‌ها سومین ذخیره گاه بزرگ کربن در جهان هستند. قسمت قابل ملاحظه‌ای از استان خوزستان را مراتع فرا گرفته است و مقدار کربن خاک بر پایداری آن‌ها بسیار اثرگذار است. در نتیجه این ضرورت ایجاب می‌کند تغییرات ترسیب کربن خاک، تحت اثر مدیریت قرق مورد ارزیابی قرار گیرد تا نقش مدیریت در تغییرات احتمالی ترسیب کربن خاک مراتع مشخص گردد.

مقادیر بالای شاخص مدیریت کربن در عمق دوم منطقه ایذه و رامهرمز نسبت به عمق اول مطالعاتی دلالت بر بالا بودن کربن قابل دسترسی و کیفیت بالاتر کربن آلی خاک در مقایسه با اعماق اول مورد مطالعه دارد. مشابه با پژوهش حاضر، پاتولینو و همکاران (۲۰۱۶) نیز مقادیر بالاتر این شاخص را در عمق زیرسطحی مراتع مورد مطالعه‌شان نسبت به عمق سطحی گزارش نمودند (۳۶). با توجه به اینکه شاخص مدیریت کربنی ترکیبی از شاخص ذخیره کربن و میزان کربن لبایل خاک است، تغییرات ایجاد شده توسط انسان در آن می‌تواند اثرات زیست‌محیطی متعددی بر تغییرات کربن آلی و کربن لبایل خاک داشته باشد (۵۱). بنابراین شاخص مدیریت کربن به‌طور جامع و پویا منعکس‌کننده اثرات زیست‌محیطی ایجاد شده بر کیفیت کربن آلی خاک می‌باشد.

ژانگ و همکاران (۲۰۱۵) تأثیر دخالت‌های انسان بر ذخیره کربن در کاربری‌های مختلف مورد بررسی قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که مدیریت باعث بهبود ذخیره کربن و بهبود کیفیت خاک می‌گردد؛ و در بین کاربری‌های مورد بررسی، شاخص مدیریت کربن مرتع و جنگل به‌طور معنی‌داری بیشتر از سایر کاربری‌ها متأثر از مدیریت بوده است (۵۵).

با عنایت به ارزش حداقلی ترسیب کربن یعنی ۵۰ دلار برای هر تن (۲۹) و متوسط ترسیب به‌دست آمده در هر کاربری (جدول ۳)، ارزش ترسیب به ازای هر هکتار در هر کدام از کاربری‌های مورد مطالعه محاسبه گردید (جدول ۴). نتایج حاکی از افزایش ۱۷ درصدی ارزش دلاری ترسیب کربن در منطقه ایذه و نیز افزایش ۱۲/۷ درصدی ارزش دلاری ترسیب کربن در منطقه رامهرمز تحت اثر

جدول ۴- ارزش اقتصادی ترسیب کربن در مراتع مورد مطالعه
Table 4- The economic value of carbon sequestration in the studied pastures.

منطقه (Area)	کاربری (Land use)	ارزش ترسیب کربن در هکتار (دلار) (Carbon Sequestration value per hectare (\$))	ارزش ترسیب در محدوده‌های مطالعاتی (دلار) (Carbon Sequestration value in the study areas (\$))
ایذه	قرق (Ungrazed)	19226	6.5×10^8
(Izeh)	تحت چرا (Grazed)	17503	5.4×10^8
رامهرمز	قرق (Ungrazed)	4211	1.47×10^8
(Ramhormoz)	تحت چرا (Grazed)	3678	1.29×10^8

خاک می‌باشد. همچنین نتایج حاکی از اثر معنی‌دار مدیریت قرق مراتع بر افزایش ترسیب کربن در عمق اول مطالعاتی می‌باشد که بیشترین تأثیر از فعالیت انسانی (مدیریت قرق) را پذیرفته است. برای اینکه اثر تغییرات مدیریت به قسمت‌های پایین‌تر خاک تأثیرگذار شود نیازمند مدیریت با مدت زمان بیشتری می‌باشد. در کل نتایج این مطالعه حاکی از اثرات نامطلوب چرای مراتع بر کیفیت مواد آلی خاک است که می‌تواند در درازمدت پایداری تولید در اکوسیستم‌های مرتعی را به خطر بیندازد. مقایسه بایومس در داخل و خارج قرق حاکی از وضعیت خوب پوشش گیاهی در داخل قرق و مؤثر بودن قرق در احیا مراتع مناطق مطالعاتی می‌باشد؛ هرچند میزان بایومس تولیدی در ایذه به دلیل میزان بارندگی بالا، بیشتر بوده است. از دیدگاه اقتصادی، متوسط ارزش هرتن ترسیب کربن در هکتار مناطق قرق شده برابر ۱۱۷۱۸/۵ دلار و در مراتع تحت چرای دام معادل ۱۰۵۹۰/۵ دلار می‌باشد. هرچند در منطقه ایذه با توجه به شرایط مناسب‌تر از لحاظ میزان بارش و تولید بایومس، مدیریت قرق اقتصادی‌تر و کاراتر بوده است. لازم به ذکر است که مدیریت مراتع از جنبه‌های دیگر همچون گردشگری، محیط زیست، تأثیر در وضعیت آب، حفظ خاک و غیره نیز حائز اهمیت است که شایسته است در مطالعات آتی مد نظر محققان قرار بگیرند. بنابراین مدیریت اکوسیستم‌های مرتعی به گونه‌ای باید هدایت شود که ضمن در نظر گرفتن اقتصاد زیست‌محیطی مراتع، به عملکرد و توان اکولوژیک آن نیز بپردازد. به طوری که در بحث کلان، توجیه بهینه و پایدار معادلات اقتصادی می‌تواند به عنوان ضامن اجرای طرح‌های مرتعداری به منظور توسعه پایدار تلقی شود.

اگرچه قرق ۱۶ ساله مرتع دشت پنتی و قرق ۲۴ ساله مرتع رامهرمز منجر به بازگشت مواد گیاهی تولید شده به خاک و اثر معنی‌دار بر سرعت تجزیه بقایای گیاهی در سطح خاک می‌شود ولی این مدت برای ترمیم و بهبود شرایط خاک زیرسطحی کافی نبوده است و به مدت زمان طولانی‌تری نیاز است. بررسی تغییرپذیری متغیرها نشان داد که خصوصیت‌های مطالعاتی در چهار منطقه مطالعاتی از ضریب تغییرپذیری پایین و متوسطی برخوردار می‌باشند که نشان‌دهنده این موضوع می‌باشد که سهم عوامل خاک و زیست محیطی برای توضیح تغییر در داده‌ها بالا نیست. به طور کلی نتایج این مطالعه نشان داد که ماده آلی خاک در قسمت سطحی قرق شده به طور معنی‌داری افزایش یافته و افزایش ۱/۲ گرم بر کیلوگرم که معادل ۳۲۰۰ کیلوگرم کربن بر هکتار است که در اثر اعمال مدیریت قرق در مراتع دشت پنتی و نیز افزایش معنی‌دار ۰/۹۸ گرم بر کیلوگرم کربن آلی در خاک سطحی یعنی در حدود ۱۰۵۰ کیلوگرم کربن آلی بر هکتار در اثر اعمال مدیریت قرق در مراتع رامهرمز می‌باشد. بر اساس نتایج به دست آمده، میزان شاخص مدیریت کربن در هر دو منطقه مطالعاتی و اعماق مورد مطالعه بالا می‌باشد. مقادیر بالاتر شاخص مدیریت کربن نشان دهنده بازیابی کربن خاک، بهبود کیفیت آن می‌باشد. با توجه به اینکه شاخص مدیریت کربنی ترکیبی از شاخص ذخیره کربن و میزان کربن لبایل خاک است، تغییرات ایجاد شده توسط انسان (از جمله مدیریت قرق) در آن می‌تواند اثرات زیست‌محیطی متعددی بر تغییرات کربن آلی و کربن لبایل خاک داشته باشد. بنابراین شاخص مدیریت کربن به طور جامع و پویا منعکس کننده اثرات زیست‌محیطی ایجاد شده بر کیفیت کربن آلی

منابع

- 1- Alizadeh M., Mahdavi M., Jouri M.H., Mahdavi S.K., and Malekpour B. 2011. Estimation of soil carbon sequestration in steppic rangelands (Case study: steppe rangeland Rudshur, Saveh). Rangeland, 5(2): 163-170. (In Persian)
- 2- An H., and Li G.Q. 2015. Effects of grazing on carbon and nitrogen in plants and soils in a semiarid desert grassland, China. Journal of Arid Land, 7: 3. 341-349.
- 3- Anonymous. 2012. Agricultural statistics of Khuzestan Province. Forest, Range and Watershed Organization of Khuzestan Province.

- 4- Anonymous. 2015. Yearbook of meteorological status of Khuzestan Province. Iranian Meteorological Organization, Research Division of Khuzestan Province.
- 5- Banaii M.H. 1998. Soil Moisture and Temperature Regimes Map. Soil and Water Research Institute of Iran. Tehran. (In Persian)
- 6- Benbi D.K., Brar K., Toor A.S., and Singh P. 2015. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. *Geoderma*, 237: 149-158.
- 7- Blair G.J., Lefroy R.D.B., and Lisle L. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, 46: 1459-1466.
- 8- Brevik E.C., Cerda A., Mataix-Solera J., Pereg L., Quinton J.N., Six J., and Van Oost K. 2015. The interdisciplinary nature of soil. *Soil Journal*, 1: 117-129.
- 9- Cannell G.R. 2003. Carbon sequestration and biomass energy offset theoretical, potential and achievable capacities globally in Europe and UK. *Biomass and Bioenergy*, 24: 97-116.
- 10- Cao G.M., Tang Y.H., Mo W.H., Wang Y.A., Li Y.N., and Zhao X.Q. 2004. Grazing intensity alters soil respiration in an alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 237-243.
- 11- Cao Y.Z., Wang X.D., Lu X.Y., Yan Y., and Fan J.H. 2013. Soil organic carbon and nutrients along an alpine grassland transect across Northern Tibet. *Journal of Mountain Science*, 10: 564-573.
- 12- Chapman H.D. 1965. Cation-exchange capacity. P 891-901, In: C.A. Black (Ed.), *Methods of soil analysis - chemical and microbiological properties*. Agronomy.
- 13- Chen J., and Tang H. 2016. Effect of grazing exclusion on vegetation characteristics and soil organic carbon of *leymus chinensis* grassland in northern China. *Sustainability*, 8:56.
- 14- Costa C., Papatheodorou E.M., Monokrousos N., and Stamou G.P. 2015. Spatial variability of soil organic C, inorganic N and extractable P in a mediterranean grazed area. *Land Degradation and Development*, 26: 103-109.
- 15- Culman S.W., Snapp S.S., Freeman M.A., Schipanski M.E., Beniston J., Lal R., Drinkwater L.E., Franzluebbers A.J., Glover J.D., Grandy A.S., Lee J., Six J., Maul J.E., Mirksy S.B., Spargo J.T., and Wander M.M. 2012. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. *Soil Science Society of America Journal*, 76: 494-504.
- 16- Dai E.F., Zhai R.X., Ge Q.S., and Wu X. 2014. Detecting the storage and change on topsoil organic carbon in grasslands of Inner Mongolia from 1980s to 2010s. *Acta Geographica Sinica*, 24(6): 1035-1046.
- 17- Dashtipour Kh. 1992. Range management plan in Dimeh area of Ramhormoz city. Department of Natural Resources Khuzestan province. (In Persian)
- 18- Davoudpour R., Mirtalbi A., and Abdi N.A. 2011. Comparison of soil organic carbon in different land use of cultivated and rangeland (Case Study: Hossein Abad of Arak). *Proceedings of the National Conference of Desert Combat Desertification and Sustainable Development of Wetlands*, pp 706-709.
- 19- Eskandari N., Alizadeh A., and Mahdavi F. 2008. Policies of range management in Iran (Rangeland Technical Office). Pooneh Press.
- 20- Feller C., and Bernoux M. 2008. Historical advances in the study of global terrestrial soil organic carbon sequestration. *Waste Management*, 28(4):734-740.
- 21- Gass T.M., and Binkley D. 2011. Soil nutrient losses in an altered ecosystem are associated with native ungulate grazing. *Journal of Applied Ecology*, 48: 952-960.
- 22- Gee G.W., and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. P 383-411, In: A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis, Part 1*. American Society of Agronomy. Inc. Madison, WI, USA.
- 23- Gobat Y.M., Aragno M., and Matthey W. 2003. *Lesol vivant: base de la pedologie-biologie des sols*. Edition press polytechniques et universitaire Romanoles (PPUR).
- 24- Gregorich E.G., Beare M.H., McKim U.F., and Skjemstad J.O. 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Science Society American Journal*, 70: 975-985.
- 25- Haynes R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Advances in Agronomy*, 85: 221-268.
- 26- Heidarian Aghakhani M., Naghipour Borj A.A., and Nasri M. 2010. The effect of grazing on vegetation and soil chemical properties Sisab rangelands, Bojnord, Iran. *Quarterly Renewable Natural Resources Research*. First year, Second Issue. 14-27. (In Persian)
- 27- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- 28- Lu X., Yan Y., Sun J., Zhang X., Chen Y., Wang X., and Cheng G. 2015. Short-term grazing exclusion has no impact on soil properties and nutrients of degraded alpine grassland in Tibet, China. *Solid Earth*, 6: 1195-1205.
- 29- Luciuk G.M., Boonneau M.A., Boyle D.M., and Vibery E. 2000. *Prairie farm rehabilitation*. Administration paper, carbon sequestration additional environmental, benefits of forests in the Prairie Farm Rehabilitation Administration, 22: 191-194.
- 30- Mahdavi M., Arzani H., Mesdaghi M., Mahdavi K.H., Mahmodi M., and Alizadeh M. 2011. Estimation of Soil Carbon Sequestration Rate in Steppes (Case Study: Saveh Rudshur Steppes). *Journal of Rangeland Science*, 1(3):

- 175-182.
- 31- Mirsky S.B., Lanyon L.E., and Needelman B.A. 2008. Evaluating soil management using particulate and chemically labile soil organic matter fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 72: 1. 180-185.
- 32- Mofidi M., Jafari M., Tavili A., Rashtbari M., and Alijanpour A. 2013. Grazing exclusion effect on soil and vegetation properties in Imam Kandi Rangelands, Iran. *Arid Land Research and Management*, 27: 32-40.
- 33- Mohammadi H., and Tahmasebi H. 2000. Range management plan in Penty area of Ize city. Department of Natural Resources Khuzestan province. (In Persian)
- 34- Noel D., and Bloodworth H. 2000. Global climate change and effect of conservation practices in US Agriculture. *Global of Environmental Change*, 10(6): 197-209.
- 35- Pandey D.N. 2002. Global climate change and carbon management in multifunctional forest. *Current Science*, 83: 593-602.
- 36- Paulino V.T., Teixeira E.M.C., Lucena M.A.C., Miguel A.N.V., and Duarte K.M.R. 2016. Impact of Agricultural Management on Quality of Soil, Carbon Storage and Carbon Stratification. *International Journal of Environmental and Agriculture Research*, 2: 2454-1850.
- 37- Rhoades J.D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved soils. P 417-435, In D.L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods*, SSSA Book Series Number 5. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- 38- Raiesi F., and Asadi E. 2006. Soil microbial activity and litter turnover in native grazed and ungrazed rangelands in a semiarid ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 43: 76-82.
- 39- Raiesi F., and Riahi M. 2014. The influence of grazing exclosure on soil C stocks and dynamics, and ecological indicators in upland arid and semi-arid rangelands. *Ecological Indicators*, 41: 145-154.
- 40- Rui X., and Xiuqin W. 2016. Effects of grazing intensity on soil organic carbon of rangelands in Xilin Gol League, Inner Mongolia, China. *Journal of Geographical Sciences*, 26(11): 1550-1560.
- 41- Shahriari Geraei D., Hojati S., Landi A., and Faz Cano A. 2016. Total and labile forms of soil organic carbon as affected by land use change in southwestern Iran. *Geoderma. Reg*, 7: 29-37.
- 42- Steffens M., Kolbl A., and Knabner I.K. 2009. Alteration of soil organic matter pools and aggregation in semi-arid steppe topsoils as driven by organic matter input. *European Journal of Soil Science*, 60: 198-212.
- 43- Strosser E. 2010. Methods for determination of labile soil organic matter: An overview. *Journal of Agrobiology*, 27(2): 49-60.
- 44- Su Y.Z., Zhao H.L., Zhang T.H., and Zhao X.Y. 2004. Soil properties following cultivation and non-greazing of semi-arid sandy grassland in northern China. *Soil and Tillage Research*, 75: 27-36.
- 45- Tamartash R., Hasannejad M., and Tatian M. 2014. Evaluation of *Thymus serpyllum* L. Medicinal Plant role in carbon sequestration of Hezar Jarib alpine pastures. *Eco-phetochemical Journal of Medicinal Plants*, 6(2):48-55. (In Persian)
- 46- Tarhouni M., Ben Hmida W., and Neffati M. 2015. Long-term changes in plant life forms as a consequence of grazing exclusion under arid climatic conditions. *Land Degradation and Development*, 20: 214-216.
- 47- Thomas G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. P 475-490, In: D.L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods*, SSSA Book Series Number 5, Soil Science Society of America. Madison, WI.
- 48- Thompson T.L., Zaady E., Huancheng P., Wilson T.B., and Martens D.A. 2006. Soil C and N pools in patchy shrublands of the Negev and Chihuahuan Deserts. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 1943-1955.
- 49- Vieira F.C.B., Bayer C., Zanatta J.A., Mielniczuk J., He Z.L., and Dieckow J. 2007. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 96: 195-204.
- 50- Walkley A., and Black I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 63: 251-263.
- 51- Wei J.B., Xiao D.N., Zeng H., and Fu Y.K. 2008. Spatial variability of soil properties in relation to land use and topography in a typical small watershed of the black soil region, northeastern China. *Environmental Geology*, 53: 1663-1672.
- 52- Wong V.N., Greene R.S., Murphy B.W., Dalal R., Mann S., and Farquhar G. 2006. The effects of salinity and sodicity on soil organic carbon stocks and fluxes: an overview. *Regolith Consolidation and Dispersion of Ideas*, 7: 367-371.
- 53- Xu M., Lou Y., Sun X., Wang W., Baniyammuddin M., and Zhao K. 2011. Soil organic carbon active fractions as early indicators for total carbon change under straw incorporation. *Biology and Fertility of Soils*, 47: 745-752.
- 54- Yang X., Ren W., Sun B., and Zhang S. 2012. Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China. *Geoderma*, 177: 49-56.
- 55- Zhang J., Xu M., and Wu F. 2015. Difference analysis of different land use types on soil organic carbon in loess Gullied-Hilly region of China. *Advance Journal of Food Science and Technology*, 7(4): 274-280.



Carbon Sequestration and Estimation of Its Economic Value in Selected Pastures of Khuzestan under Grazing and Grazing Exclusion

A. Owji¹- A. Landi²- S. Hojati³

Received: 18-12-2017

Accepted: 09-04-2018

Introduction: Soil is a key resource that contributes to the earth system functioning as a control and manages the cycles of water, biota and geochemical and as an important carbon reservoir. Soil organic matter is one of the most important factors in soil quality assessment and having relationship with physical, chemical and biological properties of soil. Carbon sequestration in plant biomass and soils is the simplest and the most economically practical solution to reduce the risks of atmospheric carbon dioxide. Little information is available about the effects of grazing management on sequestration of carbon in Khuzestan Province pastures. Therefore, this study was conducted to evaluate the effects of grazing exclusion on the amount and forms of carbon management and carbon sequestration with economic view in some pasture soils from Peneti Plain of Izeh area and Dimeh regions of Ramhormoz in Khuzestan Province.

Materials and Methods: This study was conducted in two regions including Izeh and Ramhormoz representing different climates, vegetation and soil types of southwestern Iran. We selected two grazing treatments including ungrazed and grazed pastures in each region. The first area includes rangeland ecosystem in Izeh city between 31° 57' 8" to 31° 58' 20" N and 49° 41' 11" to 49° 42' 33" E. The region has a typical temperate continental climate, characterized by dry summers and cold winters. The mean annual rainfall is 623mm. The mean annual temperature (MAT) is 19.2 °C, and the mean monthly air temperature varies from -0.6 °C in January to 42.4 °C in July. The second area (Ramhormoz) is located between 31° 7' 44" to 31° 9' 11" N and 49° 29' 13" to 49° 28' 52" E. The mean annual rainfall is 200 mm and the mean annual temperature (MAT) is 27.2 °C, and the mean monthly air temperature varies from 4.2 °C in January to 51.6 °C in July. For each climate region, grazed and ungrazed sites were located on the same soil series with similar aspect and slope. Then, random soil samples were taken from the surface and subsurface in 15 points. After air drying the soil samples and passing them through a 2 mm sieve, physical, chemical properties of the soils were measured.

Results and Discussion: The soil of both studied regions are non-saline, calcareous, and alkaline and have relatively heavy texture. The results showed that the studied characteristics in four study areas had low and moderate coefficients of variation. This suggests that the contribution of edaphic and environmental factors to explain variation in the data is not high. Also, grazing management has increased soil organic matter of surface and subsurface soil, but despite the increase in organic matter contents of subsurface soils the difference was not statistically significant. The effect of management practices, in order to have a significant effect to lower parts of the soil, it requires a longer period management. Comparing the biomass upon non-grazing (405 and 42 gm⁻² in Izeh and Ramhormoz respectively) and grazed (117 and 17 gm⁻²) areas, indicates a good condition of vegetation in the non-grazing and the effectiveness of enclosure in rehabilitation of pastures in the study area. However, due to more rainfall rates, the amount of biomass produced in Izeh is higher.

Conclusion: The carbon management index in the study areas, as well as the depths of the study is high, indicating recovery of soil carbon and improving its quality. Also, based on carbon sequestration in the study area, non-grazing was one of the most proper and efficient management practices, which improved soil quality. Accordingly, it seems that non-grazing practices should be considered as one of the major programs in renewable natural resources plans. On the other hand, estimation of the economic value of carbon sequestration in the pastures has been remarkable, and increased 17 and 12.7% of the value of carbon sequestration in Izeh and Ramhormoz regions under the management of the exclusion. Therefore, the management of rangelands should be directed to allow for their ecologic performance and capacity considering the environmental economy of rangelands so that in broad terms, the justification for the enhancement and maintenance of the economic equilibrium can be viewed as a guaranty of implementing the range managements resulting in sustained development.

Keywords: Carbon management index, Carbon sequestration, Economical, Grazing exclusion, Pasture

1, 2 and 3- Graduated Ph.D, Professor and Associate Professor, Department of Soil Science, Shahid Chamran University of Ahvaz, Iran, Respectively

(*- Corresponding Author Email: landi@scu.ac.ir)



بررسی اثر کاربرد بیوپار و هیدروچار کاه گندم بر خصوصیات فیزیکی یک خاک لوم - شنی

ایمان نیک روش^۱ - سعید برومندنسب^{۲*} - عبدعلی ناصری^۳ - امیر سلطانی محمدی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۱/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۱۹

چکیده

بیوپار و هیدروچار به عنوان مواد پایدار و غنی از کربن شناخته می‌شوند. این مواد دارای ساختار بسیار متخلخل و سطح بزرگ واکنش پذیر می‌باشند که بسته به نوع ماده اولیه مورد استفاده و دمای فرآیند متفاوت است. استفاده از این مواد برای تحقق اهداف کشاورزی در بهبود طیف وسیعی از خصوصیات خاک، از جمله اثر آهک، ظرفیت نگهداشت آب و حفظ مواد مغذی توصیه می‌شود. هدف از این مطالعه بررسی تأثیر کاربرد بیوپار کاه گندم (BW) و هیدروچار کاه گندم (HW) بر خواص فیزیکی خاک شامل منحنی رطوبتی، وزن مخصوص ظاهری و تخلخل کل می‌باشد. تیمارهای آزمایش در این پژوهش شامل سه سطح بیوپار و هیدروچار کاه گندم (BW2=2 و HW2=2، BW5=5 و HW5=5، BW10=10 و HW10=10 گرم بر کیلوگرم خاک) در سه تکرار می‌باشد. این تیمارها با اختصاص سه عدد لایسیمتر به عنوان تیمار شاهد در مجموع در ۲۱ عدد لایسیمتر با بافت خاک لوم - شنی در قالب طرح بلوک کامل تصادفی اعمال شدند. نتایج مقایسه میانگین‌های وزن مخصوص ظاهری نشان داد افزودن تیمارهای BW2، HW10، HW5، BW2، BW10 و BW5 به خاک نسبت به تیمار شاهد باعث کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک به ترتیب به مقدار ۸/۹۷، ۱۱/۷۲، ۱۵/۱۷، ۷/۵۹، ۱۰/۳۴ و ۱۳/۱۰ درصد شده است. همچنین نتایج حاکی از آن بود که تیمارهای BW2، HW5، HW10 و BW5 نسبت به تیمارهای BW10 و BW5 باعث کاهش بیشتر وزن مخصوص ظاهری خاک به ترتیب به مقدار ۱۸/۱۸، ۱۳/۳۵ و ۱۵/۸۰ درصد شده است. نتایج مقایسه میانگین‌های تخلخل کل نشان داد افزودن تیمارهای BW2، HW10، HW5، BW2، BW10 و BW5 به خاک نسبت به تیمار شاهد باعث افزایش تخلخل کل خاک به ترتیب به مقدار ۸/۷۸، ۱۱/۸۴، ۱۵/۷۷، ۶/۴۸، ۹/۷۵ و ۱۳/۲۲ درصد شده است. نتایج نشان داد درصد رطوبت قابل دسترس خاک برای تیمارهای BW2، HW10، BW10 و BW5 نسبت به تیمار شاهد به ترتیب ۲۴/۱۱، ۴۳/۶۱، ۷۸/۸۸، ۱۶/۳۴، ۳۴/۳۰ و ۶۹/۷۴ درصد افزایش یافت. به طور کلی نتایج بیانگر اثرات مؤثر کاربرد بیوپار و هیدروچار کاه گندم بر بهبود خصوصیات فیزیکی خاک با بافت نسبتاً سبک می‌باشند.

واژه‌های کلیدی: بیوپار، ماده آلی، منحنی رطوبتی خاک، هیدروچار

مقدمه

خرمن کوبی، هوا آن را پراکنده می‌کند، کاه می‌گویند. کاه از محصولات جانبی کشاورزی بوده و عمدتاً از سلولز و لیگنین تشکیل شده است. در مزارع خوزستان هر ساله از اول اردیبهشت همراه با برداشت محصول گندم، کاه و کلش باقی‌مانده به آتش کشیده می‌شود. خارج شدن عناصر غذایی خاک و تبدیل آن به گاز که به فقر غذایی خاک منجر می‌شود، یکی از نتایج مهم آتش زدن کاه و کلش در مزارع گندم بوده که این امر منجر به از بین رفتن موجودات زنده مفید مخصوصاً کرم خاکی و از بین رفتن ساختمان خاک و نهایتاً به سخت تر شدن خاک بر اثر گرما و ایجاد سله می‌انجامد. از این رو با توجه به اینکه حجم وسیعی از کاه و کلش گندم به این شکل از بین رفته و همچنین اثرات سوء دفع آن در محیط زیست، بنابراین استفاده از این ضایعات کمک شایانی به کشاورزی پایدار خواهد کرد.

یکی از راهکارهای مفید استفاده از بقایای گیاهی، تبدیل آن‌ها به بیوپار و هیدروچار است (۳۰). بیوپار نوعی زغال تهیه شده از زیست

ماده آلی با بهبود شرایط خاکدانه‌سازی، وضعیت تخلخل و نفوذپذیری خاک، عنصر اصلی برای حاصلخیزی خاک محسوب می‌شود. درحالی‌که استفاده از کودهای شیمیایی برای دستیابی به عملکرد بالا، سبب گردیده است تا اهمیت مواد آلی کمتر در نظر گرفته شود. بنابراین، جایگزینی کودهای آلی در سطح تولید بهینه محصول به حالت پایدار، به مدیریتی جامع نگر و آگاه به تمامی جنبه‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک تأثیرگذار نه تنها بر کمیت تولید بلکه بر کیفیت و سلامت منابع خاک و محیط زیست، نیازمند است. ساقه و پوسته‌ای که اطراف دانه‌های غلات چون گندم و جو را می‌پوشاند و هنگام

۱، ۲، ۳ و ۴ - به ترتیب دانشجوی دکتری، استادان و دانشیار گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
(Email: boroomand@scu.ac.ir)
(*) نویسنده مسئول:

توده‌های گیاهی و ضایعات کشاورزی است که سوختن آنها در حضور مقادیر کم اکسیژن و یا عدم حضور آن انجام می‌شود. طی این فرآیند نوعی سوخت زیستی به صورت مایع یا گاز هم تولید می‌شود که برای مصارف مختلف قابل استفاده است. بیوپار به عنوان ماده‌ای که توانایی بهبود پدیده گرمایش زمین را دارد، توجهات زیادی را به خود جلب نموده است، زیرا این ماده ظرفیت زیادی برای کاهش گازهای گلخانه‌ای دارد و می‌تواند کربن را برای دوره‌های طولانی مدت در خاک ذخیره کند (۱۵). بسیاری از تحقیقات نشان داده‌اند که بیوپار منبع مناسبی برای بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک می‌باشد و رشد گیاهان را بهبود می‌بخشد و خاک‌ها را برای کشت در درازمدت به‌ویژه در مناطق گرمسیری، مناسب نگاه می‌دارد (۳، ۴، ۶، ۲۴ و ۳۵). استفاده از روش سنتی تولید بیوپار (پیرولیز خشک) دارای مشکلاتی نظیر: کاربرد بقایای گیاهی تنها به‌صورت خشک، تولید گازهای مضر نظیر مونوکسید کربن، متان، هیدروکربن‌های آلکان (C2) و هیدروکربن‌های آروماتیک حلقوی^۱ (PAHs) و تولید روغن می‌باشد. در این شرایط این گازها می‌بایست بازیافت شده و به‌صورت مفید و کم‌خطر برای محیط زیست تبدیل گردند که این امر مستلزم استفاده از تجهیزات گسترده و پیچیده می‌باشد (۲۶ و ۳۴). در نتیجه نیاز به انرژی و هزینه‌های بالا دانشمندان را به سوی روش‌های جایگزین سوق داده است. یکی از روش‌های پیشنهادی کربن‌سازی هیدروترمال^۲ می‌باشد.

فرآیند هیدروترمال شامل حرارت دادن زیست توده گیاهی یا مواد دیگر در یک ظرف سر بسته تحت فشار در حضور آب و در دمایی بین ۱۸۰ تا ۲۵۰ درجه سلسیوس می‌باشد و حاصل این واکنش، زغال (هیدروچار) و مواد آلی محلول است (۱۹ و ۳۳). اساس فرآیند هیدروترمال، تجزیه ساختار کربوهیدرات‌ها بوسیله عمل گرمایی می‌باشد و در طی آن مواد قندی آزاد و سایر محصولات تولید می‌شود (۱۰ و ۱۱). در نتیجه این فرآیند نشان‌دهنده سازگاری با محیط زیست و ارائه یک تکنیک ساده می‌باشد که طی آن در ابتدا زیست توده و مواد قندی به پلیمرهای پیش تغلیظ شده تبدیل و در ادامه طی فرآیندهای آگیری، پولیمر شدن و متراکم شدن بیشتر، مشتقاتی غنی از کربن به دست می‌آید (۳۳). لازم به ذکر است خصوصیات شیمیایی بیوپار و هیدروچار دقیقاً به خصوصیات فیزیکی شیمیایی زیست توده گیاهی و شرایط تولید، برای مثال درجه حرارت و مدت زمان فرآیند تولید آن دارد (۹، ۱۹ و ۳۶). فواید هیدروچار مانند بیوپار شامل دارا بودن پتانسیل تغییر آب و هوا از راه ترسیب کربن، افزایش CEC خاک، افزایش حاصلخیزی خاک، افزایش رشد گیاه و توسعه ریشه، بهبود بخشیدن به ساختار و پایداری خاک، افزایش ظرفیت نگهداشت

رطوبت خاک و تعدیل pH خاک می‌باشد (۱۶ و ۱۹). از دلایل اثر بیوپار بر افزایش تخلخل کل خاک می‌توان به افزایش منافذ درشت خاک، تخلخل بالای بیوپار و افزایش پایداری ساختمان خاک به علت وجود مواد آلی اشاره کرد (۱۸ و ۳۲). هسو و همکاران (۱۲)، افزایش مقدار رطوبت قابل دسترس در اثر کاربرد بیوپار پوسته شلتوک را ناشی از افزایش منافذ ریز خاک بیان کردند. نتایج تحقیق اوپانگ و همکاران (۲۳) نیز نشان داد که بیوپار به علت تخلخل بالا به‌طور مستقیم و از طریق افزایش ماده آلی خاک به‌طور غیرمستقیم رطوبت قابل دسترس را افزایش می‌دهد.

نتایج تحقیقات متعددی نشان می‌دهد افزودن بیوپار به خاک باعث کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک می‌شود (۱۱، ۱۴ و ۱۸). بایومته و همکاران (۲) نشان دادند افزایش سطح کاربرد بیوپار در خاک باعث افزایش درصد رطوبت می‌شود. علت این امر به سطح ویژه و تخلخل زیاد بیوپار نسبت داده شده است. فنگ و همکاران (۸) در تحقیقی از سه نوع ماده خام (باگاس نیشکر، درخت گردوی امریکایی و پوست بادام زمینی) در دماهای مختلف (۲۰۰، ۲۵۰ و ۳۰۰ درجه سلسیوس) برای تهیه هیدروچار استفاده کردند. نتایج نشان داد هیدروچار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس در هر سه ماده خام دارای بیشترین سطح ویژه و حجم منافذ می‌باشد که باعث افزایش تخلخل و در نتیجه نگهداشت رطوبت در خاک می‌شود. سوهی و همکاران (۲۸) گزارش کردند کاربرد بیوپار در خاک باعث افزایش درصد رطوبت خاک و در نتیجه افزایش عملکرد گیاه می‌شود. حضور گروه‌های عاملی سطحی اکسیژن‌دار مانند گروه‌های هیدروکسیلی، کربوکسیلی و کربونیلی در هیدروچار باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی هیدروچار شده و در نتیجه منجر به افزایش قدرت نگهداشت مواد مغذی و رطوبت در خاک و جذب آلودگی‌ها نظیر فلزات سنگین در محیط‌های آبی و خاکی می‌شود (۸ و ۳۶). با توجه به اندازه منافذ مرتبط با ذخیره آب موجود در گیاه (۰/۲ تا ۵۰ میکرومتر) و توانایی بیوپار و هیدروچار در نگهداشت رطوبت خاک، تصاویر میکروسکوپ الکترونی مربوط به بیوپار و هیدروچار محتوای بالایی از منافذ در این محدوده را تأیید می‌کند (۱۲ و ۲۸).

با توجه به اینکه خاک‌های نسبتاً سبک دارای منافذ درشت و ظرفیت نگهداری آب و عناصر غذایی کم می‌باشند. این تحقیق با هدف تعیین دمای بهینه تولید بیوپار و هیدروچار کاه گندم و بررسی اثر این مواد بر وزن مخصوص ظاهری، تخلخل کل و منحنی رطوبتی یک خاک لوم- شنی انجام شد.

مواد و روش‌ها

تهیه بیوپار و هیدروچار کاه گندم

این تحقیق در آزمایشگاه‌های تحقیقات آب و خاک و کیفیت آب

1- Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
2- Hydrothermal carbonization

آماده سازی لایسیمترها

نمونه های خاک از عمق ۳۰-۰ سانتی متری مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز با بافت خاک لوم شنی تهیه شد. شهر اهواز در ۳۱ درجه و ۲۰ دقیقه عرض شمالی از خط استوا و ۴۸ درجه و ۴۰ دقیقه طول شمالی از نصف النهار گرینویچ واقع شده و ارتفاع آن از سطح دریا ۲۲/۵ متر می باشد. ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک نمونه برداری شده در جدول (۴) آورده شده است. مشخصات لایسیمترهای مورد استفاده در این تحقیق شامل: زهکش دار بودن، استوانه ای شکل و از جنس پلی اتیلن به قطر و ارتفاع به ترتیب ۸/۰ و ۱/۲ متر می باشد. ابتدا مقداری ماسه و شن ریز هر یک به ضخامت ۵ سانتی متر داخل استوانه ها ریخته شد. پس از این مرحله خاک الک شده، در مقادیر مساوی و تقریباً نیم کیلویی، به تدریج داخل استوانه ها ریخته و با ضربات همگون تحکیم گردید. در مورد کنترل ضربات، دقت شد تا حجم نهایی خاک بعد از تحکیم هر قسمت، طوری باشد که وزن مخصوص خاک حاصله، نزدیک به مقدار وزن مخصوص ظاهری اندازه گیری شده در مزرعه باشد. بعد از آماده سازی لایسیمترها، تیمارهای بیوجار و هیدروچار کاه گندم در سطوح ۲، ۵ و ۱۰ گرم بر کیلوگرم خاک در عمق ۱۵ سانتی متر از خاک سطحی لایسیمترها اعمال شدند و سه عدد لایسیمتر نیز به عنوان تیمار شاهد بدون حضور بیوجار و هیدروچار کاه گندم در نظر گرفته شد. حجم آب آبیاری نمونه ها از حاصل ضرب سطح مقطع لایسیمترها در عمق معلوم آب آبیاری پنج سانتی متر معادل ۲۵ لیتر به دست آمد. آبیاری لایسیمترها در طی چهار ماه به وسیله آب لوله کشی شهری با متوسط هدایت الکتریکی ۱/۵۰ دسی زیمنس بر متر و متوسط اسیدیته ۷/۲۰ با دور آبیاری هفت روز انجام شد. در پایان دوره آزمایش، تأثیر سطوح مختلف بیوجار و هیدروچار بر برخی خصوصیات فیزیکی (منحنی رطوبتی، وزن مخصوص ظاهری و تخلخل کل) خاک تعیین گردید. برای اندازه گیری نقاط رطوبتی مورد نیاز جهت رسم منحنی رطوبتی خاک، نمونه هایی از خاک در عمق ۱۵ سانتی متر توسط سیلندرهای نمونه برداری تهیه شد. سپس نمونه ها در داخل دستگاه صفحات فشاری تحت مکش های مختلف ۳۳/۰، ۳، ۵، ۱۰ و ۱۵ اتمسفر قرار داده شدند.

برای اندازه گیری تخلخل و وزن مخصوص ظاهری خاک از نمونه های مورد استفاده برای تعیین منحنی رطوبتی خاک استفاده گردید. به این صورت که بعد از پایان آزمایش مربوطه نمونه ها از دستگاه صفحات فشاری برداشته شده و در دستگاه آون به مدت ۲۴ ساعت و تحت حرارت ۱۱۰ درجه سانتی گراد قرار داده شد. سپس به روش وزنی تخلخل کل و وزن مخصوص ظاهری خاک محاسبه گردید.

دانشکده مهندسی علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز، با هدف بررسی تأثیر سطوح مختلف بیوجار و هیدروچار کاه گندم بر برخی از خصوصیات فیزیکی خاک لوم شنی انجام گردید. برای تهیه بیوجار ابتدا کاه گندم به مدت سه روز متوالی در هوا خشک شد. سپس این مواد در ظروف مخصوصی که دارای درپوش بود ریخته شدند و در کوره الکتریکی به مدت چهار ساعت با نرخ $20^{\circ}\text{C min}^{-1}$ قرار گرفتند. دمای کوره در درجه حرارت های مختلف بین ۲۰۰-۶۰۰ تنظیم می شود و کاه و کلش گندم در این دماها پیرولیز گردید. برای تهیه هیدروچار نیز ابتدا کاه گندم هوا خشک و خرد گردید. سپس در اتوکلاو^۱ از جنس فولاد ضد زنگ به همراه آب دیونیزه قرار داده شد. اتوکلاو در درجه حرارت های مختلف بین ۲۳۰-۱۴۰ درجه سانتی گراد به مدت ۴ ساعت حرارت داده شد. بعد از این مرحله و رسیدن دمای ظرف به دمای اتاق آزمایشگاه، پس از عبور محتویات ظرف از کاغذ صافی، ذرات جامد را با آب دیونیزه شستشو داده (برای رفع ناخالصی های مواد) و سپس در آون به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد خشک گردید. کربن آلی قابل اکسید شدن از روش اکسیداسیون دی کرومات پتاسیم، ماده قابل احتراق به وسیله حرارت دادن نمونه در دمای ۷۵۰ درجه سلسیوس و به مدت دو ساعت، بازده بیوجار و مواد آلی پایدار از روابط زیر محاسبه گردید:

$$Yield = \frac{m_{\text{Biochar, Hydrochar}}}{m_{\text{raw}}} \times 100\% \quad (۱)$$

و

$$SOM = LOI - (OC \times 1.724) \quad (۲)$$

که در رابطه های بالا: Yield بازده تولید بر حسب درصد؛ m_{raw} و $m_{\text{Biochar, Hydrochar}}$ به ترتیب وزن بیوجار- هیدروچار و وزن ماده خام بر حسب کیلوگرم؛ SOM مواد آلی پایدار؛ LOI ماده قابل احتراق، OC کربن آلی قابل اکسید شدن و عدد ۱/۷۲۴ ضریب تبدیل کربن آلی به ماده آلی می باشد. شاخص بهره وری مواد آلی پایدار نیز از رابطه ۳ به دست آمد:

$$SOMYI = \frac{Yield \times SOM}{100} \quad (۳)$$

با استفاده از شاخص بهره وری مواد آلی پایدار، دمای بهینه تولید بیوجار و هیدروچار تعیین و برای ادامه تحقیق استفاده شد.

اسیدیته و هدایت الکتریکی با تهیه سوسپانسیون ۱:۲۰ (W/V) بیوجار و هیدروچار با آب دیونیزه و قرار دادن به مدت ۳۰ دقیقه روی لرزاننده، ظرفیت تبادل کاتیونی و آنیونی با روش جایگزینی نترات سدیم به جای اسید هیدروکلریک و کلرید پتاسیم (۵)، سطح ویژه مواد به روش جذب متیلن بلو، درصد سولفور، نیتروژن، کربن، هیدروژن و اکسیژن با دستگاه CHNSO (۷)، پتاسیم و سدیم بادستگاه فلیم فتومتر و کلسیم و منیزیم با روش تیتراسیون با EDTA اندازه گیری شد.

وقتی در خاک‌های کشاورزی به کار برده می‌شود در معرض فرایندهای بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی قرار می‌گیرد. بنابراین در بیوپچار و هیدروچار تولیدی، پایداری کربن نسبت به مقدار کربن از اهمیت بیشتری برخوردار است (۱۳ و ۲۱). طبق جدول (۱)، بیوپچار و هیدروچار تولید شده در دماهای ۳۰۰ و ۲۰۰ درجه سلسیوس به دلیل داشتن بالاترین شاخص بهره‌وری مواد آلی پایدار به ترتیب (۶/۱۳ و ۶/۱۳)، به عنوان بیوپچار و هیدروچار بهینه برای کاربرد در لایسمترها انتخاب شدند. دماهای بهینه ۳۰۰ و ۲۰۰ درجه سلسیوس برای بیوپچار و هیدروچار به ترتیب توسط دیونید هفشجانی و همکاران (۷) و فنگ و همکاران (۸) گزارش شده است. مقدار عناصر و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بیوپچار و هیدروچار بهینه در جدول‌های (۲) و (۳) نشان داده شده است.

تأثیر بیوپچار و هیدروچار کاه گندم بر خصوصیات خاک مورد مطالعه

خصوصیات اولیه خاک مورد مطالعه در جدول (۴) نشان داده شده است. همچنین نتایج جدول تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف بیوپچار و هیدروچار کاه گندم در جدول (۵) نشان داده شده است.

تجزیه و تحلیل داده‌های حاصل با استفاده از نرم‌افزار SPSS و مقایسه بین میانگین‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام شد. همچنین رسم نمودارها با نرم‌افزار اکسل صورت گرفت.

نتایج و بحث

خصوصیات بیوپچار و هیدروچار کاه گندم

خصوصیات بیوپچار و هیدروچارهای کاه گندم در دماهای مختلف در جدول (۱) نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش دما، بازده بیوپچار و هیدروچار کاهش می‌یابد با این تفاوت که این میزان کاهش در هیدروچار نسبت به بیوپچار کمتر می‌باشد. علت این امر آن است که در دماهای کمتر از ۲۵۰ درجه سلسیوس وزن نمونه‌ها به دلیل کاهش رطوبت و آب هیدراتاسیون کاهش می‌یابد درحالی‌که در دماهای بیشتر از ۲۵۰ درجه سلسیوس، بقایای گیاهی شروع به تجزیه شدن و تبدیل به بخار شامل گروه‌های آلی و گازها (بخار آب، دی اکسید کربن، مونوکسید کربن، هیدروژن، متان و هیدروکربن‌های سنگین‌تر) شده در نتیجه کاهش بازده تولید افزایش می‌یابد (۳۰). طبق نتایج مطالعات سایر محققان، بیوپچار و هیدروچار

جدول ۱- خصوصیات بیوپچار و هیدروچار کاه گندم در دماهای مختلف

Table 1- Properties of Wheat straw Biochar and Hydrochar at different temperatures

دما (درجه سلسیوس) Temperature (C°)	بازده (Yield)	OC	LOI (%)	SOM	SOMYI
W	-	52.85	-	-	-
BW ₂₀₀	85.53	49.92	90.00	3.94	3.37
BW ₃₀₀	39.47	16.77	80.00	51.09	20.16
BW ₄₀₀	32.89	15.21	66.67	40.45	13.30
BW ₅₀₀	26.97	12.48	65.00	43.48	11.73
BW ₆₀₀	23.68	8.22	60.00	45.83	10.85
HW ₁₄₀	88	52.45	92	1.23	1.08
HW ₁₇₀	79	49.17	91.67	6.95	5.49
HW ₂₀₀	77	47.58	90	7.97	6.13
HW ₂₃₀	59	46.02	83.33	3.99	2.35

(علائم W, BW₂₀₀, BW₃₀₀, BW₄₀₀, BW₅₀₀, BW₆₀₀, HW₁₄₀, HW₁₇₀, HW₂₀₀ و HW₂₃₀ به ترتیب بیانگر کاه گندم، بیوپچار کاه گندم در دماهای ۲۰۰، ۳۰۰، ۴۰۰، ۵۰۰، ۶۰۰ و هیدروچار کاه گندم در دماهای ۱۴۰، ۱۷۰، ۲۰۰ و ۲۳۰ می‌باشد)

W, BW₂₀₀, BW₃₀₀, BW₄₀₀, BW₅₀₀, BW₆₀₀, HW₁₄₀, HW₁₇₀, HW₂₀₀ and HW₂₃₀ are wheat straw, biochar and hydrochar of wheat straw produced at different temperatures

جدول ۲- مقادیر عناصر بیوپچار و هیدروچار کاه گندم در دمای بهینه

Table 2- Elemental analysis of wheat straw biochar and hydrochar samples at optimum temperature.

نمونه Sample	Ca	Mg	Na	K	N	S	C	H	O	H/C	O/C
	H/C O/C (%)										
BW ₃₀₀	0.2	0.13	0.11	0.16	1.15	0.49	59.65	3.09	27.02	0.05	0.45
HW ₂₀₀	0.13	0.07	0.08	0.02	0.71	0.16	49.14	5.37	38.15	0.11	0.78

جدول ۳- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بیوپچار و هیدروچار کاه گندم در دمای بهینه

Table 3- Chemical and physical properties of wheat straw biochar and hydrochar samples at optimum temperature

نمونه Sample	EC (dS.m ⁻¹)	سطح ویژه Surface Area (m ² .g)	AEC (Cmol.Kg ⁻¹)	CEC (Cmol.Kg ⁻¹)	وزن مخصوص ρ (g.cm ⁻³)	pH	WHC (%)
BW300	2.35	46.95	10.11	13.75	0.26	7.09	262
HW200	0.53	35.43	9.42	12.66	0.09	6.13	385

از این طریق جرم مخصوص ظاهری خاک کاهش می‌یابد. ابل و همکاران (۱)، گزارش کردند کاربرد هیدروچار و بیوپچار بقایای ذرت به ترتیب در دماهای ۲۰۰ و ۵۵۰ درجه سلسیوس سبب کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک و در نتیجه افزایش تخلخل خاک به ترتیب به مقدار ۸۴ و ۸۲ درصد گردید. علت افزایش تخلخل کل خاک به شکل و استحکام ساختار بیوپچار و هیدروچار نسبت داده شده است. اختلاف معنی‌دار در کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک در شرایط مصرف و عدم مصرف بیوپچار در خاک در تحقیقات زیادی از جمله لارید و همکاران (۱۴)، لی و ژانگ (۱۸) و هاردی و همکاران (۱۱) گزارش شده است. علت کاهش و افزایش بیشتر وزن مخصوص ظاهری و تخلخل کل خاک تیمارهای هیدروچار نسبت به بیوپچار کاه گندم می‌تواند ناشی از وزن مخصوص کمتر هیدروچار (۰/۰۹) نسبت به بیوپچار (۰/۲۶) و همچنین شکل کروی ساختمان و قابلیت تغییر شکل‌پذیری ذرات هیدروچار نسبت به ساختمان صفحه‌ای ذرات بیوپچار باشد (۲۹). بر اساس تجزیه و تحلیل آماری، تیمارهای بیوپچار و هیدروچار کاه گندم اثر معنی‌دار ($P < 0.05$) بر درصد رطوبت در مکش‌های ۰/۳۳، ۰/۳، ۵، ۱۰ و ۱۵ اتمسفر داشته است. این اثر (بر اساس آزمون دانکن) در جدول‌های (۷) و (۸) نشان داده شده است. بر اساس این جدول، منحنی رطوبتی خاک مربوط به تیمارهای بیوپچار و هیدروچار رسم شده است (شکل‌های ۳ الف و ب). منحنی‌های رسم شده متوسط سه تکرار می‌باشد. نتایج مقایسه میانگین‌ها در جدول‌های (۷) و (۸) نشان می‌دهد با افزایش مقدار بیوپچار و هیدروچار، ظرفیت نگهداشت آب در خاک افزایش می‌یابد.

نتایج این جدول نشان می‌دهد که تأثیر کاربرد بیوپچار و هیدروچار کاه گندم بر وزن مخصوص ظاهری و تخلخل خاک در سطح پنج درصد نسبت به تیمار شاهد معنی‌دار است. نتایج مقایسه میانگین‌ها در جدول (۶) نشان داد افزودن تیمارهای HW2، HW5، HW10، BW2، BW5 و BW10 به خاک نسبت به تیمار شاهد باعث کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک به ترتیب به مقدار ۸/۹۷، ۱۱/۷۲، ۱۵/۱۷، ۷/۵۹، ۱۰/۳۴ و ۱۳/۱۰ درصد شده است (شکل ۱ الف). این کاهش با افزایش سطوح تیمارها در خاک نرخ صعودی نشان داده است. همانطور که در شکل (۱ الف) مشخص شده است تیمارهای HW2، HW5، HW10 و HW2 نسبت به تیمارهای BW2، BW5 و BW10 باعث کاهش بیشتر وزن مخصوص ظاهری خاک به ترتیب به مقدار ۱۸/۱۸، ۱۳/۳۵ و ۱۵/۸۰ درصد شده است. همچنین نتایج مقایسه میانگین‌ها در جدول (۵) نشان داد افزودن تیمارهای HW2، HW5، HW10، BW2، BW5 و BW10 به خاک نسبت به تیمار شاهد باعث افزایش تخلخل کل خاک به ترتیب به مقدار ۸/۷۸، ۱۱/۸۴، ۱۵/۷۷، ۶/۴۸، ۹/۷۵ و ۱۳/۲۲ درصد شده است (شکل ۱ ب). همانطور که در شکل (۱ ب) مشخص شده است تیمارهای HW2، HW5 و HW10 نسبت به تیمارهای BW2، BW5 و BW10 باعث افزایش بیشتر تخلخل کل خاک به ترتیب به مقدار ۳۵/۵۰، ۲۱/۴۴ و ۱۹/۲۹ درصد شده است. علت کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک و افزایش تخلخل کل خاک می‌تواند ناشی از اختلاط خاک با موادی با جرم مخصوص کمتر (مطابق جدول ۳) و تأثیر افزایش ماده آلی خاک در اثر کاربرد بیوپچار و هیدروچار باشد. ماده آلی با بهبود شرایط خاکدانه‌سازی، وضعیت تخلخل و نفوذپذیری خاک را ارتقا می‌بخشد و

جدول ۴- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

Table 4- Physical and Chemical properties of soil

پارامتر Parameter	مقدار Amount	پارامتر Parameter	مقدار Amount
EC (dS.m ⁻¹)	1.81	بافت خاک Soil Texture	لوم- شنی Loam-Sand
ρ _b (g.cm ⁻³)	1.45	pH	7.82
کربن آلی (درصد) OC (%)	0.47	CEC (cmol.kg ⁻¹)	6.92
ازت کل (درصد) TN (%)	0.03	n (%)	43.50

جدول ۵- جدول تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف بیوچار و هیدروچار کاه گندم بر خصوصیات فیزیکی خاک

Table 5- Variance analysis of the effect of wheat straw Biochar and Hydrochar samples on soil physical properties

منابع Index	درجه آزادی Degrees of Freedom	میانگین مربعات هیدروچار Mean of squares (Hydrochar)		میانگین مربعات بیوچار Mean of squares (Biochar)	
		n	ρ_b	n	ρ_b
تیمار Treatment	3	25.503*	0.028*	17.963*	0.021*
تکرار Repetition	2	0.001 ^{ns}	0.000 ^{ns}	0.000 ^{ns}	0.000 ^{ns}
خطا Error	6	0.000	0.000	0.000	0.000
مجموع Total	11				

ns: فاقد اثر معنی دار، * : معنی دار در سطح پنج درصد

ns: No significant effect, * Significance at the five percent probability level

جدول ۶- مقایسه میانگین اثر تیمارهای مختلف بیوچار و هیدروچار کاه گندم بر خصوصیات فیزیکی خاک

Table 6- The Average comparison of the effect of different wheat straw Biochar and Hydrochar treatments on soil physical properties

تیمار Treatment	شاهد Control	BW2	BW5	BW10	HW2	HW5	HW10
ρ_b (g.cm ⁻³)	1.45a	1.34b	1.30c	1.26d	1.32e	1.28f	1.23h
n (%)	43.5a	46.32b	47.74c	49.25d	47.32e	48.65f	50.36h

ارقامی که دارای حرف غیرمشترک در یک ردیف هستند، از نظر آماری در سطح احتمال پنج درصد اختلاف معنی دار دارند

Rows with the non-same letters have significance difference at the five percent probability level

ابعاد نگهداشت رطوبت در خاک است، تأثیرگذار می باشند. به عنوان مثال، تخلخل ذاتی بیوچار باعث تولید منافذ ریز در خاک و در نتیجه افزایش قدرت حفظ رطوبت خاک می شود (۲ و ۳۷). سان و همکاران (۳۱) گزارش کردند علت افزایش قدرت نگهداشت رطوبت یک خاک لومی-شنی، اصلاح ساختار منافذ خاک بعد از اعمال بیوچار در خاک می باشد.

در نتیجه استفاده از بیوچار و هیدروچار می تواند خصوصیات خاک را تغییر دهد. با توجه به تعریف رطوبت قابل دسترس به عنوان حد بین رطوبت ظرفیت زراعی و رطوبت نقطه پژمردگی دائم خاک، نتایج نشان می دهد درصد رطوبت قابل دسترس خاک برای تیمارهای BW10، BW5، BW2، HW10، HW5، HW2 و نسبت به تیمار شاهد به ترتیب ۲۴/۱۱، ۴۳/۶۱، ۷۸/۸۸، ۱۶/۳۴، ۳۴/۳۰ و ۶۹/۷۴ درصد افزایش یافت. مواد آلی بر شبکه منافذ خاک که تعیین کننده

جدول ۷- مقایسه میانگین درصد رطوبت نمونه های بیوچار در مکش های مختلف بر اساس آزمون دانکن

Table 7- The Average comparison of the moisture content of Biochar samples in different suction based on Duncan test

مکش رطوبت خاک (اتمسفر) Soil moisture suction (atm)	شاهد Control	BW2	BW5	BW10
0.33	21.39a ₀	23.53a ₁	26.32a ₂	31.22a ₃
3	17.03b ₀	18.76b ₁	20.90 b ₂	23.18b ₃
5	15.67c ₀	16.72 c ₁	17.79 c ₂	19.23c ₃
10	12.37d ₀	13.36d ₁	14.02d ₂	15.18d ₃
15	9.03f ₀	9.15 f ₀	9.72 f ₀ f ₁	10.24 f ₁

ارقامی که دارای حرف غیرمشترک در یک ردیف هستند، از نظر آماری در سطح احتمال پنج درصد اختلاف معنی دار دارند

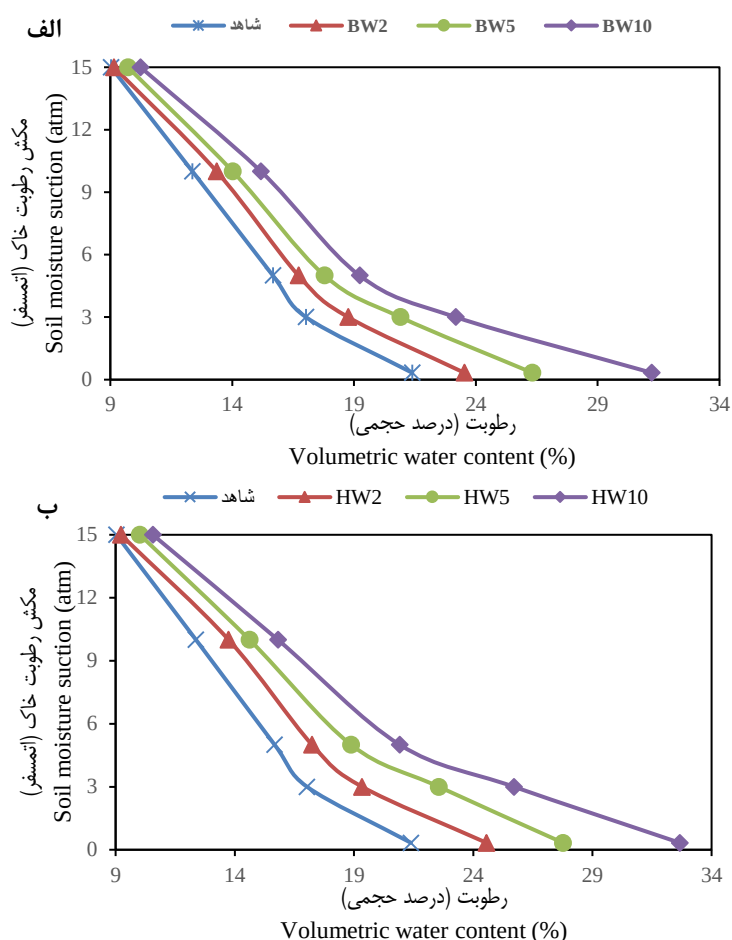
Rows with the non-same letters have significance difference at the five percent probability level

جدول ۸- مقایسه میانگین درصد رطوبت نمونه‌های هیدروچار در مکش‌های مختلف بر اساس آزمون دانکن

Table 8- The Average comparison of the moisture content of Hydrochar samples in different suction based on Duncan test

مکش رطوبت خاک (اتمسفر) Soil moisture suction (atm)	شاهد Control	HW2	HW5	HW10
0.33	21.39a ₀	24.56a ₁	27.77a ₂	32.67a ₃
3	17.03b ₀	19.34 b ₁	22.56b ₂	25.71 b ₃
5	15.67c ₀	17.24 c ₁	18.88 c ₂	20.92c ₃
10	12.37d ₀	13.74d ₁	14.62d ₁	15.18d ₂
15	9.03f ₀	9.22 f ₀	10.02f ₁	10.56 f ₁

ارقامی که دارای حرف غیرمشترک در یک ردیف هستند، از نظر آماری در سطح احتمال پنج درصد اختلاف معنی‌دار دارند
Rows with the non-same letters have significance difference at the five percent probability level



شکل ۲- اثر تیمارهای مختلف بیوچار (الف) و هیدروچار (ب) بر منحنی رطوبتی خاک

Figure 2- The effect of different Biochar (A) and Hydrochar (B) samples on Soil water retention curve

و ۵/۳۹ درصد بیشتر است. علت این امر می‌تواند ناشی از وزن مخصوص ظاهری کمتر و در نتیجه تخلخل بیشتر هیدروچار نسبت به بیوچار باشد که منجر به افزایش منافذ خاک برای حفظ رطوبت بیشتر می‌شود.

همان طور که از بررسی‌ها مشخص است با افزایش سطوح تیمارهای بیوچار و هیدروچار کاه گندم نرخ افزایش درصد رطوبت در مکش‌های مختلف نیز صعودی می‌باشد و این نتیجه مشابه تحقیقات انجام شده دیگر می‌باشد (۱، ۲۰ و ۲۲). همچنین نتایج نشان می‌دهد قدرت نگهداشت رطوبت در تیمارهای HW2، HW5 و HW10 نسبت به تیمارهای BW2، BW5 و BW10 به ترتیب ۶/۶۸، ۶/۹۳ و

نتیجه گیری

خاک مشاهده شد. به طوری که تیمارهای BW2 و HW2 به ترتیب باعث کاهش ۷/۵۹ و ۸/۹۷ درصد وزن مخصوص ظاهری، افزایش ۶/۴۸ و ۸/۷۸ درصد تخلخل کل و ۱۶/۳۴ و ۲۴/۱۱ درصد رطوبت قابل دسترس خاک نسبت به تیمار شاهد شدند. همچنین مقایسه تیمارهای بیوپار و هیدروچار نیز نشان از توان بیشتر هیدروچار در کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک و افزایش تخلخل کل و درصد رطوبت خاک در تمام مکش های خاک دارد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان مقاله بدین وسیله از کارشناسان آزمایشگاه های دانشکده مهندسی علوم آب و آزمایشگاه مرکزی دانشگاه شهید چمران اهواز به خاطر حمایت ها و کمک های بی دریغشان جهت انجام آزمایشات مربوطه کمال تشکر و امتنان را داشته برای همگی آنان از درگاه یزدان پاک آرزوی توفیق روزافزون را مسئلت می نمایند.

به طور کلی از این تحقیق می توان نتیجه گیری کرد که افزودن بیوپار و هیدروچار کاه گندم سبب تغییرات مثبت در برخی ویژگی های فیزیکی خاک مانند وزن مخصوص ظاهری، تخلخل کل و درصد رطوبت خاک در مکش های مختلف می شود. با توجه به اینکه بیوپار و هیدروچار به عنوان منبع کربنی شناخته می شوند و از آنجایی که کربن دارای ماهیت بسیار متخلخل و قدرت نگهداشت مواد مغذی و رطوبت بالا می باشد. در نتیجه استفاده از بیوپار و هیدروچار در راستای بهبود خصوصیات خاک می تواند نقش اساسی ایفا نماید. نتایج نشان داد استفاده از بیوپار و هیدروچار کاه گندم با مقدار ۱۰ گرم بر کیلوگرم خاک باعث بیشترین کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک (به ترتیب ۱۳/۱۰ و ۱۵/۱۷ کاهش نسبت به شاهد) گردید. علاوه بر این تیمارهای BW10 و HW10 موجب افزایش ۱۳/۲۲ و ۱۵/۷۷ درصد تخلخل کل و ۶۹/۷۴ و ۷۸/۸۸ درصد رطوبت قابل دسترس خاک گردیدند. همچنین کمترین اثر کاربرد در تیمار ۲ گرم بر کیلوگرم

منابع

- 1- Abel S., Peters A., Trinks S., Schonsky H., Facklam M., and Wessolek G. 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202–203: 183–191.
- 2- Baiamonte G., De Pasquale C., Marsala V., Cimo G., Alonzo G., Crescimanno G., and Conte P. 2015. Structure alteration of a sandy-clay soil by biochar amendments. *Journal of Soils and Sediments*, 15: 816–824.
- 3- Brown R. 2009. Biochar for environmental management: Science and technology. Earthscan: London, UK.
- 4- Chan KY., Van Zwieten L., Meszaros I., Downie A., and Joseph S. 2007. Agronomic values of green waste bio-chars as soil amendments. *Aust J Soil Res*, 45:629–634.
- 5- Chintala R., Mollinedo J., Schumacher T.E., Papiernik S.K., Malo D.D., Clay D.E., Kumar S., and Gulbrandson D.W. 2013. Nitrate sorption and desorption in bio-chars from fast pyrolysis. *Microporous Mesoporous Mater*, 179: 250–257.
- 6- Ding Z., Hu X., Wan Y., Wang S., and Gao B. 2016. Removal of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel from aqueous solutions by alkali-modified biochar: batch and column tests. *J. Ind. Eng. Chem*, 33: 239–245.
- 7- Divband Hafshejania L., Hooshmunda A., Naseria A., Soltani Mohammadia A., Abbasib F., and Bhatnagar A. 2016. Removal of nitrate from aqueous solution by modified sugarcane bagasse biochar. *Ecological Engineering*, 95: 101–111.
- 8- Fang J., Gao B., Chen J., and Zimmerman A. R. 2015. Hydro-chars derived from plant biomass under various conditions: Characterization and potential applications and impacts. *Chemical Engineering Journal*, 267: 253–259.
- 9- Gajic´ A., and Koch H. J. 2012. Sugar beet (*Beta vulgaris* L.) growth reduction caused by hydrochar is related to nitrogen supply. *J. Environ. Qual*, 41: 1067–1075.
- 10- Guiotoku M., Rambo CR., Hansel FA., Magalhaes WLE., and Hotza D. 2009. Microwave-assisted Hydrothermal Carbonization of Lignocellulosic Materials. *Mater Lett*, 63: 2707–2709.
- 11- Hardie M., Clothier B., Bound S., Oliver G., and Close D. 2014. Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant Soil*, 376: 347–361.
- 12- Heilmann SM., Davis HT., Jader LR., Lefebvre PA., Sadowsky MJ., Schendel FJ, et al. 2010. Hydrothermal Carbonization of Microalgae. *Biomass Bioenerg*, 34: 875–882.
- 13- Hseu Z. Y., Jien S. H., Chein W. H., and Liou R. 2014. Impacts of biochar on physical properties and erosion potential of a mudstone slope land soil. *The scientific world journal*.
- 14- Kumar S., Masto RE., Ram LC., Sarkar P., George J., and Selvi VA. 2013. Biochar preparation from *Parthenium hysterophorus* and its potential use in soil application. *Ecological Engineering*, 55: 67–72.
- 15- Laird D., Fleming P., Wang B., Horton R., Laird Z., and Karlen D. 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158: 436–442.
- 16- Lehmann J., Gaunt J., and Rondon M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 403–427.

- 17- Lehmann J. 2007. A Handful of Carbon. *Nature*, 447: 143-144.
- 18- Lehmann J., and Joseph S. 2009. Biochar for environmental management: science and technology. Earthscan: London, UK.
- 19- Lei O., and Zhang R. 2013. Effects of bio-chars derived from different feedstocks and pyrolysis temperatures on soil physical and hydraulic properties. *Journal of Soils and Sediments*, 13: 1561-1572.
- 20- Libra J.A., Kammann Ro. K.S., Funke C., Berge A., Neubauer N.D., et al. 2011. Hydrothermal Carbonization of Biomass Residuals: A Comparative Review of the Chemistry, Processes and Applications of Wet and Dry Pyrolysis. *Biofuels*, 2: 89-124.
- 21- Liu Y., Zhao X., Li J., Ma D., and Han R. 2012. Characterization of bio-char from pyrolysis of wheat straw and its evaluation on methylene blue adsorption. *Desalin. Water Treat*, 46: 115-123.
- 22- Mašek O., Brownsort P., Cross A., and Sohi S. 2013. Influence of production conditions on the yield and environmental stability of biochar. *Fuel*, 103: 151-155.
- 23- Novak J.M., Busscher W.J., Watts D.W., Amonette J.E., Ippolito J.A., Lima I.M., Gaskin J., Das K.C., Steiner C., Ahmedna M., Rehrh D., and Schomberg H. 2012. Biochars impact on soil-moisture storage in an ultisol and two aridisols. *Soil Sci*, 177(5):310-320.
- 24- Ouyang L., Wang F., Tang J., Yu L., and Zhang R. 2013. Effects of biochar amendment on soil aggregates and hydraulic properties. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 13(4): 991-1002.
- 25- Rondon M.A., Molina D., Hurtado M., Ramirez J., Lehmann J., Major J., et al. 2006. Enhancing the Productivity of Crops and Grasses while Reducing Greenhouse Gas Emissions through Bio-Char Amendments to Unfertile Tropical soils. *Proceeding of the 18th World Congress of Soil Science*; Pennsylvania, USA.
- 26- Sevilla M., and Fuertes A.B. 2009. Chemical and Structural Properties of Carbonaceous Products Obtained by Hydrothermal Carbonization of Saccharides. *Chem-Eur J*, 15: 4195-4203.
- 27- Snehota M., Dubovec M., Dohnal M., and Cislerova M. 2009. Retention curves of soil from the Liz experimental catchment obtained by three methods. *Soil and Water Res*, 4(2): 56-513.
- 28- Sohi S., Lopez-Capel E., Krull E., and Bol R. 2009. Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. *CSIRO Land and Water Science Report*, 64.
- 29- Stella Mary G., Sugumaran P., Niveditha S., Ramalakshmi B., Ravichandran. P., and Seshadri S. 2016. Production, characterization and evaluation of biochar from pod (*Pisum sativum*), leaf (*Brassica oleracea*) and peel (*Citrus sinensis*) wastes. *Int J Recycl Org Waste Agricult*, 5:43-53.
- 30- Sun Y., Gao B., Yao Y., Fang J., Zhang M., Zhou Y., Chen H., and Yang L. 2014. Effects of feedstock type, production method, and pyrolysis temperature on biochar and hydrochar properties. *Chemical Engineering Journal*, 240: 574-578.
- 31- Sun Z., Arthur E., De Jonge L. W., Elsgaard L., and Moldrup P. 2015. Pore Structure Characteristics after 2 Years of Biochar Application to a Sandy Loam Field. *Soil Science*, 180: 41-46.
- 32- Tejada M., Garcia-Martinez A., and Parrado J. 2009. Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties. soil losses and soil restoration. *Catena*, 77(3): 238-247.
- 33- Titirici M.M., Antonietti M., and Baccile N. 2008. Hydrothermal Carbon from Biomass: A Comparison of the Local Structure from Poly- to Monosaccharides and Pentoses/Hexoses. *Green Chem*, 10: 1204-1212.
- 34- Titirici M.M., Demir-Cakan R., Baccile N., and Antonietti M. 2009. Carboxylate-Rich Carbonaceous Materials via One-Step Hydrothermal Carbonization of Glucose in the Presence of Acrylic Acid. *Chem Mater*, 21: 484-490.
- 35- Van Zwieten L., Kammann C., Cayuela M. L., Singh B., Joseph S., Kimber S., Clough T. J., and Spokas K. A. 2015. Biochar effects on nitrous oxide and methane emissions from soil. In: LEHMANN J. and JOSEPH S. (eds.) *Biochar: Science, Technology and Implementation*, 487-518.
- 36- Xu G., Lv Y., Sun J., Shao H., and Wei L. 2012. Recent Advances in Biochar Applications in Agricultural Soils: Benefits and Environmental Implications. *Clean-Soil Air Water*, 40: 1093-1098.
- 37- Yu O., Raichle B., and Sink S. 2013. Impact of biochar on the water holding capacity of loamy sand soil. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 4: 1-9.



Investigating the Effect of Wheat Straw Biochar and Hydrochar on Physical Properties of a Sandy Loam Soil

I. Nikravesh¹- S. Boroomandnasab^{*2}- A. Naseri³- A. Soltani Mohammadi⁴

Received: 31-01-2018

Accepted: 09-04-2018

Introduction: Organic matter is considered as the main element for soil fertility by improving the condition of agglomeration, porosity and soil permeability. One of the most useful ways to use plant debris is to turn it into Biochar and Hydrochar. Biochar is a kind of coal produced from plant biomass and agricultural waste that is burned in the presence of low oxygen content or its absence. The hydrothermal process involves heating the biomass or other materials in a pressurized in the presence of water at a temperature between 180 and 250 °C, and the result of this reaction is coal (Hydrochar) and soluble organic matter. Biochar and Hydrochar have several advantages such as climate change mitigation through carbon sequestration, soil cation exchange capacity (CEC) increasing, soil fertility, plant growth and root development, improved soil structure and stability, increased soil moisture storage capacity and soil pH adjustment. Coarse soils have large pores and they have low ability to absorb the water and nutrient. The aim of this research was to determine the optimum temperature of wheat straw Biochar and Hydrochar production, and to investigate the effect of these materials on bulk density, total porosity and moisture curve of Sandy Loam soil.

Materials and Methods: In order to produce biochar, at first the wheat straw was washed and dried in the oven. Then it was grinded and was made at different temperatures (200 to 600 °C) inside a furnace for four hours. Similar to biochar, for producing hydrochar, after washing and drying the wheat straw it was grinded into particles ranges from 0.5 to 1 mm. Then it was placed in a stainless steel autoclave with deionized water. The autoclave was heated at different temperatures between 140-230 °C for four hours. The optimum temperature for producing of biochar and hydro-char was determined by using stable organic matter yield index (SOMYI), and it was used in this study. The pH and EC of the biochar and hydro-char samples were measured by combining 1 g of a sample with 20 mL DI water. The cationic and anionic exchange capacity were determined by replacing sodium nitrate with hydrochloric and potassium chloride (Chintala et al., 2013). Surface area was obtained using methylene blue method. A CHNSO Elemental Analyzer (Vario ELIII- elemental- made in Germany) was used to determine the content of C, N, H, S and O in the samples. Potassium and sodium content were measured by flame photometer and calcium and magnesium were measured by titration with EDTA. Biochar and hydrochar treatments were applied at three levels of 2, 5 and 10 mg / kg soil in three replications in 21 lysimeter. The bulk density, total porosity and moisture curve of soil were measured after four-month irrigation period.

Results and Discussion: According to the calculated value of stable organic matter yield index (SOMYI) at various temperatures in this study, the maximum thermal constancy of wheat straw biochar was 16.20 at temperature of 300 °C and for hydro-char was obtained as 6.13 at the temperature of 200 °C. So, the temperatures of 300 and 200 °C were determined as the optimum temperature of sustainable carbon biochar and hydro-char production and were used to continue the experiments of this study. The results showed that addition of HW2, HW5, HW10, BW2, BW5 and BW10 to soil compared to control treatment significantly decreased the bulk density of the soil, 8.97, 11.77, 15.17, 7.9, 10 and 13.10 percent respectively. Also, results showed that addition of HW2, HW5, HW10, BW2, BW5 and BW10 to the soil as compared to control treatment increased soil porosity by 8.8, 11.48, 15.77, 6.48, 9 and 22.13 percent, respectively. The reason for reducing the soil bulk density and increasing the total porosity of soil can be due to the mixing of the soil with materials with a lower bulk density and the effect of increasing the organic matter of the soil due to the use of Biochar and Hydrochar. Based on statistical analysis, wheat straw Biochar and Hydrochar had a significant effect ($P < 0.05$) on moisture content in different suction of soil. The results showed that addition of HW2, HW5, HW10, BW2, BW5 and BW10 to soil as compared to control treatment increased available soil moisture content by 24.11, 43.61, 78.88, 16.34, 34.30 and 74.69 percent respectively. Organic matter affects the structure of soil pores that determines the

1, 2, 3 and 4- Ph.D. Student, Professors and Associate Professor of Water Science Engineering Department, Shahid Chamran University of Ahvaz, Respectively

(*- Corresponding Author Email: boroomand@scu.ac.ir)

extent of moisture storage in the soil. For example, intrinsic porosity leads to the formation of fine pores in the soil, thereby it increases soil moisture retention capacity. Comparison of Biochar and Hydrochar treatments showed that Hydrochar has more potential to decrease soil bulk density, increase total porosity and soil moisture content.

Conclusions: In general, it can be concluded that the addition of wheat straw Biochar and Hydrochar samples cause positive changes in some physical properties of the soil such as bulk density, total porosity and soil moisture content in different suction. Given that Biochar and Hydrochar are a carbon source, since carbon is highly porous and has high nutrient and moisture content retaining power. As a result, the use of Biochar and Hydrochar to improve soil properties can play a fundamental role. The results showed that the Biochar and Hydrochar treatments in the amount of 10 and 2 grams per kilogram of soil had the highest and the least effect on the studied properties of the soil, respectively.

Keywords: Biochar, Hydrochar, Organic matter, Soil water retention curve



تأثیر ریزوبیوم بر تولید گلومالین توسط *Rhizopagus irregularis* در همزیستی با گیاه شبدر تحت سطوح نیتروژن

وحیده شعبانی زنوزی^{۱*} - ناصر علی اصغرزاد^۲ - جعفر مجیدی^۳ - رقیه حاجی بلند^۴ - بهزاد برادران^۵ - لیلی عاقبتی مالکی^۶

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۲/۰۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۲/۰۳

چکیده

گلومالین یک ترکیب گلیکوپروتئینی ویژه است که توسط قارچ‌های راسته گلومرال از رده گلومرومایکوتا تولید می‌شود و نقش کلیدی در ذخیره کربن آلی و نیتروژن خاک دارد. همچنین در تشکیل خاکدانه‌های پایدار و استقرار جوامع غنی میکروبی در خاک نقش بسزایی دارد. آزمایشی در قالب طرح فاکتوریل در پایه بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار طراحی شد و گیاه شبدر (*Trifolium repense* L.) با قارچ *Rhizopagus irregularis* و باکتری *Rhizobium leguminosarum* bv. *Trifolii* تلقیح شد. چهار سطح نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی‌مولار به فرم نیترات) بوسیله محلول غذایی نیومن و رومهل ایجاد شد. گلدان‌ها با محلول غذایی آبیاری شدند. گیاهان شبدر پس از ۱۲ هفته برداشت شد. گلومالین در بستر شن (SG) و گلومالین ریشه‌ای (RG) پس از استخراج از خاک، به روش بردفورد اندازه‌گیری شد. با افزایش سطوح نیتروژن میزان SG به طور معنی‌داری کاهش یافت (۰/۰۱ < p)؛ به طوری که در سطح دو میلی‌مولار ۶۳/۰۵ درصد کاهش در مقدار SG نسبت به تیمار شاهد بدون نیتروژن مشاهده گردید. در حضور باکتری ریزوبیوم تولید گلومالین SG توسط قارچ‌های آربوسکولار به طور معنی‌داری افزایش یافت (۰/۰۱ < p). بیشترین مقدار گلومالین در بستر شنی در حضور باکتری ریزوبیوم و قارچ AM و در سطح بدون نیتروژن بود. مقدار RG با افزایش غلظت نیتروژن افزایش پیدا کرد. در سطح ۱۰ میلی‌مولار نیتروژن، RG نسبت به سطح صفر، ۲ و ۶ میلی‌مولار سرب به ترتیب افزایش ۱۲/۹۲، ۱۱/۹۱ و ۱/۴۴ درصدی داشت.

واژه‌های کلیدی: آربوسکولار، باکتری ریزوبیوم، بردفورد، قارچ میکوریز گلومالین، نیتروژن

مقدمه

بوده (۴۷). گلومالین گلیکوپروتئینی با زنجیره کربنی نیتروژن‌دار می‌باشد که از ۳-۵ درصد نیتروژن، ۵۹-۳۶ درصد کربن، ۴-۶ درصد هیدروژن، ۳۳-۴۹ درصد اکسیژن و ۰/۱-۰/۳ درصد فسفر تشکیل یافته است (۳۳). گلومالین، همچنین حاوی ۰/۸-۸/۸ درصد آهن می‌باشد (۳۲).

وظایف و نقش‌های متعددی برای گلومالین پیشنهاد شده است. تعدادی از مطالعات نقش گلومالین را در غیرمتحرک‌سازی فلزات سنگین و گیاه‌پالایی گزارش کردند (۱۲ و ۸). از سویی دیگر، اثر دراز مدت قارچ‌های AM روی پایداری خاکدانه‌ها ممکن است مرتبط با گلومالین تولید شده توسط قارچ باشد (۳۱). گلومالین می‌تواند نقش مهمی در تهویه و زهکشی، جذب عناصر غذایی توسط گیاه و باروری خاک ایفا می‌کند (۲۵). به دلیل نقش گلومالین در پایداری خاکدانه، ذخیره کربنی را تسهیل می‌کند (۵۳). ریلیگ و همکاران (۳۲) دریافتند که گلومالین ۴-۵ درصد از کل کربن و نیتروژن را در خاک‌های هاوایی به خود اختصاص می‌دهد. همچنین آنها گزارش کردند سهم گلیکوپروتئین در کربن کل، بسیار بیشتر از کربن بیوماس میکروبی

گلومالین فراوان‌ترین گلیکوپروتئین خاک است که توسط قارچ‌های راسته گلومرال از رده گلومرومایکوتا تولید می‌شود. این گلیکوپروتئین توسط رایت و همکاران (۴۹) بر روی هیف‌های قارچ میکوریز (۴۶ و ۲۵) کشف شد. در بررسی واکنش آنتی‌بادی مونوکلونال با گلومالین شواهدی بدست آمد که نشان داد گلومالین توسط قارچ‌های آربوسکولار (AM^۶) و نه ریشه‌های گیاه تولید می‌شود (۴). این گلیکوپروتئین دارای رنگ قهوه‌ای متمایل به قرمز

۱ و ۲- دانشجوی دکتری و استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

(*) نویسنده مسئول: (Email: vahideh_shabani@yahoo.com)

۳- استاد گروه ایمونولوژی، دانشکده پزشکی، دانشگاه علوم پزشکی تبریز

۴- استاد گروه علوم گیاهی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

۵ و ۶- دانشیار و استادیار مرکز تحقیقات ایمونولوژی، دانشگاه علوم پزشکی تبریز

DOI: 10.22067/jsw.v32i2.70981
7- Arbuscular Mycorrhizal Fungi

بیشتر مطالعات افزایش کلنیزاسیون ریشه بوسیله قارچ AM و باکتری ریزوبیوم وقتی به طور همزمان مایه زنی شده اند گزارش شده است (۵۱). بنابراین باکتری ریزوبیوم می تواند به طور غیرمستقیم از طریق تأثیر بر رشد گیاه لگوم و قارچ همزیست آن بر تولید گلوامالین مؤثر باشد و مقدار آن را افزایش یا کاهش دهد.

تثبیت بیولوژیک نیتروژن احتمالاً به دلیل تقاضای بالای انرژی، راه مناسبی برای کسب نیتروژن نمی باشد. وقتی غلظت نیتروژن (نیترات یا آمونیوم) در خاک بالا باشد، گیاهان لگوم منبع نیتروژن سهل الوصول را به تثبیت بیولوژیک نیتروژن و تشکیل همزیستی ترجیح می دهند (۴۳). تأثیر منابع مختلف نیتروژن خارجی (مخصوصاً به فرم نیترات) بر روی سیستم همزیستی بطور کامل بررسی شده است (۳۶). به طور واضح نشان داده شده است که نیترات در تمامی مراحل تشکیل همزیستی اختلال ایجاد می کند.

بنابراین باکتری های ریزوبیوم از طریق تأثیر بر رشد گیاه، و سطوح نیتروژن به طور مستقیم از طریق تأثیر بر کلنیزاسیون ریشه توسط قارچ میکوریز و به طور غیرمستقیم از طریق تأثیر بر همزیستی ریزوبیوم و تثبیت نیتروژن می تواند بر تولید گلوامالین مؤثر باشد. برای مثال کاهش مصرف کود شیمیایی و آلی نیتروژن، تأثیر مثبتی بر همزیستی میکوریزی و تولید گلوامالین و نقش بسیار مهم آنها دارد (۴۰). قابلیت دسترسی به نیتروژن و فسفر در خاک باید اثر معکوس بر غلظت گلوامالین داشته باشد. چرا که گیاهان در صورت حاصلخیزی بالای خاک، نیاز به تأمین عناصر غذایی توسط قارچ AM ندارند (۳۴). بنابراین بسیار مهم است که ما دانش خود را نسبت به تأثیر عوامل مختلف از جمله باکتری ریزوبیوم و سطوح نیتروژن بر تولید گلوامالین، افزایش دهیم. چرا که هنوز یافته ها، مسلم و قطعی نیستند. براساس یافته های قبلی و نقش گلوامالین در خاک هدف از این پژوهش بررسی تأثیر باکتری *R. trifolii* و سطوح مختلف نیتروژن بر تولید گلوامالین توسط قارچ AM می باشد.

مواد و روش ها

تهیه زادمایه باکتری

سویه باکتری *Rhizobium leguminosarum* bv. *Trifolii* از ریشه های گیاه شبدر جداسازی و خالص سازی شد (۳۷). پس از ضدعفونی، گره ها به لوله آزمایش حاوی یک میلی لیتر آب استریل منتقل شده و با میله شیشه ای استریل له شد. یک دهم میلی لیتر از سوسپانسیون گره بر روی محیط کشت YMA^۱ حاوی کنگورد در پتری دیش منتقل و با کمک لوپ استریل پخش شد. پتری دیش ها در دمای ۲۵ تا ۲۸ درجه سانتی گراد نگهداری شد و با مشاهده رشد

است. این مشاهدات ممکن است به دلیل تجزیه آهسته گلوامالین و پایداری آن و تجمع در خاک باشد (۳۰). ویلسون و همکاران (۴۹) کاهش در محتوای کربن و نیتروژنی خاک را به دلیل ممانعت از رشد قارچ های AM مشاهده کردند و آن را به کاهش معنی داری در هیف قارچ های AM و غلظت گلوامالین مرتبط دانستند. آنها معتقد بودند که کاهش هیف های قارچ AM و غلظت گلوامالین منجر به هدررفت نیتروژن و کربن حفاظت شده در خاکدانه های بزرگ به دلیل کاهش پایداری خاکدانه ها می گردند. گلوامالین بصورت فوق العاده ای می تواند به کاهش انتشار N₂O کمک کند (۲۶).

از آنجایی که قارچ AM گلوامالین را تولید می کند، بنابراین هر عاملی که بر روی قارچ تأثیر بگذارد، به طور غیرمستقیم تولید گلوامالین را نیز تحت تأثیر قرار می دهد. برای مثال نوع پوشش گیاهی، تغییر کاربری زمین، مواد غذایی موجود در خاک، همزیستی متقابل با سایر میکروارگانیسم ها و غیره بر قارچ های میکوریز آربوسکولار مؤثر هستند. ویولی و همکاران (۴۱) گزارش کردند میزان رشد و وضعیت عناصر غذایی گیاه اثرات مثبت و معنی داری بر تولید گلوامالین دارد. گرچه کمبود عناصر غذایی باعث افزایش همزیستی با قارچ AM می گردد (۶)، محتوای بالای عناصر غذایی خاک، می تواند میزان گلوامالین خاک را به واسطه از بین رفتن قارچ و تجزیه اندام های آن، افزایش دهد (۲۱).

برخی جانداران خاک میکوریزی شدن را افزایش می دهند که ممکن است منجر به افزایش تولید گلوامالین شوند. در نتیجه باکتری هایی که به عنوان باکتری های همیار میکوریز شناخته می شوند (۱۰) به طور مستقیم از طریق تحریک تندش اسپور، رشد هیف و استقرار قارچ های AM یا بطور غیرمستقیم با اثرات مثبت بر رشد گیاه میزبان قادر به افزایش تولید گلوامالین می باشند (۲۲). البته برخی باکتری ها هم اثر بازدارنده بر همزیستی میکوریزی دارند (۴۲). برخی از میکروارگانیسم ها ممکن است آزادسازی گلوامالین به محیط خاک را به واسطه القا تنش بر قارچ AM (۲۹) یا از طریق تخریب هیف های قارچی تسهیل کنند (۳۱).

قارچ های AM و ریزوبیوم ها می توانند با گیاهان لگوم روابط زیستی مشترکی برقرار کنند که همزیستی دوجانبه نامیده می شود. قارچ های AM کورتکس ریشه را کلونیزه می کنند و تلقیح لگوم ها با این باکتری ها منجر به تشکیل گره می شود. فواید این همزیستی شامل افزایش رشد و عملکرد، بهبود تغذیه و برقراری تعادل عناصر غذایی در گیاه می باشد. به همین دلیل اثرات این همزیستی نیز بیشتر بصورت غیرمستقیم و براساس وضعیت تغذیه ای گیاه، مورد مطالعه قرار گرفته است. در عین حال اثرات مستقیم میکروسیمبیونت ها بر یکدیگر شامل اثرات سوبیه های ریزوبیومی بر توسعه قارچ های میکوریزی و کلنیزاسیون ریشه و همچنین اثرات گونه های قارچی بر فعالیت و کارایی سوبیه های ریزوبیومی نیز حائز اهمیت هستند. در

میلی-مولار) (۱۴) آبیاری و در شرایط گلخانه با نور طبیعی و میانگین دمای روزانه ۲۸ درجه سانتی-گراد و شبانه ۱۵ درجه سانتی-گراد نگهداری شدند. بعد از سپری شدن دوره رشد سه ماهه، بخش هوایی گیاهان برداشت گردید و یک گرم از ریشه‌ها و مقداری از بستر کشت جهت استخراج گلومالین مورد استفاده قرار گرفت. جهت تعیین درصد کلنیزاسیون، رنگ آمیزی ریشه‌ها با استفاده از روش تغییر یافته کورمانیک مک‌گراو (۱۸) انجام شد. جهت تعیین درصد کلنیزاسیون ریشه‌ها از روش تقاطع خطوط شبکه (GIM^۲) استفاده شد (۲۷). غلظت نیتروژن بخش هوایی و ریشه به روش کج‌لدال تعیین شد.

سنجش گلومالین

جهت استخراج گلومالین، یک گرم از نمونه‌های ریشه و شن در لوله‌های حاوی ۸ میلی‌لیتر بافر سیترات ۵۰ میلی‌مولار (pH=۸) به مدت یک ساعت در دمای ۱۲۱ °C و طی سه دوره متوالی داخل اتوکلاو قرار گرفتند. عصاره رویی حاصل از هر دوره بعد از سانتریفوژ به مدت ۱۰ دقیقه در ۱۰۰۰۰ g، با هم مخلوط شدند (۷). بعد از استخراج گلومالین، نمونه‌های ریشه و شن در دمای ۷۰ °C خشک شده و توزین گشتند. برای اندازه‌گیری گلومالین از روش اصلاح شده سنجش پروتئین کل بردفورد (۵۰) استفاده شد.

طرح آزمایشی و تجزیه آماری

این آزمایش در قالب طرح فاکتوریل در پایه طرح بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار انجام شد. فاکتورهای مورد استفاده عبارتند بودند از: چهار سطح نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی‌مولار به فرم نیترات)، دو سطح قارچ *Rhizophagus irregularis* و شاهد بدون قارچ)، دو سطح باکتری (باکتری *R. trifoli* و شاهد بدون باکتری). آزمون نرمال بودن توزیع داده‌ها و سپس تجزیه واریانس (ANOVA) و مقایسه میانگین داده‌ها و گروه‌بندی آنها با استفاده از نرم‌افزار IBM SPSS 16.0 انجام شد. نمودارها با نرم‌افزار Microsoft Excel رسم شد.

نتایج و بحث

گلومالین در بستر شن (SG)

تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که افزایش مقدار نیتروژن تأثیر معنی‌داری بر مقدار SG در سطح ۰/۰۱ درصد داشت. بیشترین مقدار SG در سطح صفر میلی‌مولار نیتروژن مشاهده گردید که تفاوت معنی‌داری با سطوح بالاتر داشت. با افزایش سطوح نیتروژن میزان SG به طور معنی‌داری کاهش یافت؛ به طوری که در سطح ۲

کلنی‌های شیری و لزج، به منظور نگهداری باکتری اسلنت تهیه شد. دو هفته قبل از کشت اصلی، زادمایه باکتری از کشت اسلنت باکتری در محیط کشت مایع YEMB^۱ مایه‌زنی شده و در شیکر انکوباتور افقی در دمای ۲۸ درجه سانتی‌گراد منتقل و تا حصول جمعیت باکتری ۱۰^۹/ml تکثیر شد.

تهیه زادمایه قارچ‌های AM

قارچ *Rhizophagus irregularis* از دیارتمان بیولوژی دانشگاه لوند سوئد اخذ گردید. برای تهیه زادمایه قارچی، تحت شرایط استریل، زادمایه قارچی داخل گلدان‌های ۲ کیلوئی حاوی بستر ورمیکولایت و کوکوپیت (نسبت اختلاط حجمی ۱:۱) استریل اضافه شد و با گیاه ذرت و در شرایط گلخانه به مدت چهار ماه نگهداری شدند. در پایان این دوره، قسمت هوایی گیاه ذرت از سطح خاک قطع شده و محتویات داخل گلدان، شامل هیف‌ها، اسپور و ریشه‌های میکوریزی به عنوان زادمایه در آزمایش اصلی استفاده شد. درصد کلنیزاسیون قارچی ریشه‌ها در زادمایه‌ها تعیین شدند (۲).

کشت گلدانی

جهت تهیه بستر کشت گلدانی از شن درشت استریل عبور یافته از الک دو میلی‌متری، عاری از گلومالین و استفاده شد. برای این منظور ابتدا شستشو با اسیدکلریدریک ۳ نرمال و سپس استخراج با بافر سیترات سدیم ۵۰ میلی‌مولار (pH=۸)، اتوکلاو به مدت یک ساعت در دمای ۱۲۱ °C و فشار ۱/۱ اتمسفر) انجام گرفت. از بذرهای گیاه شبدر سفید (*Trifolium repens* L.)، تهیه شده از مؤسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، به عنوان گیاه میزبان قارچ *Rhizophagus irregularis* استفاده گردید. به منظور حذف آلودگی‌های سطحی بذرهای بعد از چندین بار شستشو با آب مقطر استریل و غوطه‌ورسازی در اتانول ۷۰ درصد (حجمی/حجمی) به مدت ۳۰ ثانیه، به داخل محلول هیپوکلریت ۰/۵ درصد انتقال یافتند و بعد از ده دقیقه حدود ده بار با آب مقطر استریل کاملاً شستشو گردیدند. ۳۰ عدد بذر بعد از جوانه‌زنی، در گلدان کشت گردید و ۱۰ گرم زادمایه قارچ *Rhizophagus irregularis* به صورت لایه نازک در یک سانتی‌متری زیر بذرها پخش شد. جهت یکسان‌سازی تیمارها، ۱۰ گرم از بستر کشت استریل فاقد قارچ در شاهد اضافه شد. بعد از جوانه‌زنی و استقرار گیاهچه‌ها، سوسپانسیون باکتری تهیه شده بوسیله سرنگ استریل در پای ریشه تزریق گردید. در تیمارهای بدون باکتری، از محیط کشت مایع استریل بدون باکتری بوسیله سرنگ به پای ریشه‌ها تزریق شد. گیاهان به مدت ۳ ماه، یک روز در میان با محلول غذایی (۲۴) حاوی چهار سطح نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰

آزاد شده در خاک خواهد بود. با توجه به مدت زمان تغییر و تبدیل گلومالین، ممکن است برای مشاهده تغییرات گلومالین در خاک، مدت زمان بیشتری کوددهی نیتروژن نیاز باشد (۱۱).

اثرات متقابل باکتری و قارچ نیز بر تولید گلومالین بستر شن معنی دار بود. به گونه‌ای که در حضور باکتری ریزوبیوم تولید گلومالین توسط قارچ‌های AM به طور معنی‌داری افزایش یافت (شکل ۲). حضور باکتری در تیمارهای بدون قارچ تأثیر معنی‌داری در افزایش مقدار گلومالین نداشت. البته از آنجایی که گلومالین، پروتئین قارچی هست، لذا این امر طبیعی است. ولی در تیمارهای قارچی، حضور باکتری باعث افزایش ۲۵/۷۱ درصدی در مقدار گلومالین شد. تأثیر باکتری‌های ریزوبیوم بر روی تولید گلومالین بررسی نشده است. اما باکتری‌ها ممکن است تولید گلومالین را به طور مستقیم از طریق افزایش همزیستی میکوریزی (۳) یا بطور غیرمستقیم از طریق تأثیرات مفید این باکتری‌ها بر گیاه میزبان (۲۲) افزایش دهند. بهت و همکاران (۵) گزارش کردند، ریزوبیوم‌ها می‌توانند از طریق پلی‌ساکاریدهای خارج سلولی به هیف‌های قارچ بچسبند و از آن‌ها به عنوان وسیله‌ای برای کلنیزاسیون روی ریشه گیاه استفاده کنند. همچنین ریزوبیوم استقرار میکوریز را به وسیله تولید پلی‌ساکاریدها افزایش می‌دهد که منجر به سنتز آنزیم پلی‌گلایکوناز در محل آلودگی شده و بدین ترتیب سبب تسهیل نفوذپذیری قارچ به سلول‌های ریشه می‌شود (۳۸).

تجزیه واریانس اثرات متقابل سه گانه معنی‌دار بود که نشان می‌دهد بیشترین مقدار گلومالین در بستر شن (۱۵۹/۲ میکروگرم به ازای گرم شن) مربوط به تیمار قارچ *Rhizopagus irregularis*، در حضور باکتری ریزوبیوم و عدم کاربرد کود نیتروژن می‌باشد (جدول ۲).

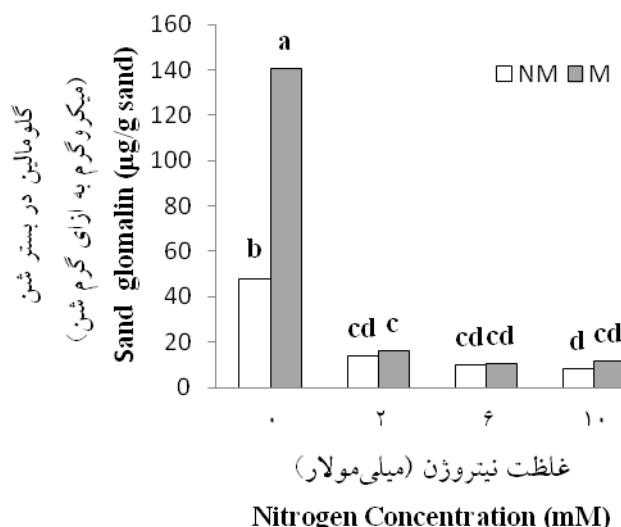
گلومالین ریشه‌ای (RG)

اثر نیتروژن بر RG معنی‌دار گردید. مقدار RG با افزایش سطوح نیتروژن افزایش پیدا کرد. بیشترین مقدار گلومالین در سطح ۱۰ میلی‌مولار نیتروژن (۱۶/۶۳ میلی‌گرم به ازای میلی‌گرم وزن خشک ریشه) مشاهده گردید. در سطح ۱۰ میلی‌مولار نیتروژن، گلومالین نسبت به سطح صفر، ۲ و ۶ میلی‌مولار سرب به ترتیب افزایش ۱۲/۹۲، ۱۱/۹۱ و ۱/۴۴ درصدی داشت (شکل ۳)، که اختلاف معنی‌داری بین سطوح ۶ و ۱۰ میلی‌مولار وجود نداشت. افزایش مقدار گلومالین تحت سطوح نیتروژن در مطالعات دیگر نیز گزارش شده است. علی‌اصغرزد و همکاران (۱) گزارش کردند که با افزایش سطح نیتروژن، مقدار گلومالین ساده استخراج و گلومالین کل خاک به طور معنی‌داری در تیمارهای میکوریزی و غیرمیکوریزی افزایش یافت. دو احتمال زیر ممکن است افزایش گلومالین تحت سطوح نیتروژن را

میلی‌مولار نیتروژن، ۶۳/۰۵ درصد کاهش در مقدار SG نسبت به تیمار شاهد بدون نیتروژن مشاهده گردید. اثر متقابل نیتروژن و قارچ تأثیر معنی‌داری بر روی تولید گلومالین داشت ($P < 0.01$). به طوری که با افزایش سطح نیتروژن از صفر به ۱۰ میلی‌مولار در تیمارهای دارای قارچ و بدون قارچ مقدار گلومالین بستر شن کاهش یافت (شکل ۱). بیشترین مقدار گلومالین (۱۴۰/۴ میکروگرم به ازای یک گرم شن) در سطح بدون نیتروژن و دارای قارچ بود و اختلاف معنی‌داری با سایر غلظت‌های نیتروژن داشت. از آنجایی که گلومالین، پروتئین قارچی است، بنابراین تیمارهای قارچی دارای گلومالین بیشتری در مقایسه با تیمارهای بدون قارچ بودند. بیش از ۸۰ درصد محتوای گلومالین خاک به واسطه‌ی هیف‌های قارچ‌های آربوسکولار وارد خاک می‌شوند. بنابراین هر عاملی که این قارچ‌ها را تحت تأثیر قرار دهد، می‌تواند بر تولید گلومالین نیز مؤثر باشد. احتمالاً به نظر می‌رسد که با افزایش نیتروژن در ریشه، اسکلت‌های کربنه که از قسمت هوایی به ریشه می‌رسند در متابولیسم نیتروژن (ترکیب نیتروژن معدنی و تولید نیتروژن آلی) مصرف می‌شوند و در نتیجه مواد کربنه کمتری از ریشه به هیف‌های خارج سلولی مستقر در بستر شن اختصاص می‌یابد، لذا تولید گلومالین از هیف‌های مستقر در بستر شن با افزایش سطح نیتروژن کاهش می‌یابد. مطالعات نشان می‌دهد که در آزمایشات مزرعه‌ای بلند مدت، کاربرد کودهای آلی و شیمیایی به ترتیب سبب افزایش و کاهش توسعه میسلیوم‌های خارجی قارچ‌های آربوسکولار می‌شود (۱۳). کاربرد کودهای آلی سبب افزایش معنی‌دار تراکم کل و زنده‌مانی هیف‌ها در خاک‌های رسی می‌شود (۱۷). مطالعات اندکی در رابطه با تأثیر کودهای شیمیایی نیتروژن بر تولید گلومالین انجام شده است (۱) و رابطه ثابت و استواری بین دو تیمار ارائه نکرده‌اند. برخی از داده‌های منتشر شده نشان می‌دهند که کوددهی نیتروژن سبب افزایش هیف‌های قارچی، افزایش گلومالین و افزایش پایداری خاکدانه‌های درشت می‌شود (۴۵). بنابراین پس از کاربرد کود، بخصوص کودهای آلی هیف قارچ‌های آربوسکولار به مقدار مشخصی افزایش می‌یابد. مقدار گلومالین پس از فعال‌سازی هیف‌های قارچی، افزایش می‌یابد (۱۶). در نتیجه هر گونه تغییر در هیف‌های قارچی ناشی از رژیم‌های کوددهی بر مقدار گلومالین مؤثر است. گلومالین در بستر شن، گلومالین آزاد شده از طریق هیف‌های قارچی می‌باشد. نتایج این آزمایش نشان داد که با افزایش سطوح نیتروژن تا ۶ میلی‌مولار علی‌رغم افزایش گلومالین ریشه‌ای، گلومالین آزاد شده در بستر شن کاهش یافته است. میانگین زمان پایداری هیف قارچی بسیار کوتاه‌تر (روز تا ماه) از گلومالین (۴۲-۷ سال) می‌باشد، و از طرف دیگر هیف‌های داخل سلولی، آربوسکول و وزیکول اغلب داخل ریشه حضور دارند و هنگامی که هیف قارچ تجزیه می‌شود، گلومالین در خاک آزاد می‌گردد (۳۹). بنابراین میزان هیف‌های پایدار، مقادیر گلومالین در هیف و سرعت تجزیه هیف تعیین‌کننده میزان گلومالین

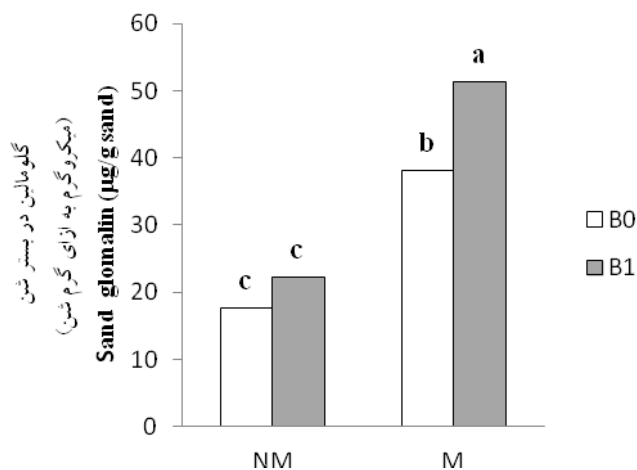
برای سنتز گلومالین در دیواره سلولهای هیف و اسپور استفاده می‌شوند. در طی این فرآیند، نیتروژن نقش مهمی در تشکیل گلیکوپروتئین دارد (۱۱).

توضیح دهد. اولین احتمال این است که افزایش گلومالین کل ممکن است اثر تجمعی افزایش N به طور مداوم باشد. محصولات فتوسنتزی گیاهی از طریق ریشه‌ها به اندام‌های قارچی انتقال می‌یابند و عمدتاً



شکل ۱- اثر برهمکنش سطوح نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی‌مولار) و قارچ AM (NM و M به ترتیب غیرمیکوریزی و میکوریزی) بر تولید گلومالین در بستر شن (میکروگرم به ازای گرم شن). میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار به روش آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح احتمال یک درصد هستند

Figure 1- Interaction of Nitrogen levels (0, 2, 6 and 10 mM) and AM fungi on sand glomalin production (µg/g sand). Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$



شکل ۲- اثر برهمکنش باکتری ریزوبیوم (B0 و B1 به ترتیب شاهد بدون باکتری و تلقیح با باکتری ریزوبیوم) و قارچ AM (NM و M به ترتیب غیرمیکوریزی و میکوریزی) بر تولید گلومالین در بستر شن (میکروگرم به ازای گرم شن). میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار به روش آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد هستند

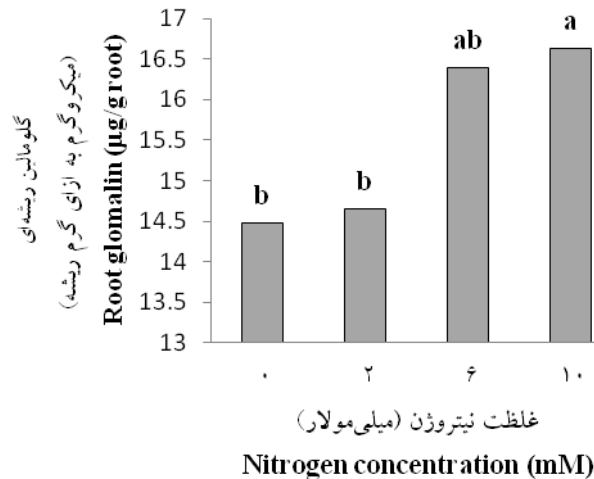
Figure 2- Interaction of rhizobium bacterium and AM fungi on sand glomalin production (µg/g sand). Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$

اختصاصی نیست، بنابراین دیگر پروتئین‌های مرتبط با گلومالین و گلیکوپروتئین‌ها نیز اندازه‌گیری می‌شود (۸). به این ترتیب، پروتئین‌های دیگر که توسط کوددهی N افزایش می‌یابد، در روش اندازه‌گیری

از طرف دیگر در این مطالعه از روش برادفورد برای تعیین گلومالین استفاده شد. با اینکه عصاره‌گیر سیترا سدیم بکار رفته تا حدودی اختصاصی است، با این حال این روش برای گلومالین

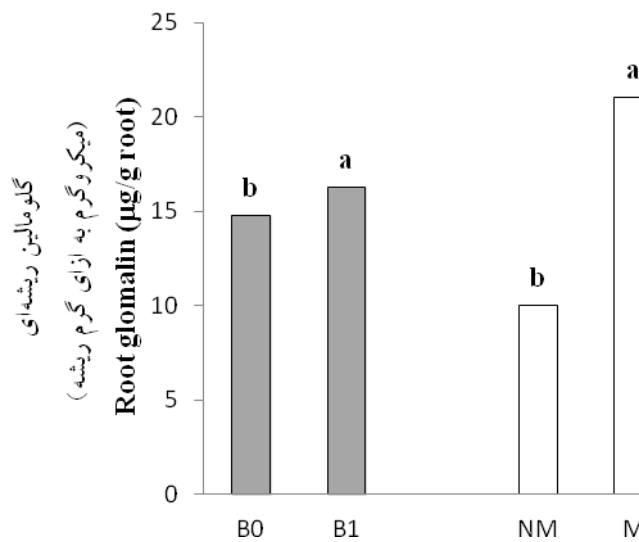
علت اضافه شدن N ممکن است به عنوان یک اثر خالص از افزودن نیتروژن مداوم باشد. اثر اصلی باکتری و قارچ نیز بر تولید RG در سطح یک درصد معنی دار بود (شکل ۴).

برادفورد وارد می شوند. مطالعات در جنگل های شمالی آلاسکا (۴۰) و جنگل های دوک در کارولینای شمالی، ایالات متحده آمریکا (۱۱) نشان داد که افزایش کوددهی نیتروژن با افزایش قابل توجهی در کلنیزاسیون قارچ میکوریز همراه است. بنابراین افزایش گلومالین به



شکل ۳- تولید گلومالین ریشه ای گیاه شبدر سفید میکوریزی در سطوح مختلف نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی مولار). میانگین های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد اختلاف معنی دار به روش آزمون چنددامنه ای دانکن در سطح احتمال یک درصد هستند

Figure 3- The Production of root glomalin (µg/g root) in different levels of nitrogen (0, 2, 6 and 10 mM). Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$



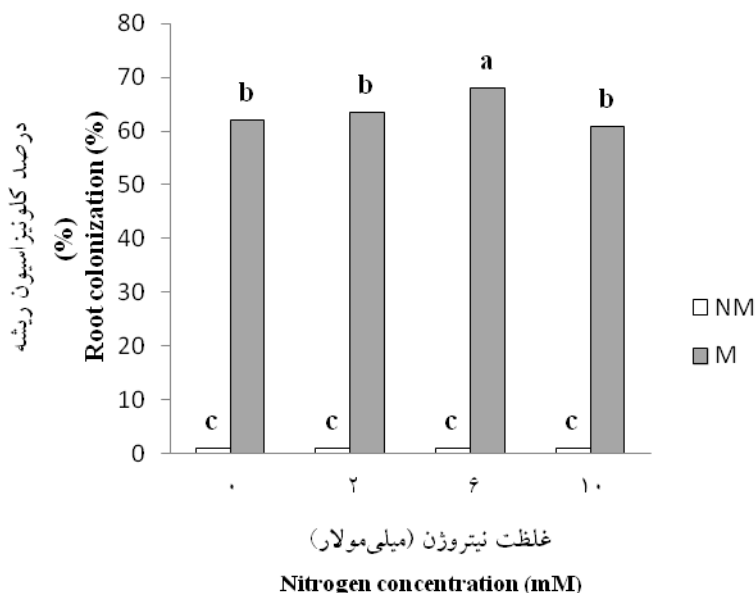
شکل ۴- اثر اصلی باکتری ریزوبیوم (B0 و B1 به ترتیب شاهد بدون باکتری و تلقیح با باکتری ریزوبیوم) و اثر قارچ AM (NM، M به ترتیب غیر میکوریزی و میکوریزی) بر مقدار گلومالین ریشه ای (میکروگرم به ازای گرم ریشه). میانگین های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد اختلاف معنی دار به روش آزمون چنددامنه ای دانکن در سطح احتمال یک درصد هستند

Figure 4- The main effect of rhizobium bacterium and AM fungi on root glomalin content (µg/g root). Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$

درصد کلنیزاسیون ریشه

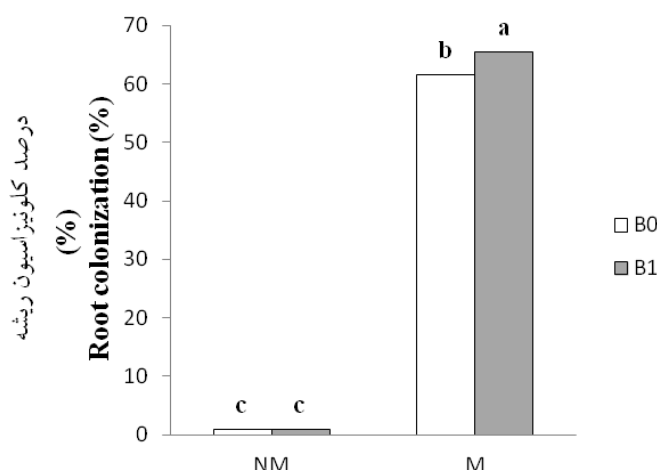
بر اساس نتایج تجزیه واریانس، اثر سطوح مختلف N بر درصد کلنیزاسیون ریشه در سطح ۵ درصد معنی دار گردید. با افزایش سطوح نیتروژن درصد کلنیزاسیون ریشه نسبت به شاهد افزایش یافت، به طوری که بیشترین درصد کلنیزاسیون (۳۴/۰۱٪) در تیمار ۶ میلی مولار نیتروژن بود که علی رغم کاهش ۱۲/۲ درصدی در سطح ۱۰ میلی مولار نسبت به سطح ۶ میلی مولار نیتروژن، اختلاف آماری معنی داری ($P < ۰/۰۱$) بین سطح ۱۰ میلی مولار نیتروژن (۳۰/۳۶ درصد) با سطوح ۲ میلی مولار (۳۱/۷۳) و شاهد (۳۰/۹۹) مشاهده نگردید. به عبارت بهتر، افزایش سطوح نیتروژن نه تنها تأثیر منفی بر میکوریزی شدن ریشه توسط قارچ *Rhizophagus irregularis* نداشت؛ بلکه نسبت به شاهد منجر به افزایش کلنیزاسیون ریشه گردید. اثر متقابل سطوح نیتروژن و قارچ نیز بر درصد کلنیزاسیون ریشه معنی دار شد ($p < ۰/۰۵$). بیشترین درصد کلنیزاسیون (۶۸/۰۲ درصد) مربوط به تیمارهای دارای قارچ و غلظت ۶ میلی مولار نیتروژن بود (شکل ۵). حضور مقداری نیتروژن در خاک و جذب آن توسط گیاه برای شروع فتوسنتز و ایجاد جریان کربن به سمت ریشه ها و آزادسازی آن به صورت ترکیبات قندی به محیط اطراف ریشه جهت جذب قارچ های آربوسکولار و همزیستی با آنها لازم و ضروری است. بنابراین در سطح بدون نیتروژن با توجه به کمبود نیتروژن در بستر

شنی سرعت فتوسنتز و جریان کربن به سمت ریشه ها ناچیز بوده و درصد کلنیزاسیون کم است. لیو و همکاران (۲۰) بیان کردند که سطوح متوسط کود نیتروژن موجب افزایش رشد گیاه و رقیق شدن غلظت فسفر گیاه می شود. بنابراین گیاه با تولید کربوهیدرات ها، موجب تحریک کلنیزاسیون برای افزایش جذب فسفر و دیگر عناصر می شود. با توجه به تجزیه واریانس داده ها، اثر متقابل باکتری و قارچ بر درصد کلنیزاسیون ریشه ($p < ۰/۰۵$) معنی دار گردید. حضور باکتری باعث افزایش معنی داری در درصد کلنیزاسیون ریشه گردید. بیشترین درصد کلنیزاسیون در حضور باکتری و قارچ (۶۵/۵۰ درصد) بود (شکل ۶). در بیشتر مطالعات، افزایش کلنیزاسیون ریشه به وسیله قارچ های میکوریزی و باکتری ریزوبیوم وقتی به طور همزمان مایه زنی شده اند گزارش شده است. وقتی گیاهان سويا به طور همزمان با قارچ میکوریز و سویه های موتانت ریزوبیومی Nod^- (فاقد توانایی تشکیل گره) و Nod^+ (دارای توانایی تشکیل گره) مایه زنی شدند، گونه ریزوبیومی Nod^+ به طور مشخصی اثر تحریک کنندگی بر کلنیزاسیون میکوریزی داشت، در حالی که سویه های ریزوبیومی Nod^- هیچ تاثیری نداشتند. براساس آزمایشات به عمل آمده تنها با فاکتورهای Nod که میزان ترشح فلاوونوئیدها از ریشه را افزایش می دهند، اثر تحریک کنندگی بر روی کلنیزاسیون قارچ میکوریز ریشه نشان می دهند (۵۱).



شکل ۵- اثر برهمکنش سطوح نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی مولار) و قارچ AM (NM و M به ترتیب غیرمیکوریزی و میکوریزی) بر درصد کلنیزاسیون ریشه. میانگین های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد اختلاف معنی دار به روش آزمون چنددامنه ای دانکن در سطح احتمال یک درصد هستند

Figure 5- Interaction of Nitrogen levels (0, 2, 6 and 10 mM) and AM fungi on root colonization (%). Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$



شکل ۶- اثر برهمکنش باکتری ریزوبیوم (B0 و B1 به ترتیب بدون باکتری و تلقیح با باکتری ریزوبیوم) و قارچ AM (NM و M به ترتیب غیرمیکوریزی و میکوریزی) بر درصد کلونیزاسیون ریشه. میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار به روش آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد هستند

Figure 6- Interaction of rhizobium bacterium and AM fungi on root colonization (%). Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$

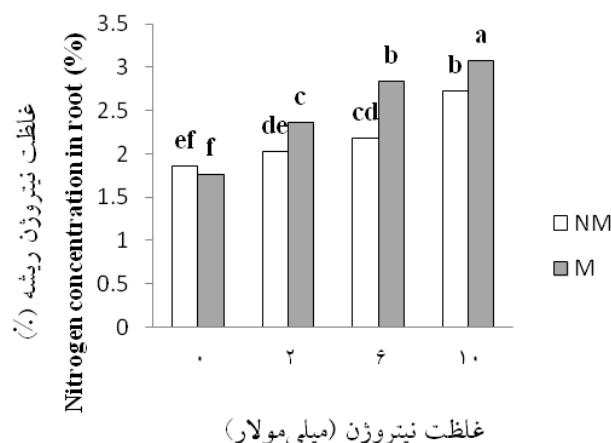
غلظت نیتروژن اندام هوایی و ریشه

اثر اصلی قارچ بر غلظت نیتروژن اندام هوایی و ریشه معنی‌دار ($p < 0.01$) گردید. غلظت نیتروژن اندام هوایی و ریشه در گیاهان میکوریزی (به ترتیب ۲/۱۴۹ و ۲/۵۱۰ درصد) بیشتر از گیاهان غیر میکوریزی (به ترتیب ۱/۹۷۵ و ۲/۲۰ درصد) بود. اثرات متقابل سطوح نیتروژن و قارچ نیز بر غلظت نیتروژن بخش ریشه معنی‌دار بود ($P < 0.01$) ولی بر غلظت نیتروژن اندام هوایی معنی‌دار نشد. با افزایش سطح نیتروژن، در تیمارهای دارای قارچ غلظت نیتروژن بخش ریشه به طور معنی‌داری افزایش یافت. کمترین غلظت نیتروژن ریشه (۱/۷۶۸ درصد) در سطح فاقد نیتروژن و در غیاب قارچ میکوریز و بیشترین غلظت نیتروژن ریشه (۳/۰۷۵ درصد) در سطح ۱۰ میلی مولار نیتروژن و حضور قارچ میکوریز مشاهده شد (شکل ۷). افزایش غلظت نیتروژن محلول خاک، و حرکت آن با جریان توده‌ای به سمت ریشه گیاه موجب جریان این عنصر به درون گیاه و افزایش رشد آن می‌شود، با افزایش رشد و رقیق شدن غلظت این عنصر، جذب ادامه می‌یابد. استفاده از قارچ‌های آربوسکولار با افزایش سطح جذب ریشه‌ها از طریق هیف‌های خارجی موجب هدایت نیتروژن، فسفر و بسیاری از عناصر دیگر به درون گیاه و افزایش رشد می‌شوند. قارچ‌های آربوسکولار به دو طریق مستقیم (جذب و انتقال نیتروژن محلول) و غیرمستقیم (ترشح ترکیبات آلی و تبدیل نیتروژن نامحلول خاک به محلول و سپس انتقال آن) موجب افزایش جذب نیتروژن می‌شوند (۲۳). همچنین فعالیت گلوتامین سنتتاز که تبدیل‌کننده آمونیوم به فرم آلی نیتروژن می‌باشد، در ریشه‌های میکوریزی بیشتر از غیر میکوریزی است (۱۹).

اثر اصلی عامل باکتری بر غلظت نیتروژن اندام هوایی و ریشه معنی‌دار گردید. حضور باکتری به طور معنی‌داری در اندام هوایی و ریشه به ترتیب سبب افزایش ۹/۶۵ و ۳/۵ درصدی در غلظت نیتروژن نسبت به تیمار شاهد بدون باکتری گردید. اثر متقابل باکتری و سطوح نیتروژن بر روی غلظت نیتروژن بخش هوایی و ریشه معنی‌دار بود ($p < 0.01$). با افزایش سطوح نیتروژن از صفر تا ۲ میلی مولار، تلقیح گیاه با باکتری ریزوبیوم، سبب افزایش معنی‌دار غلظت نیتروژن اندام هوایی نسبت به تیمارهای بدون باکتری شد، به طوری که این افزایش در سطح صفر و ۲ میلی مولار به ترتیب ۳۱/۷۸ و ۳۱/۹۹ درصد نسبت به تیمارهای بدون باکتری بود. در بخش ریشه حضور باکتری در سطح صفر و ۶ میلی مولار تأثیر معنی‌داری در غلظت نیتروژن نداشت، ولی در سطح نیتروژن ۲ و ۱۰ میلی مولار سبب افزایش معنی‌دار نسبت به تیمار بدون باکتری شد (شکل ۸). مقدار کم نیتروژن به عنوان شروع کننده و افزایش دهنده رشد می‌باشد، در حالی که مقدار زیاد آن به عنوان بازدارنده تثبیت نیتروژن توسط باکتری‌های ریزوبیوم عمل می‌کند (۱۵). دلایل و مکانیسم‌های چگونگی بازدارندگی از مدت‌ها پیش مورد مطالعه قرار گرفته است و بنا به اظهار ویلسون (۴۴) عدم تشکیل گره در ریشه در اثر نرسیدن محصول فتوسنتز به گره‌ها می‌باشد، زیرا کربوهیدرات حاصل به همراه نیتروژن معدنی قبل از بکار رفتن در تشکیل گره به مصرف رشد گیاه می‌رسد. پیکس و همکاران (۲۸) نشان می‌دهد که مایه‌زنی نخود با سوبه‌های مناسب علاوه بر افزایش تثبیت بیولوژیک نیتروژن، به دلیل تولید هورمون رشد (اکسین) و همچنین مواد حل‌کننده فسفات‌های نامحلول توسط این سوبه‌ها، ممکن است با روش‌های دیگری غیر از

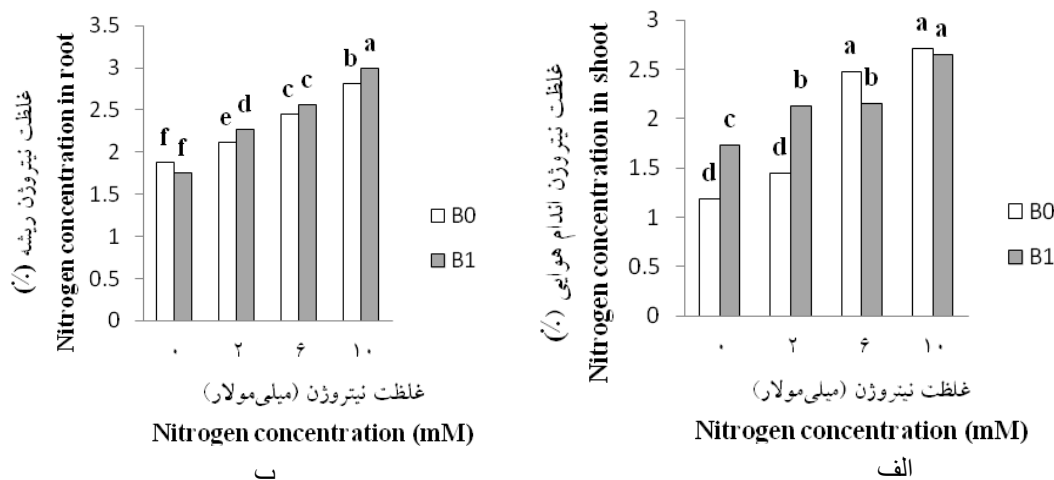
بود، این کاهش نمی‌تواند بدلیل اثر رقت باشد. فرا-سراتو و ویلربوس (۹) گزارش کردند که مقدار نیتروژن در گیاهان مایه‌زنی شده با گونه‌های قارچ AM و ریزوبیوم افزایش بیشتری یافت تا آنهایی که فقط با ریزوبیوم مایه‌زنی شده بودند. بیشترین مقدار نیتروژن مربوط به تیمارهایی بود که همزمان با قارچ میکوریز و ریزوبیوم مایه‌زنی شده بودند.

تثبیت نیز سبب افزایش محصول نخود شوند. اثر متقابل قارچ و باکتری نیز بر غلظت نیتروژن اندام هوایی و ریشه معنی‌دار گردید ($P < 0.01$). مایه‌زنی گیاه با باکتری ریزوبیوم در عدم حضور قارچ، باعث افزایش معنی‌دار غلظت نیتروژن اندام هوایی و ریشه شد، ولی وقتی گیاه با قارچ میکوریز تلقیح شد، حضور توأم باکتری و قارچ باعث کاهش معنی‌دار نیتروژن اندام هوایی و ریشه شد (شکل ۹)، و چون روند تغییرات مقدار نیتروژن مشابه غلظت نیتروژن



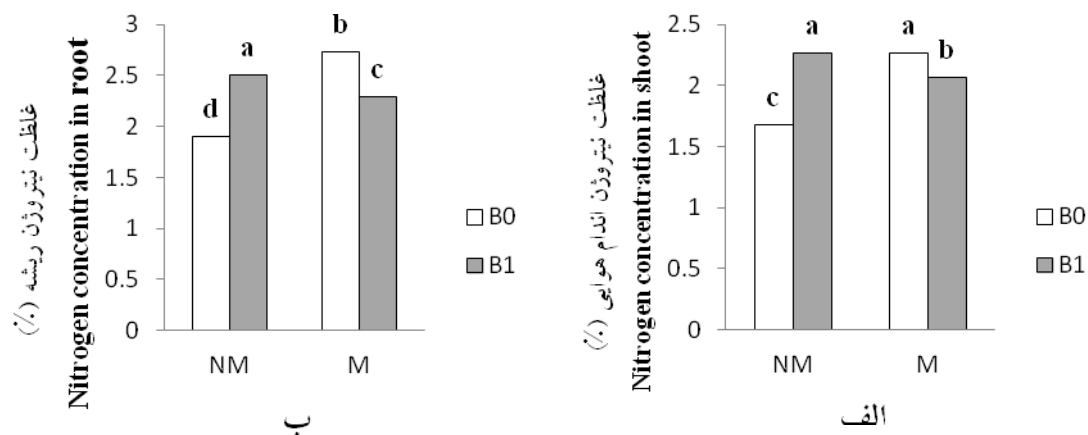
شکل ۷- اثر برهمکنش سطوح نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی مولار) و قارچ AM (NM و M به ترتیب غیرمیکوریزی و میکوریزی) بر غلظت نیتروژن ریشه (درصد). میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار به روش آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد هستند

Figure 7- Interaction of nitrogen levels (0, 2, 6 and 10 mM) and AM fungi on nitrogen concentration in root (%). Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$



شکل ۸- اثر برهمکنش سطوح نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی مولار) و باکتری ریزوبیوم (B0 و B1 به ترتیب بدون باکتری و تلقیح با باکتری ریزوبیوم) بر (الف) غلظت نیتروژن اندام هوایی (درصد) و (ب) ریشه (درصد). میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار به روش آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد هستند

Figure 8- Interaction of nitrogen levels (0, 2, 6 and 10 mM) and rhizobium bacterium on nitrogen concentration (%) in a) shoot and b) root. Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$



شکل ۹- اثر برهمکنش سطوح نیتروژن (۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی مولار) و قارچ AM (NM و M به ترتیب غیرمیکوریزی و میکوریزی) بر الف) غلظت نیتروژن اندام هوایی (درصد) و ب) ریشه (درصد). میانگین‌های دارای حداقل یک حرف لاتین مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار به روش آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد

Figure 9- Interaction of nitrogen levels (0, 2, 6 and 10 mM) and AM fungi on nitrogen concentration (%) in a) shoot and b) root. Means followed by the same letters are not significantly different according to Duncan's multiple range test at the level $p < 0.01$

جدول ۱- اثر سطوح نیتروژن (N0، N1، N2 و N3 به ترتیب ۰، ۲، ۶ و ۱۰ میلی مولار) و قارچ AM (NM و M به ترتیب غیرمیکوریزی و میکوریزی) و باکتری (B0 و B1 به ترتیب بدون باکتری و تلقیح با باکتری ریزوبیوم) بر تولید گلومالین بستر شن (میکروگرم به ازای گرم شن)، غلظت نیتروژن اندام هوایی (درصد) و غلظت نیتروژن ریشه (درصد)

Table 2- Effect of nitrogen levels (0, 2, 6 and 10 mM), AM fungi and hizobium bacterium on sand glomalin production ($\mu\text{g/g}$ sand), nitrogen concentration in shoot (%) and nitrogen concentration in root (%)

تیمارها Treatments			گلومالین بستر شن Sand glomalin ($\mu\text{gPr/gDW}$)	غلظت نیتروژن اندام هوایی N concentration in shoot (%)	غلظت نیتروژن ریشه N concentration in root (%)
N0	B0	NM	46.97c	0.84i	1.570ij
		M	121.16b	1.530h	2.183efg
	B1	NM	48.82c	1.867fg	2.157fg
		M	159.2a	1.607gh	1.353j
N1	B0	NM	10.86de	0.9967i	1.747hi
		M	12.39 de	1.903 fg	2.483 de
	B1	NM	16.66 de	2.277 cde	2.303 ef
		M	20.06 d	1.987 ef	2.247 efg
N2	B0	NM	6.77 e	2.337 bcd	2.960 gh
		M	9.173 de	2.613 ab	2.940 bc
	B1	NM	12.66 de	2.230 de	2.407 ef
		M	11.29 de	2.063 dfe	2.727 cd
N3	B0	NM	5.713 e	2.560 abc	2.317 ef
		M	9.063 de	2.867 a	3.303 a
	B1	NM	11.09 de	2.697 a	3.137 ab
		M	14.34 de	2.597 ab	2.847 c

اعداد با حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی‌دار ($p < 0.01$) نمی باشند

Means in each column followed by same letter are not significantly different at $p < 0.01$

نتیجه گیری

می‌باشد. مدیریت صحیح کشاورزی می‌تواند به توسعه قارچ‌های AM در اکوسیستم‌های خاک کمک کند و در نتیجه منجر به افزایش تولید گلومالین گردد (۳۰). بر اساس نتایج ما، تلقیح توأم گیاه با قارچ

ترسیب کربن در خاک با استفاده از گلومالین سنتز شده توسط قارچ‌های AM یک مسیر مهم برای به دام انداختن CO_2 اتمسفر

باشند، آنها می‌توانند به منابع نیتروژن آلی تبدیل شوند. به این ترتیب مقدار قابل توجهی از کربن فتوسنتزی در اندام‌های قارچی جذب می‌شوند. همچنین حضور باکتری ریزوبیوم از طریق تثبیت بیولوژیک نیتروژن می‌تواند نیاز گیاه به نیتروژن را تأمین کند. بنابراین می‌توان از این طریق، از استفاده بیش از حد کودهای شیمیایی و تبعات آن در محیط زیست جلوگیری کرد. افزایش تولید گلومالین و هدایت نیتروژن و کربن خاک به سمت تولید گلومالین بیشتر در خاک به عنوان یک منبع مهم کربن و نیتروژن در خاک از منظر زیست محیطی بسیار حائز اهمیت است.

میکوریز و باکتری ریزوبیوم منجر به افزایش تولید گلومالین شد. از طرف دیگر با افزایش غلظت نیتروژن در محلول غذایی، گلومالین در بستر شن به طور معنی‌داری کاهش یافت و بیشترین مقدار گلومالین در بستر شنی در حضور باکتری ریزوبیوم و قارچ AM و در سطح بدون نیتروژن بود. در حالی‌که تأثیر نیتروژن بر سنتز گلومالین ریشه‌ای توسط قارچ کاملاً مثبت بود و بیشترین مقدار گلومالین ریشه‌ای در غلظت نیتروژن ۱۰ میلی‌مولار و در حضور باکتری ریزوبیوم و قارچ میکوریز بود. هنگامی که محصولات فتوسنتزی گیاه به سمت قارچ‌ها حرکت می‌کند، اگر منابع کافی نیتروژن در دسترس

منابع

- 1- Aliasgharzad N., Afshari Z., and Najafi N. 2016. Carbon Sequestration by Glomerular Fungi in Soil Is Influenced by Phosphorus and Nitrogen Fertilization. *International Journal on Advanced Science Engineering Information Technology*, 6:2088-5334.
- 2- Aliasgharzadeh N., Saleh Rastin N., Towfighi H., and Alizadeh A. 2001. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungal in saline soils of Tabriz plain of Iran in relation to some physical and chemical properties of soil. *Mycorrhiza*, 11:119-122.
- 3- Barea J.M., Pozo M.J., Azcón R., and Azcon-Aguilar C. 2005. Microbial co-operation in the rhizosphere. *Journal of Experimental Botany*, 56:1761-1778.
- 4- Bedini S., Pellegrino E., Avio L., Pellegrini S., Bazzoffi P., Argese E., and Giovannetti M. 2009. Changes in soil aggregation and glomalin-related soil protein content as affect by the arbuscular mycorrhizal fungi species *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices*. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 1491-1496.
- 5- Bhat M.I., Bangroo S.A., Tahir A., Yadav S.R.S., and Aziz M.A. 2011. Combined Effects of *Rhizobium* and Vesicular Arbuscular fungi on green gram (*Vigna radiata* L. Wilczek) under temperate conditions. *Journal of Agriculture Science*, 2: 17-20.
- 6- Bohrer G., Kagan-Zur V., Roth-Bejerano N., and Ward D. 2001. Effects of environmental variables on vesicular-arbuscular mycorrhizal abundance in wild populations of *Vangueria infausta*. *Journal of Vegetation Science*, 12: 279-288.
- 7- Cornejo P., Meier S., Borie G., Rillig M.C., and Borie F. 2008. Glomalin-related soil protein in a Mediterranean ecosystem affected by a copper smelter and its contribution to Cu and Zn sequestration. *Science of the Total Environment*, 406:154-160.
- 8- Driver J.D., Holben W.E., and Rillig M.C. 2005. Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*, 37:101-106.
- 9- Ferrera-Cerrato R., and Villerias S.J. 1985. The VA endomycorrhiza and its effect of the development of three arboreous legumes. In *Proceeding of the Sixth North American Conference on Mycorrhizae held at ben, Oregon, USA*, pp. 328.
- 10- Garbaye J. 1994. Helper bacteria: a new dimension to the mycorrhizal symbiosis. *New Phytologist*. 128:197-210.
- 11- Garcia O.M., Ovasapyan T., Greas M., and Treseder K.K. 2008. Mycorrhizal dynamics under elevated CO₂ and nitrogen fertilization in a warm temperate forest. *Plant Soil*, 303: 301-303.
- 12- Gonzalez-Chavez M.C., Carrillo-Gonzalez R., Wright S.F., and Nichols K.A. 2004. The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. *Environmental Pollution*, 130: 317-323.
- 13- Gryndler M., Larsen J., Hrselová H., Rezáčová V., Gryndlerová H. et al. 2006. Organic and mineral fertilization, respectively, increase and decrease the development of external mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi in a long-term field experiment. *Mycorrhiza*, 16:159-166.
- 14- Hajiboland R., Rahmat S., Aliasgharzad N., and Hartikainen H. 2015. Selenium-induced enhancement in carbohydrate metabolism in nodulated alfalfa (*Medicago sativa* L.) as related to the glutathione redox state. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61:676-687.
- 15- Harper J.E., and Gibson A.H. 1984. Differential nodulation tolerance to nitrate among legume species. *Crop Science*, 24: 497-801.
- 16- Huo L., Wu T.Y., Lin H.M., Cao S.Y., and Tang W.X. 2008. Effects of long-term fertilization on water-stable aggregates in calcic kastanozem of Loess Plateau. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 19: 545-550.
- 17- Kabir Z., O'Halloran I.P., Fyles J.W., and Hamel C. 1997. Seasonal changes of arbuscular mycorrhizal fungi as affected by tillage practices and fertilization: Hyphal density and mycorrhizal root colonization. *Plant Soil*,

- 192:285-293
- 18- Kormanic P.P., and M.c. Graw. 1982. Quantification of VA mycorrhizae in plant roots. In Schenck NC (eds). *Methods and Principles of Mycorrhizal Research*. American Phytopathological Society. Saint Paul Minnesota, Pp: 37-45.
- 19- Li M., Liu R., Christie P., and Li X. 2005. Influence of three arbuscular mycorrhizal fungi and phosphorus on growth and nutrient status of Taro. *Communication on Soil Science and Plant Analysis*, 36: 2383-2396.
- 20- Liu R., Li M., and Meng X. 2000. Effects of AM fungi on endogenous hormones in corn and cotton plants. *Mycosystem*, 19: 91-96.
- 21- Lovelock C.E., Wright S.F., Clark D.A., and Ruess R.W. 2004. Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungi across a tropical rain forest landscape. *Journal of Ecology*, 92: 278-287.
- 22- Lucy M., Reed E., and Glick B.R. 2004. Application of free living plant growth promoting rhizobacteria. *Antonie van Leeuwenhoek Journal of Microbiology*, 86:1-25.
- 23- Miller M.H. 2000. Arbuscular mycorrhiza and phosphorus nutrition of maize; a review of Guelph studies. *Canadian Journal of Plant Science*, 80: 47-52.
- 24- Newman G., and Romheld. 1999. Root excretion of carboxylic acids and protons in phosphorus-deficient plants. *Plant and Soil*, 211: 121-130.
- 25- Nichols K.A., and Wright S.F. 2004. Contributions of soil fungi to organic matter in agricultural soils. In Magdoff F, Weil R (eds) *Functions and management of soil organic matter in agroecosystems*. CRC Press, Boca Raton, FL, Pp: 179-198.
- 26- Nichols K.A., and Wright S.F. 2006. Carbon and nitrogen in operationally defined soil organic matter pool. *Biology and Fertility of Soils*, 43: 215-220.
- 27- Norrif I.R., Read D.J., and Varma A.K. 1992. *Methods in Microbiology Techniques for Study of Mycorrhiza*. Academic press, London.
- 28- Peix B., Mazurier S., Lemanceau P., Siblot S., Berta G., Mougél C., and Van Tuinen D. 2007. Medicago species affect the community composition of arbuscular mycorrhizal fungi associated with roots. *Ney Phytologist*, 176: 197-210.
- 29- Purin S., and Rillig M.C. 2007. The arbuscular mycorrhizal fungal protein glomalin: Limitations, progress, and a new hypothesis for its function. *Pedobiologia*, 51: 123-130.
- 30- Rillig M.C., Ramsey P.W., Morris S., and Paul E.A. 2003. Glomalin, an arbuscular mycorrhizal fungal soil protein, responds to land-use change. *Plant and Soil*, 253: 293-299.
- 31- Rillig M.C., and Mummey D.L. 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*, 171: 41-53.
- 32- Rillig M.C., Wright S.F., Nichols K.A., Schmidt W.F., and Torn M.S. 2001. Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. *Plant and Soil*, 233: 167-177.
- 33- Schindler F.V., Mercer E.R., and Rice J.A. 2007. Chemical characteristics of glomalin related soil protein (GRSP) extracted from soils of varying organic matter content. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 320-329.
- 34- Singh P.K. 2012. Role of glomalin related soil protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi: a review. *Agriculture Science Research Journal*, 2: 119-125.
- 35- Steinberg P.D., and Rillig M.C. 2003. Differential decomposition of arbuscular mycorrhizal fungal hyphae and glomalin. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 191-194.
- 36- Streeter J. 1988. Inhibition of legume nodule formation and N₂ fixation by nitrate. *CRC Critical Reviews in Plant Sciences*, 7 : 1-24.
- 37- Swift M., and Bignell D. 2001. Standard methods for assessment of soil biodiversity and land use practice. International centre for research in Agroforestry (ICRAF) Southeast Asia. Available at: <http://www.icraf.cgiar.org/sea>. 2001 (visited 31 January 2018).
- 38- Talaat N.B., and Abdallah M.A. 2008. Response of faba bean (*Vicia faba* L.) to dual inoculation with *Rhizobium* and VA mycorrhiza under different levels of N and P fertilization. *Journal of Applied Science Research*, 4:1092 - 1102.
- 39- Treseder K.K., and Allen M.F. 2000. Mycorrhizal fungi have a potential role in soil carbon storage under elevated CO₂ and nitrogen deposition. *New Phytologist*, 147:189-200.
- 40- Treseder K.K., Turner K.M., and Mack M.C. 2007. Mycorrhizal responses to nitrogen fertilization in boreal ecosystems: potential consequences for soil carbon storage. *Global Change Biology*, 13: 78-88.
- 41- Violi H.A., Treseder K.K., Menge J.A., Wright S.F., and Lovatt, C.J. 2007. Density dependence and interspecific interactions between arbuscular mycorrhizal fungi mediated plant growth, glomalin production, and sporulation. *Canadian Journal of Botany*, 85: 63-75.
- 42- Walley F.L., and Germida J.J. 1997. Response of spring wheat (*Triticum aestivum*) to interactions between *Pseudomonas* species and *Glomus clarum* NT4. *Biology and Fertility of Soils*, 24: 365-371.
- 43- Wery J., Ture O., and Salsae L. 1986. Relationship between growth, nitrogen fixation and assimilation in a legume (*Medicago sativa* L.). *Plant and Soil*, 96:17-29.
- 44- Wilson P.W. 1940. *The biochemistry of symbiotic nitrogen fixation*. The University of Wisconsin Press, Madison,

- Wis.
- 45- Wilson G.W.T., Rice C.W., Rillig M.C., Springer A., and Hartnett D.C. 2009. Soil aggregation and carbon sequestration are tightly correlated with the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi: Results from long-term field experiments. *Ecology Letters*, 12:452–461.
- 46- Wright S.F. 2000. A fluorescent antibody assay for hyphae and glomalin from arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 226:171–177.
- 47- Wright S.F., and Upadhyaya A. 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science*, 161: 575-586.
- 48- Wright S.F., and Upadhyaya A. 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 198: 97-107.
- 49- Wright S.F., Franke-Snyder M., Morton J.B., and Upadhyaya A. 1996. Time-course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. *Plant and Soil*, 181: 193-203.
- 50- Wright S.F., Franke-Snyder M., Morton J.B., and Upadhyaya A. 1996. Time-course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. *Plant and Soil*, 181: 193-203.
- 51- Xie Z-P., Staehelin C., Vierheilig H., Wiemken A., Jabbouri S., Broughton W.J., Vögeli-Lange R., and Boller T. 1995. Rhizobial nodulation factors stimulate mycorrhizal colonization of nodulating and nonnodulating soybeans. *Plant Physiology*, 108:1519–1525.
- 52- Zhu Y., and Miller R.M. 2003. Carbon cycling by arbuscular mycorrhizal fungi in soil-plant systems. *Trends in Plant Science*, 8:407-409.



The Effect of Rhizobium on Glomalin Production by *Rhizophagus irregularis* in Symbiosis with Clover Plant under Different Levels of Nitrogen

V. Shaabani Zenoozagh^{*1}- N. Aliasgharzad²- J. Majidi³- R. Hajiboland⁴- B. Baradaran⁵- L. Aghebati-Maleki⁶

Received: 26-02-2018

Accepted: 23-04-2018

Introduction: Glomalin is a specific glycoprotein produced by the fungi belonging to phylum Glomeromycota and plays a key role in soil carbon and nitrogen storage. This also has a significant role in the stable aggregates formation and establishment of microbial communities in soil. Assimilated plant C which is allocated to the mycorrhizal fungus, appears as a recalcitrant glycoprotein (glomalin) in cell walls of hyphae and spores. Considering global warming due to increasing greenhouse gases, this phenomenon can be important in carbon sequestration and reducing CO₂ in atmosphere. Chemical fertilizers can affect symbiotic relations of these fungi, which in turn affect glomalin production.

Materials and Methods: In a factorial completely randomized design with three replication, clover plants (*Trifolium repense* L.) were included with *Rhizophagus irregularis* and/or *Rhizobium leguminosarum* bv. *Trifolii*. Four levels of nitrogen (0, 2, 6 and 10 mM as nitrate) in Newman & Romheld nutrient solution were applied to the pots containing 1.5 kg sterile sand. The pots were daily irrigated with nutrient solution containing the above-mentioned levels of nitrogen. Clover plants were excised after 12 weeks of growth. Fine roots were cleaned with 10% KOH and then stained using lactoglycerol trypan blue. Root colonization percentage was determined by grid line intersections method (GLM) described by Norrif et al (1992). For glomalin extraction, hyphal or root samples were autoclaved at 121 °C with 50 mM sodium citrate buffer for 60 min in three cycles. Sand glomalin (SG) and root glomalin (RG) were measured by Bradford method after extraction. Nitrogen concentration in shoot and root was measured according to the standard method.

Results and Discussion: By increasing nitrogen level, the SG significantly decreased ($p < 0.01$), and at 2 mM, a 63.5 % decrease in SG was observed with relative to the nitrogen-free control. In the rhizobial treated pots, SG production increased by fungal inoculation ($p < 0.01$). The interaction between bacteria and AM was also significant in production of SG. At the presence of rhizobium bacteria, glomalin production by AM fungi increased significantly. The changes of glomalin content were not impacted by the presence of bacteria in the uninoculated pots with fungi. The highest amount of SG was recorded in the co-inoculated plants with nitrogen-free level. The amount of RG enhanced by increasing nitrogen concentration in nutrient solution. At 10 mM, RG increased by 12.90 %, 11.91 % and 1.44 % compared to the levels of 0, 2 and 6 mM, respectively. As the nitrogen level increased, the percentage of root colonization increased with respect to the control. Nitrogen concentration in shoot and root was enhanced by N increment to 10mM.

Conclusion: Carbon sequestration via glomali synthase by AM fungi is an important pathway for capturing CO₂ from atmosphere. Field management measures help AM development of glomalin production. Based on our results, co-inoculated plants with AM and rhizobium seem to positively affect the production of this glycoprotein. On the other hand, SG decreased significantly by increasing nitrogen concentrations in the nutrient solution. RG, however, increased significantly as a result of increased nitrogen in both fungal inoculations. The highest amount of RG was recorded in the co-inoculated plants with 10mM level. Glomalin synthesis by the fungi is positively affected by the soil nitrogen availability. Nitrogen is the main constituent of this glycoprotein. Plant photosynthates are translocated to the fungal organs via roots and mainly utilized for glomalin synthesis in

1 and 2- Ph.D. Student and Professor of Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran

(*- Corresponding Author Email: vahideh_shabani@yahoo.com)

3- Professor of Department of Immunology, Faculty of Medicine, Tabriz University of Medical Sciences, Tabriz, Iran

4- Professor of Department of Plant Science, Faculty of Natural Science, University of Tabriz, Tabriz, Iran

5 and 6 -Associate Professor and Assistant Professor of Immunology Research Center, Tabriz University of Medical Sciences, Tabriz, Iran

hyphal and spore cell walls. During this process, nitrogen plays an important role as a constituent of the glycoprotein. The Bradford method was used for glomalin determination in this study. The method is not specific for glomalin and can also measure other glomalin related proteins and glycoproteins. Other proteins increased by N fertilization can hence be measured based on Bradford method. Once plant assimilates are translocated to the fungi, they may be transformed to the nitrogenous compounds if sufficient nitrogen sources are available. Accordingly, a considerable amount of fixed carbon is assimilated in fungal organs and soil particles. It can be concluded that carbon sequestration by arbuscular mycorrhizal symbiosis in terrestrial ecosystems can be improved by N fertilization at optimum level. In addition, the presence of rhizobium bacteria can meet the nitrogen requirement of plants through biological stabilization of nitrogen.

Keywords: Arbuscular mycorrhizal fungi, Bradford, Glomalin, Nitrogen, Rhizobium



ارزیابی داده‌های شبکه‌بندی شده AgMERRA در شبیه‌سازی عملکرد و نیاز آبی گندم دیم در استان خراسان رضوی

فاطمه یعقوبی^۱ - محمد بنایان اول^{۲*} - قربانعلی اسدی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۹/۱۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۲۰

چکیده

شبیه‌سازی با استفاده از مدل‌های گیاهی نیازمند داده‌های بلند مدت و با کیفیت آب و هوایی است. در بسیاری از مناطق این داده‌ها با کیفیت مطلوب و یا دوره آماری مناسب در دسترس نمی‌باشند. لذا این مطالعه با هدف ارزیابی داده‌های AgMERRA در شبیه‌سازی نیاز آبی و عملکرد گندم دیم در استان خراسان رضوی به اجرا درآمد. در این پژوهش از داده‌های روزانه ایستگاه‌های سینوپتیک تربت جام، تربت حیدریه، سبزوار، سرخس، قوچان، کاشمر، گناباد، نیشابور و مشهد استفاده شد. داده‌های روزانه AgMERRA از پایگاه داده‌های سازمان فضایی امریکا جمع‌آوری و سپس با داده‌های مشاهداتی ایستگاه‌های سینوپتیک مورد مقایسه قرار گرفتند. جهت شبیه‌سازی نیاز آبی و عملکرد گندم از مدل کراپوات و CSM-CERES-Wheat استفاده شد. نتایج نشان داد که تشعشع خورشیدی، دمای حداقل و حداکثر AgMERRA در تمامی مناطق همبستگی ($r^2 > 0.7$) و توافق خوبی ($NRMSE < 30\%$) با داده‌های مشاهداتی نشان داد. اما سرعت باد و بارندگی روزانه AgMERRA در توافق با مقادیر مشاهداتی متناظر نبود، با این وجود استفاده از مجموع بارندگی ۱۵ روز سبب بهبود وضعیت توافق و همبستگی مشاهده شده در تمامی مناطق گردید. ضریب تغییرات نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در تمامی مناطق به جز تربت جام، تربت حیدریه و گناباد برای نیاز آبی و مشهد، کاشمر و قوچان برای عملکرد نزدیک به (بین ۵- تا ۵+ درصد) ضریب تغییرات نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود. با این وجود انحراف میانگین بلند مدت نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در تمامی مناطق به جز تربت حیدریه و گناباد برای نیاز آبی در بازه ۱۰- تا ۱۰+ درصد میانگین بلند مدت نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی قرار داشت. با توجه به نتایج حاصله می‌توان از داده‌های AgMERRA جهت برآورد میانگین بلند مدت نیاز آبی و عملکرد گندم دیم در منطقه مورد مطالعه استفاده نمود. با این وجود این مجموعه داده جهت شبیه‌سازی دقیق نیاز آبی و عملکرد در یک سال خاص زیاد قابل اعتماد نیست.

واژه‌های کلیدی: بارندگی، داده‌های آب و هوایی، رگرسیون، مدل گیاهی

مقدمه

میزان تغییرات آب و هوایی در سال، وجود حداقل ۱۰ تا ۲۰ سال داده آب و هوایی روزانه جهت برآورد قابل اطمینان عملکرد و تغییرپذیری آن ضروری است (۱۸، ۳۹ و ۴۰). با این وجود در قسمت‌های زیادی از جهان که اکثراً با مسائلی همچون امنیت غذایی و آسیب‌پذیری به تغییر اقلیم مواجه هستند، نه تنها داده‌های آب و هوایی روزانه با دوره آماری مناسب در دسترس نبوده بلکه تمام متغیرهای لازم برای مدل‌های شبیه‌سازی گیاه زراعی را اندازه‌گیری نمی‌کنند (۲۳ و ۳۶). لذا داده‌های شبکه‌بندی شده یا داده‌های آب و هوایی تولید شده به عنوان جایگزینی در مناطقی که داده‌های آب و هوایی مشاهداتی در دسترس نیستند، مورد استفاده قرار می‌گیرند (۳۶).

تولید داده‌های آب و هوایی، با دقت مناسب یکی از اهداف اصلی مراکز پیش‌بینی و مدل‌سازی است (۲۴). امروزه مراکز مهم همچون ناسا و نوآ و همچنین مراکز دانشگاهی، ملی و بین‌المللی (ECMWF،

برآورد نیاز آبی، عملکرد و تغییرپذیری آنها با استفاده از مدل‌های شبیه‌سازی گیاهان زراعی، نیازمند دسترسی به داده‌های بلند مدت روزانه آب و هوایی است (۷، ۳۸ و ۴۰). شبیه‌سازی نیاز آبی، عملکرد و بررسی تغییرپذیری آنها در تجزیه و تحلیل امنیت غذایی، ارزیابی اثرات تغییرات اقلیمی بر نمو و تولید گیاهان، توسعه و استفاده از ابزارهای پشتیبانی تصمیم‌گیری مدیریت محصول، آنالیز خلأ عملکرد و حمایت از تحقیقات زراعی مورد استفاده قرار می‌گیرد (۴۱). بسته به

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی دکتری اکولوژی گیاهان زراعی، استاد و دانشیار گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(Email: banayan@um.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v32i2.68948
*- نویسنده مسئول:

AgMERRA دارای بهترین کارایی در بازتاب داده‌های بارندگی مشاهداتی در مقایسه با مجموعه داده‌های ERA-Interim^۳، ERA-Interim\Land و JRA-55 بود.

ارزیابی و اعتبارسنجی داده‌های شبکه‌بندی شده آب و هوا به منظور شناخت کارایی و محدودیت آنها در نواحی مختلف به‌ویژه در مناطقی که تراکم ایستگاه‌های زمینی پایین است و یا داده‌های آب و هوایی با کیفیت مطلوب و دوره آماری مناسب در دسترس نمی‌باشند، امری ضروری است. همچنین داده‌های آب و هوایی زیربنای طیف گسترده‌ای از برنامه‌ها و مطالعات کاربردی در علوم کشاورزی است. لذا هدف از مطالعه حاضر معرفی و ارزیابی دقت داده‌های AgMERRA در مقابل داده‌های اندازه‌گیری شده توسط ایستگاه‌های سینوپتیک استان خراسان رضوی و همچنین ارزیابی نیاز آبی و عملکرد گندم دیس شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA با نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق استان خراسان رضوی واقع در مختصات جغرافیایی ۳۳ درجه و ۵۲ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۴۲ دقیقه عرض شمالی و ۵۶ درجه و ۱۹ دقیقه تا ۶۱ درجه و ۱۶ دقیقه طول شرقی و با مساحتی حدود ۱۱۶۴۸۵ کیلومتر مربع است (شکل ۱). در این پژوهش از داده‌های روزانه ۹ ایستگاه سینوپتیک تربت جام، تربت حیدریه، سبزوار، سرخس، قوچان، کاشمر، گناباد، نیشابور و مشهد استفاده شد. متغیرهای آب و هوایی و دوره آماری مورد مطالعه مربوط به هر یک ایستگاه‌ها در جدول ۱ ارائه شده است.

داده‌های روزانه AgMERRA برای دوره مورد مطالعه در هر منطقه با فرمت nc4 از پایگاه داده‌های سازمان فضایی آمریکا جمع‌آوری شد. پس از تعیین شبکه قرارگیری هر ایستگاه سینوپتیک، داده‌های مربوط به آن شبکه با استفاده از نرم‌افزار R استخراج گردید. سپس داده‌های استخراج شده با داده‌های مشاهداتی ایستگاه‌های سینوپتیک مورد مقایسه قرار گرفتند. عرض از مبدأ (b)، شیب (m) و ضریب تبیین (R^2) رگرسیون خطی برای تخمین طول و اریبی روابط (۴۱) و همچنین مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE) و مجذور میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE) برای اندازه‌گیری توافق بین داده‌ها (۲۹) محاسبه گردید.

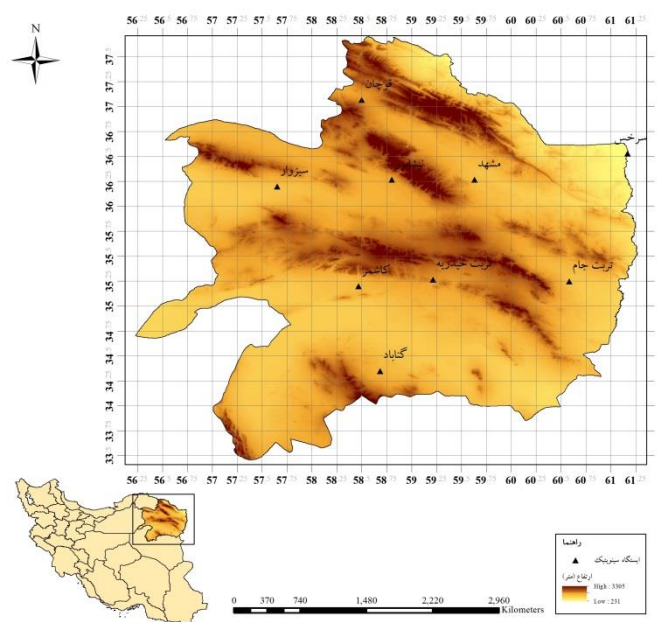
(GPCC، CRU و GLDAS) با استفاده از ابزارهای مختلف (سنجده‌ها، مشاهدات میدانی، داده‌های ایستگاهی، داده‌های تاریخی و غیره) حجم قابل توجهی از داده‌های آب و هوایی را در مقیاس جهانی و منطقه‌ای با قدرت تفکیک مکانی و زمانی متفاوت در دسترس کاربران قرار داده‌اند (۲۷). در این بین سازمان فضایی ملی ایالات متحده آمریکا^۱ و دانشگاه کلمبیا در سال ۲۰۱۴ مجموعه داده‌ای را با هدف ایجاد شبکه‌ای جهانی و همگون برای استفاده در پژوهش‌های کشاورزی، امنیت غذایی و مدل‌های رشد گیاهی ارائه نمودند (۲۴). این مجموعه داده که تحت عنوان AgMERRA نامیده شد حاصل تحلیل مجدد داده‌های ماهواره‌های MERRA^۲، PERSIANN و CMORPH (۲۲) و داده‌های مشاهده شده از ایستگاه‌های سینوپتیک ۲۳۲۴ منطقه در نواحی مهم کشاورزی جهان می‌باشد. این مجموعه داده شامل متغیرهای اقلیمی مورد نیاز در مدل‌های رشد و نمو گیاهان زراعی در مقیاس زمانی روزانه با قدرت تفکیک بالا (در حدود 25×25 کیلومتر برای بارندگی، رطوبت نسبی در زمان حداکثر دما و سرعت باد، 50×50 کیلومتر برای دمای حداقل و حداکثر و 100×100 کیلومتر برای تشعشع خورشیدی) بوده که برای سال‌های ۲۰۱۰-۱۹۸۰ میلادی در دسترس می‌باشد (۳۵).

در مطالعات بسیاری در زمینه کشاورزی از داده‌های آب و هوایی شبکه‌بندی شده استفاده شده است (۵، ۱۵، ۱۶، ۱۷، ۲۵، ۲۶ و ۲۷). با این حال باید توجه داشت که در تولید داده‌های آب و هوایی بلند مدت با پوشش جهانی منابع خطا می‌تواند باعث برآوردهای کمتر یا بیشتر عملکرد محصول و تغییرات آن در طول زمان شود (۴۱). لذا با وجود کارایی زیاد مجموعه داده‌های آب و هوایی شبکه‌بندی شده، به منظور آگاهی از دقت آنها باید قبل از استفاده در مناطق مختلف مورد ارزیابی قرار بگیرند. لشکری و همکاران (۲۴) به بررسی امکان‌سنجی استفاده از پایگاه داده AgMERRA برای ساخت داده‌های ناقص و گمشده موجود در ایستگاه‌های سینوپتیک گلمکان و مشهد پرداختند. نتایج آنها نشان داد که مجموعه داده AgMERRA قدرت خوبی در تخمین داده‌های گمشده حداکثر و حداقل دمای روزانه دشت مشهد دارد. صالح نیا و همکاران (۳۷) در برآورد شاخص‌های هواشناسی خشکسالی از دو منبع بارندگی AgMERRA و مشاهداتی ایستگاهی نشان دادند توافق خوبی بین بارندگی و شاخص‌های خشکسالی مبتنی بر AgMERRA و داده‌های مشاهداتی در سه ایستگاه مشهد، قوچان و گلمکان در سال‌های ۱۹۸۷ تا ۲۰۱۰ وجود داشت. کگلار و همکاران (۹) نیز نشان دادند که مجموعه داده

1- National Aeronautics and Space Administration (NASA)

2- The Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications

3- ERA, European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) Re-Analysis



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های سینوپتیک و سلول‌های منظم 0.25×0.25 درجه داده‌های AgMERRA در منطقه مورد مطالعه

Figure 1- Location of synoptic stations and overlying regular gridded network 0.25×0.25 degrees AgMERRA data in studied area

جدول ۱- مشخصات، دوره آماری و متغیرهای آب و هوایی در دسترس ایستگاه‌های سینوپتیک

Table 1- Characteristics, available weather data period and variables for the meteorological stations

ایستگاه سینوپتیک Synoptic station	ارتفاع (متر) Elevation (m)	عرض جغرافیایی (درجه اعشار) Latitude (decimal degrees)	طول جغرافیایی (درجه اعشار) Longitude (decimal degrees)	اقلیم Climate	دوره آماری Weather data period	متغیرهای آب و هوایی در دسترس Available weather variables
تربت جام Torbat Jam	950.40	35.25	60.58	نیمه خشک Semi-arid	1993-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat, wndspd
تربت حیدریه Tobat Heydarieh	1450.80	36.27	59.22	نیمه خشک Semi-arid	1982-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat
سبزوار Sabzevar	972.00	36.20	57.65	نیمه خشک Semi-arid	1982-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat, wndspd
سرخس Sarakhs	235.00	36.53	61.17	معتدل Temperate	1991-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat
قوچان Ghoochan	1287.00	37.07	58.50	معتدل Temperate	1991-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat, wndspd
کاشمر Kashmar	1109.70	35.20	58.47	نیمه خشک Semi-arid	1991-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat, wndspd
گناباد Gonabad	1056.00	34.35	58.68	خشک Arid	1991-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat
مشهد Mashhad	999.20	36.27	59.63	معتدل Temperate	1980-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat, wndspd
نیشابور Neyshabour	1213.00	36.27	58.80	نیمه خشک Semi-arid	1992-2010	T_{max} , T_{min} , Srad, prat, wndspd

به ترتیب بیانگر دمای حداکثر، دمای حداقل، تشعشع خورشیدی، بارندگی و سرعت باد می‌باشند

T_{max} , T_{min} , Srad, prat and wndspd are maximum temperature, minimum temperature, solar radiation, precipitation and wind speed, respectively

محاسبه تبخیر و تعرق مرجع استفاده می‌کند (۱) اما در این مطالعه با توجه به محدودیت داده‌های اقلیمی، تبخیر و تعرق مرجع با استفاده از مدل RefET و بر اساس روش پریستلی تیلور (۳۳) محاسبه گردید و به عنوان ورودی مدل کراپ وات استفاده شد. قبلاً اعتبار سنجی این روش برای مناطق مورد مطالعه در شرایط محدودیت داده‌های اقلیمی توسط محققان انجام شده است (۱۱). تاریخ کاشت محصول از کشاورزان محلی و سازمان جهاد کشاورزی مناطق مورد مطالعه اخذ گردید. طول دوره رشد گندم از نشریه ۵۶ آبیاری و زه‌کشی فائو (۱)، برای هر یک از مراحل چهارگانه رشد (مرحله ابتدایی، مرحله رشد و توسعه گیاه، مرحله میانی و مرحله نهایی) استخراج شد. ضریب گیاهی (K_c) مربوط به هر یک از مراحل رشد گندم نیز از جدول ارائه شده توسط فائو (۱) استخراج گردید (ضرایب گیاهی مربوط به مراحل اولیه رشد ($K_{c\text{ ini}}$)، میانی رشد ($K_{c\text{ mid}}$) و پایانی رشد ($K_{c\text{ end}}$) به ترتیب ۰/۴، ۱/۱۵ و ۰/۲۵ بودند).

تبخیر و تعرق گیاه که به عنوان نیاز آبی گیاه (CWR^1) در نظر گرفته می‌شود (۴۴) به عمق آب مورد نیاز برای جبران تلفات آب از طریق تبخیر و تعرق گیاه (گیاهی که در شرایط پتانسیل و بدون محدودیت آب و مواد غذایی و در محیطی عاری از آفات، بیماری‌ها و علف‌های هرز رشد یافته است) اطلاق می‌گردد (۲۰). در مدل کراپ وات، نیاز آبی گندم (ET_c) به وسیله ضرب ضریب گیاهی در تبخیر و تعرق مرجع (ET_o) در مراحل رشدی مختلف و با استفاده از معادله زیر محاسبه می‌گردد.

$$ET_c = K_c * ET_o \quad (3)$$

جهت شبیه‌سازی عملکرد گندم از مدل CSM-CERES-Wheat^۲ موجود در بسته نرم‌افزاری DSSAT 4.6 (۱۹) استفاده شد. این مدل رشد و نمو گیاه را در مقیاس زمانی روزانه شبیه‌سازی می‌نماید. در این مطالعه از ضرایب ژنتیکی رقم سرداری که قبلاً توسط عیشی رضائی و بنایان (۱۳) و بنایان و همکاران (۳) کالیبره و ارزیابی شده بود برای اجرای مدل CSM-CERES-Wheat استفاده شد (جدول ۱). ورودی مورد نیاز برای اجرای این مدل علاوه بر ضرایب ژنتیکی رقم مورد مطالعه، ویژگی‌های خاک، مسائل مدیریتی و متغیرهای اقلیمی است (۴). اطلاعات مربوط به خاک (مانند بافت خاک، شوری، اسیدیته، ماده آلی) و مسائل مدیریتی (مانند تاریخ کاشت، تراکم کاشت، فاصله ردیف، مقدار و زمان مصرف نهاده‌ها) نیز از کشاورزان محلی و سازمان جهاد کشاورزی در مناطق مورد مطالعه جمع‌آوری گردید. سپس عملکرد گندم دیم با استفاده از داده‌های آب

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - X_{model,i})^2} \quad (1)$$

$$NRMSE = \frac{RMSE}{X_{obs,max} - X_{obs,min}} \quad (2)$$

در این معادلات، n تعداد روز مشاهداتی، $X_{obs,i}$ مقدار متغیر مشاهده شده برای روز i ام و $X_{model,i}$ مقدار متغیر شبیه‌سازی شده (AgMERRA) برای روز i ام، $X_{obs,max}$ حداکثر و $X_{obs,min}$ حداقل مقدار متغیر مشاهده شده می‌باشد.

از آنجایی که مقدار عملکرد شبیه‌سازی شده در شرایط دیم حساسیت زیادی به مقدار کل بارش و توزیع آن در طول چند هفته نسبت به بارش در مقیاس زمانی روزانه دارد (۴۱)، مقایسه بارندگی AgMERRA با بارندگی مشاهداتی در سه مقیاس زمانی روزانه، ۱۵ روز و ماهانه انجام شد. همچنین فراوانی روزهای خشک کاذب (یعنی یک رویداد بارندگی در داده‌های شبکه‌بندی شده AgMERRA گزارش نشده است در حالی که در داده‌های آب و هوایی مشاهداتی ثبت شده است) و مرطوب کاذب (یعنی یک رویداد بارندگی در داده‌های شبکه‌بندی شده AgMERRA گزارش شده است در حالی که در داده‌های آب و هوایی مشاهداتی ثبت نشده است) در داده‌های AgMERRA نیز محاسبه گردید. با توجه به عدم قطعیت در داده‌های بارندگی اندازه‌گیری شده و اثرات نسبی کم رویدادهای بارندگی خیلی کوچک بر عملکرد شبیه‌سازی شده، تنها رویدادهای بارندگی بیشتر از شش میلی‌متر برای تجزیه و تحلیل روزهای مرطوب و خشک در نظر گرفته شد (۳۶).

برای هر متغیر آب و هوایی در صورتی که همبستگی قوی ($r^2 > 0.7$) اما توافق ضعیف ($NRMSE > 30\%$) یا اریبی ($m < 0.8$ یا $m < 0.2$) و $b < 2$ درصد میانگین مشاهدات) مشاهده شود، باید تصحیح بر روی داده‌های شبکه‌بندی شده صورت گیرد (۴۱). نتایج حاصل از مقایسه داده‌های AgMERRA و مشاهداتی مورد بررسی قرار گرفت، با توجه به همبستگی قوی ($r^2 > 0.7$) و توافق خوب با داده‌های آب و هوایی مشاهداتی ($NRMSE < 30\%$) همراه با اریبی کم ($m < 0.8$ یا $m < 0.2$) و $b > 2$ درصد میانگین داده‌های آب و هوایی مشاهداتی) بین داده‌های مشاهداتی و AgMERRA، داده‌های AgMERRA به طور مستقیم برای شبیه‌سازی نیاز آبی و عملکرد گندم استفاده شد.

نیاز آبی گندم با استفاده از مدل کراپ وات (۱۴) برای هر منطقه برآورد گردید. داده‌های مورد نیاز برای اجرای مدل شامل داده‌های اقلیمی یا تبخیر و تعرق مرجع، مجموع بارندگی ماهانه و اطلاعات مربوط به محصول (یعنی تاریخ کاشت، طول مراحل مختلف رشد گیاه و ضرایب گیاهی) می‌باشد. کراپ وات از روش پنمن مونیتث فائو برای

1- Crop water requirement

2- Cropping System Model-Crop Environment

Resource Synthesis-Wheat

حداقل و حداکثر مشاهداتی بود. وایت و همکاران (۴۲) اربیی متفاوتی بین دمای ناسا و مشاهداتی به دست آوردند و بیان داشتند که این امر می‌تواند به تغییر در ارتفاع، موقعیت چشم‌اندازها، حضور بدنه‌ای از آب‌های بزرگ یا مشکلات مدل‌های شبیه‌سازی استفاده شده برای استخراج دمای ناسا مربوط باشد.

در بین تمامی مناطق کمترین میزان توافق برای هر سه پارامتر در شهرستان تربت حیدریه حاصل شد (جدول ۲). دلیل این امر می‌تواند به شرایط توپوگرافی این منطقه مربوط باشد. به طور کلی مقدار هر یک از داده‌های شبکه‌بندی شده میانگین مناطق مختلف موجود در هر شبکه است (۴۲). لذا زمانی که در یک شبکه توپوگرافی یکنواخت نباشد به‌ویژه در مناطق کوهستانی، داده یک ایستگاه به طور قابل توجهی متفاوت از میانگین گزارش شده برای آن شبکه (که ایستگاه هواشناسی در آن قرار دارد) خواهد بود. وان وارت و همکاران (۴۱)، وان وارت و همکاران (۴۰) و بای و همکاران (۲) نیز توافق خوبی بین داده‌های ناسا و مشاهداتی برای مناطق با توپوگرافی نسبتاً مسطح و توافق ضعیف را در مناطق با توپوگرافی ناهمگن گزارش نمودند.

از ۹ منطقه مورد مطالعه، داده‌های مشاهداتی سرعت باد تنها برای مناطق تربت جام، سبزوار، قوچان، کاشمر، مشهد و نیشابور برای دوره آماری مورد مطالعه مربوط به هر ایستگاه (جدول ۱) در دسترس بودند. نتایج مقایسه این پارامتر از مجموعه داده AgMERRA با مقادیر متناظر مشاهداتی آن بیانگر همبستگی ضعیفی (یعنی میانگین r^2 برای شش منطقه ۰/۱۸) بین این داده‌ها بود با این وجود میانگین مقادیر RMSE و NRMSE برای شش منطقه به ترتیب ۱/۸۷ متر بر ثانیه و ۱۷/۴۹ درصد بود (جدول ۳). علی‌رغم توافق قابل قبول، با توجه به همبستگی ضعیف مشاهده شده نمی‌توان از داده‌های سرعت باد AgMERRA در هیچ یک از شش مناطق مورد بررسی حتی با انجام تصحیح به عنوان جایگزینی برای مقادیر مشاهداتی استفاده نمود.

داده‌های بارندگی روزانه AgMERRA توافق خوب (میانگین RMSE و NRMSE برای تمامی مناطق به ترتیب ۲/۲۵ میلی‌متر و ۴/۹۴ درصد)، اما همبستگی ضعیف (میانگین r^2 برای تمامی مناطق ۰/۳۴) و اربیی بزرگی (m برای اکثر مناطق کمتر از ۰/۸ و b در تمامی مناطق بیشتر از ۲ درصد میانگین مشاهدات) با داده‌های ایستگاه‌های سینوپتیک متناظر نشان داد (جدول ۴). علت این امر را می‌توان به تغییرات زیاد خصوصیات بارندگی از جمله شدت و مقدار آن حتی در حوضه‌های کوچک (۱۲) مرتبط دانست. به طوری‌که پیلگریم و همکاران (۱۹۹۸) نیز بیان داشتند بررسی رفتار بارندگی در مناطق خشک و نیمه خشک حاکی از تغییرات مکانی و زمانی زیاد بارندگی در این مناطق می‌باشد.

و هوایی مشاهداتی و شبکه‌بندی شده AgMERRA برای هر یک از مناطق مورد مطالعه و دوره آماری بیان شده در جدول ۱ شبیه‌سازی گردید.

از ضریب تغییرات و نمودار جعبه‌ای جهت مقایسه توزیع و پراکندگی نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA با نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی استفاده شد. انحراف میانگین بلند مدت نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA از میانگین بلند مدت نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی نیز برای هر یک از مناطق مورد مطالعه محاسبه گردید. آنالیز داده‌ها و رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار R صورت گرفت.

نتایج و بحث

تشعشع خورشیدی AgMERRA در تمامی مناطق همبستگی و توافق خوبی با داده‌های مشاهداتی نشان داد (جدول ۲). به طوری که میانگین r^2 RMSE و NRMSE برای تمامی مناطق به ترتیب ۰/۸۵، ۳/۷۲ مگاژول بر متر مربع در روز و ۱۶/۱۶ درصد بود. با این وجود مقدار اربیی (b) بین ۰/۹۱- تا ۲/۲۰ متغیر بود و تشعشع خورشیدی AgMERRA در تمامی مناطق به جز سبزوار و نیشابور بیشتر از مقادیر مشاهداتی بود. بای و همکاران (۲) نیز توافق خوبی بین داده‌های تشعشع خورشیدی ناسا و مشاهداتی با $r^2=0/80$ و $Mj RMSE=3/41 m^2 d^{-1}$ مشاهده نمودند اما تشعشع خورشیدی ناسا در ۲۸ درصد از مناطق مورد مطالعه آنها که دارای اقلیمی خشک و نیمه خشک بودند کمتر از مقادیر مشاهداتی بود.

در تمامی مکان‌ها مشابه تشعشع خورشیدی، دمای حداکثر و حداقل AgMERRA همبستگی قوی (میانگین r^2 برای تمامی مناطق به ترتیب ۰/۹۵ و ۰/۸۹) و توافق خوبی (میانگین RMSE برای تمامی مناطق به ترتیب ۲/۸۱ و ۳/۰۸ مگاژول بر متر مربع در روز) با دمای حداکثر و حداقل مشاهداتی نشان داد (جدول ۲). لشکری و همکاران (۲۴) در بررسی اعتبارسنجی داده‌های AgMERRA با داده‌های ایستگاه‌های سینوپتیک متناظر نشان دادند که این مجموعه داده در شبیه‌سازی حداکثر و حداقل دمای روزانه و بارندگی در هر دو ایستگاه مشهد و گلمکان از قدرت بالایی برخوردار بودند. در تمامی مناطق به جز تربت حیدریه، سبزوار و نیشابور جهت اربیی دمای حداکثر متفاوت از جهت اربیی دمای حداقل بود (جدول ۲). به طور مثال در گناباد دمای حداکثر AgMERRA ۱/۳۳ درجه سانتی‌گراد کمتر از مشاهداتی بود در حالی که دمای حداقل AgMERRA در این منطقه ۰/۳۹ درجه سانتی‌گراد بیشتر از دمای حداقل مشاهداتی بود. در مقابل در شهرستان تربت حیدریه هر دو دمای حداقل و حداکثر AgMERRA در حدود ۴/۲ درجه سانتی‌گراد بیشتر از دمای

جدول ۲- مقایسه تنسشنع خورشیدی، دمای حداکثر و حداقل روزانه AgMERRA با مقادیر مشاهداتی متناظر در مناطق مورد مطالعه
Table 2- Comparison of AgMERRA versus observed daily solar radiation, minimum and maximum temperature in the studied areas

مکان Site	تنسشنع خورشیدی Solar radiation						دمای حداکثر Maximum temperature						دمای حداقل Minimum temperature					
	b	m	r ²	RMS	NRMS	Obs. mean	b	m	r ²	RMS	NRMS	Obs. mean	b	m	r ²	RMS	NRMS	Obs. mean
				E	E					E	E					E	E	
تربت جام Torbat Jam	1.21	0.89	0.89	2.44	10.84	17.13	-	0.94	0.95	2.84	5.36	22.69	0.11	0.95	0.87	3.21	5.84	8.96
تربت حیدریه Torbat Heydariyeh	2.20	0.80	0.70	5.52	19.31	13.06	4.20	0.92	0.93	4.01	8.34	20.77	4.22	1.02	0.86	5.44	11.77	7.66
سبزوار Sabzevar	-	1.09	0.77	4.08	13.93	18.24	0.72	0.97	0.99	2.14	4.12	24.68	0.83	1.01	0.99	2.68	5.12	11.62
سرخس Saraks	1.44	0.83	0.91	4.46	24.66	13.15	-	1.00	0.99	2.35	4.09	25.12	0.61	0.95	0.99	2.47	4.53	11.43
قوچان Ghoochan	1.49	0.87	0.89	2.45	10.77	15.96	0.19	0.96	0.99	2.45	4.71	19.50	0.26	0.91	0.89	2.80	5.67	6.28
کاشمر Kashmar	0.82	0.91	0.99	2.13	9.70	17.22	2.42	0.99	0.99	3.23	6.48	23.75	0.09	0.96	0.99	2.47	5.23	12.08
گناباد Gonabad	0.79	0.81	0.99	5.07	28.69	14.25	1.33	0.97	0.99	3.23	6.03	23.97	0.39	0.96	0.99	2.50	5.09	11.04
مشهد Mashhad	1.08	0.85	0.82	3.28	13.25	15.43	0.26	0.99	0.99	2.50	4.60	21.76	0.76	0.98	0.89	2.90	5.87	8.36
نیشابور Neyshabour	-	1.15	0.87	4.07	14.31	19.73	1.50	0.98	0.99	2.51	5.11	22.11	0.57	0.89	0.89	3.29	6.53	6.88

b, m, r², RMSE, NRMSE and Obs. mean are intercept, slope, coefficient of determination, root mean square error, normalized root mean square error and observed mean, respectively

جدول ۳- مقایسه سرعت باد AgMERRA با مقادیر مشاهداتی متناظر در مناطق مورد مطالعه
Table 3- Comparison of AgMERRA versus observed wind speed in the studied areas

مکان Site	b	m	r ²	RMSE	NRMSE	Obs. mean
تربت جام Torbat Jam	0.76	0.90	0.48	1.68	13.55	4.00
تربت حیدریه Tobat Heydarieh	-	-	-	-	-	-
سبزوار Sabzevar	1.55	0.61	0.18	1.73	14.02	3.12
سرخس Sarakhs	-	-	-	-	-	-
قوچان Ghoochan	1.30	0.20	0.02	1.82	18.47	1.78
کاشمر Kashmar	0.27	0.38	0.20	2.05	22.31	1.37
گناباد Gonabad	-	-	-	-	-	-
مشهد Mashhad	1.68	0.33	0.06	1.93	10.49	2.54
نیشابور Neyshabour	0.45	0.30	0.11	2.03	26.07	1.28

b, m, r², RMSE, NRMSE و Obs. mean به ترتیب بیانگر عرض از مبدأ، شیب، ضریب تبیین، مجذور میانگین مربعات خطا، مجذور میانگین مربعات خطای نرمال شده و میانگین مقادیر مشاهداتی می‌باشند

b, m, r², RMSE, NRMSE and Obs. mean are intercept, slope, coefficient of determination, root mean square error, normalized root mean square error and observed mean, respectively

در تمامی مناطق مجموع بارندگی AgMERRA در مقیاس زمانی ۱۵ روز همبستگی خوب (r² بیشتر از ۰/۷) و اریبی کمی (m < ۰/۸) با بارندگی مشاهداتی نشان داد (جدول ۴). در نظر گرفتن مقیاس زمانی ماهانه در مقایسه بارندگی AgMERRA با مشاهداتی سبب افزایش مقادیر RMSE و NRMSE (میانگین RMSE و NRMSE برای تمامی مناطق به ترتیب ۱۰/۵۶ میلی‌متر و ۸/۱۷ درصد) و وضعیت بدتر مقادیر b و m نسبت به مقیاس زمانی ۱۵ روز گردید. با این وجود همبستگی (میانگین r² برای تمامی مناطق به ترتیب ۰/۸۵) خوبی بین بارندگی ماهانه AgMERRA با داده‌های مشاهداتی وجود داشت (جدول ۴). با توجه به نتایج به دست آمده در بین مقیاس‌های زمانی مورد مطالعه نتایج حاصل از ارزیابی بارندگی AgMERRA و مشاهداتی در مقیاس زمانی ۱۵ روز وضعیت مطلوب‌تری را نشان داد (جدول ۴).

فراوانی روزهای مرطوب و خشک کاذب در داده‌های AgMERRA در جدول ۵ نشان داده شده است. میانگین فراوانی روزهای مرطوب و خشک کاذب در تمامی مناطق به ترتیب ۰/۵۶ و ۰/۴۹ درصد بود. بیشترین و کمترین فراوانی روزهای مرطوب کاذب به ترتیب با ۱/۵۱ و ۰/۲۷ درصد در ایستگاه‌های تربت حیدریه و سرخس مشاهده گردید.

در مطالعه لشکری و همکاران (۱۵) نیز مقادیر RMSE حاکی از کارایی بالای مدل برای دوره ۱۹۸۰ تا ۲۰۱۰ در مشهد و گلکان بود اما مقدار r² به دست آمده گویای این حالت نبود.

با این وجود صالح‌نیا و همکاران (۳۷) در مطالعه تخمین شاخص‌های خشکسالی هواشناسی با استفاده از داده‌های AgMERRA و مشاهداتی نشان دادند که داده‌های بارندگی روزانه AgMERRA و مشاهداتی در دوره ۱۹۸۷ تا ۲۰۱۰ در ایستگاه‌های مشهد و قوچان، توافق خوبی با مقادیر مشاهداتی داشتند (r² به ترتیب ۰/۹۰ و ۰/۸۴).

از آنجایی که همبستگی ضعیف و اریبی بزرگی بین داده‌های بارندگی روزانه AgMERRA با داده‌های مشاهداتی به دست آمد و با توجه به این که مقدار عملکرد شبیه‌سازی شده در شرایط دیم حساسیت زیادی به مقدار کل بارش و توزیع آن در طول چند هفته نسبت به بارش در مقیاس زمانی روزانه دارد (۴۱)، جهت بررسی امکان استفاده از داده‌های بارندگی AgMERRA در شبیه‌سازی عملکرد، مقایسه بین بارندگی AgMERRA و مشاهداتی در دو مقیاس زمانی ۱۵ روز و ماهانه نیز انجام شد (جدول ۴). میانگین RMSE و NRMSE حاصل از مقایسه مجموع بارندگی AgMERRA در مقیاس زمانی ۱۵ روز با بارندگی مشاهداتی برای تمامی مناطق به ترتیب ۷/۵۴ میلی‌متر و ۷/۸۵ درصد بود (جدول ۴).

جدول ۴- مقایسه بارندگی روزانه، پانزده روز و ماهانه AgMERRA با مقادیر مشاهداتی متناظر در مناطق مورد مطالعه

مکان Site	بارندگی روزانه Prat-daily						بارندگی ۱۵ روز Prat-15 days						بارندگی ماهانه Prat-monthly					
	b	m	r ²	RMSE	NRMSE	Obs. mean	b	m	r ²	RMSE	NRMSE	Obs. mean	b	m	r ²	RMSE	NRMSE	Obs. mean
تربت جام Torbat Jam	0.15	0.66	0.31	2.02	4.28	0.47	-0.13	0.98	0.73	6.42	8.77	7.13	-1.38	1.05	0.84	7.96	7.41	14.26
تربت حیدریه Torbat Heydarieh	0.22	0.39	0.23	3.01	5.56	0.56	0.25	0.81	0.69	10.18	13.82	8.54	-2.32	0.79	0.72	17.66	12.32	17.09
سبزوار Sabzevar	0.16	0.74	0.38	1.92	4.74	0.52	-0.15	1.09	0.77	6.51	5.39	7.98	-1.94	1.20	0.87	8.34	5.73	15.95
سرخس Saraks	0.14	0.83	0.47	1.74	3.95	0.53	-0.21	1.14	0.86	5.09	6.93	8.01	-1.54	1.22	0.93	6.70	6.46	16.03
قوچان Ghoochan	0.38	0.69	0.33	2.62	5.69	0.87	1.51	1.07	0.71	9.29	6.97	13.28	-1.24	1.26	0.84	12.99	8.63	26.56
کاشمر Kashmar	0.20	0.77	0.28	2.22	4.72	0.54	-0.23	1.20	0.70	8.51	8.26	8.23	-2.04	1.36	0.84	11.27	8.70	16.46
گناباد Gonabad	0.19	0.42	0.18	2.09	4.47	0.37	-0.52	0.91	0.71	6.13	6.79	5.70	-1.93	0.98	0.80	8.33	8.57	11.40
مشهد Mashhad	0.19	0.87	0.49	2.04	3.93	0.70	0.30	1.16	0.83	6.85	6.02	10.65	-1.40	1.20	0.93	9.15	7.06	21.31
نیشابور Neyshabour	0.19	0.51	0.40	2.55	7.09	0.64	-0.42	0.80	0.80	8.90	8.26	9.75	-2.59	0.82	0.87	12.67	8.63	19.51

b, m, r², RMSE, NRMSE and Obs. mean are intercept, slope, coefficient of determination, root mean square error, normalized root mean square error and observed mean, respectively

جدول ۵- فراوانی روزهای مرطوب و خشک کاذب در داده‌های آب و هوایی شبکه‌بندی شده AgMERRA در مناطق مورد مطالعه

Table 5- Frequency of false wet and false dry days in AgMERRA gridded weather data in the studied areas

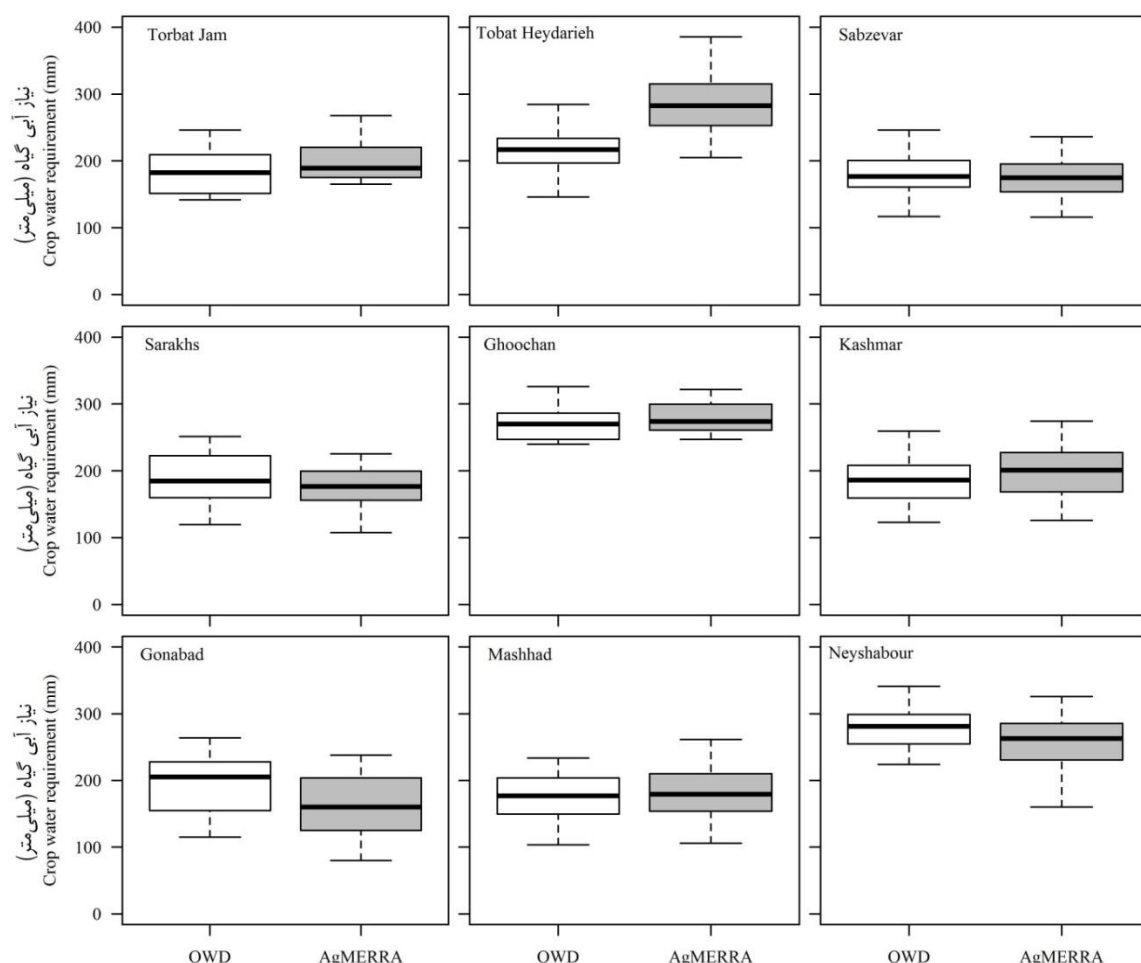
مکان Site	روز مرطوب کاذب (درصد) False wet days %	روز خشک کاذب (درصد) False dry days %
تربت جام Torbat Jam	0.44	0.31
تربت حیدریه Tobat Heydarieh	1.51	0.65
سبزوار Sabzevar	0.39	0.48
سرخس Sarakhs	0.27	0.32
قوچان Ghoochan	0.36	0.70
کاشمر Kashmar	0.51	0.62
گناباد Gonabad	0.39	0.30
مشهد Mashhad	0.11	0.57
نیشابور Neyshabour	1.02	0.63

حیدریه و گناباد خارج از محدوده قابل پذیرش ۵- تا ۵+ درصد (۴۱) قرار داشت (شکل ۳). به طور کلی می‌توان بیان نمود که استفاده از داده‌های AgMERRA توانست تغییرات درون سالی نیاز آبی در این مناطق را به خوبی نشان دهد.

نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در مناطق تربت جام، تربت حیدریه، سبزوار، کاشمر و مشهد بیشتر از نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود (شکل ۴). به طوری که میزان انحراف میانگین نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA از نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی برای این مناطق به ترتیب ۲۸/۵۴، ۷/۲۲، ۶/۹۰ و ۳/۹۵ درصد بود. در قوچان میانگین نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA و مشاهداتی بسیار به هم نزدیک بودند (انحراف ۱/۶۷ درصد) و در مابقی مناطق نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA کمتر از مشاهداتی بود. میزان انحراف نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA از نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی نیز برای تمام مناطق به جز تربت حیدریه و گناباد در بازه قابل پذیرش ۱۰- تا ۱۰+ درصد (۴۱) قرار داشت. این امر می‌تواند به دلیل تفاوت بیشتر مقادیر تشعشع خورشیدی، دمای حداکثر و حداقل AgMERRA با مقادیر مشاهداتی در تربت حیدریه و گناباد نسبت به سایر مناطق باشد (جدول ۲).

با این وجود شهرستان‌های قوچان و تربت جام به ترتیب با میانگین ۰/۷۰ و ۰/۳۱ درصد بیشترین فراوانی روزهای خشک کاذب را به خود اختصاص دادند. با توجه به نتایج حاصله می‌توان بیان نمود که توزیع داده‌های بارندگی AgMERRA نزدیک به توزیع داده‌های بارندگی مشاهداتی بود. لشکری و همکاران (۲۴) بیان داشتند که اگرچه داده‌های AgMERRA تلفیقی از داده‌های جمع‌آوری شده از سطح ایستگاه‌های زمین مرجع می‌باشد، با این وجود مسئله عدم تخمین دقیق توزیع بارندگی هنوز به قوت خود باقی‌مانده است.

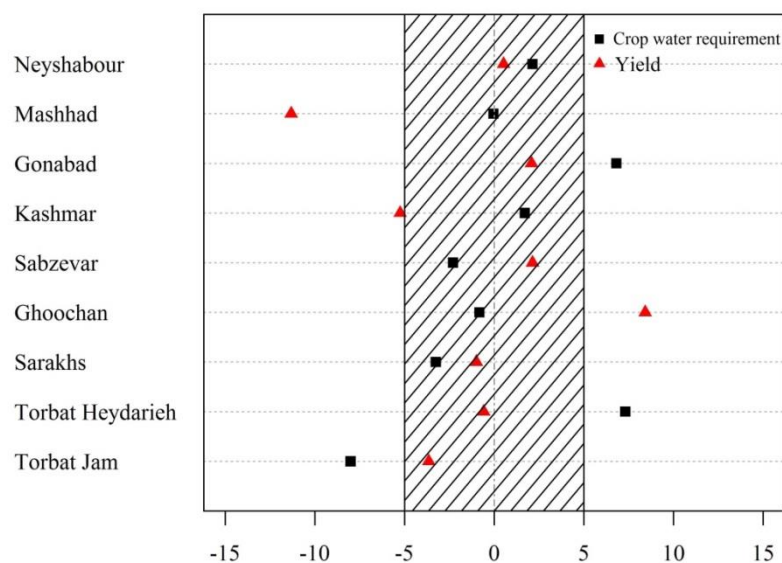
شکل ۲ نیاز آبی گندم دیم شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی و AgMERRA را نشان می‌دهد. بر مبنای داده‌های مشاهداتی میانگین بلندمدت نیاز آبی در کل منطقه مورد مطالعه ۲۰۷/۰۴ میلی‌متر بود. به طوری که شهرستان مشهد و نیشابور به ترتیب با میانگین ۱۷۴/۶۵ و ۲۷۰/۰۷ میلی‌متر به ترتیب کمترین و بیشترین نیاز آبی را دارا بودند. پراکندگی نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA و مشاهداتی (با توجه به طول جعبه) تنها برای مناطق سبزوار، قوچان، گناباد و مشهد نزدیک به هم بود اما نحوه توزیع، حداقل و حداکثر نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در تمامی مناطق متفاوت از مقادیر شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود (شکل ۲). با این وجود تفاوت ضریب تغییرات نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA از ضریب تغییرات نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی تنها برای مناطق تربت جام، تربت



شکل ۲- نمودار جعبه‌ای نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های آب و هوایی مشاهداتی (OWD) و AgMERRA در مناطق مورد مطالعه
Figure 2- Box plots of simulated crop water requirement during growth season of rainfed wheat using observed weather data (OWD) and AgMERRA in the studied areas

شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود. با توجه به این که طول جعبه، دامنه چارکی یعنی ۵۰ درصد میانی نمرات را نشان می‌دهد، تنها در مناطق سرخس، قوچان و گناباد پراکندگی عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA و مشاهداتی مشابه یکدیگر بود. با این وجود ضریب تغییرات عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در اکثر مناطق مشابه ضریب تغییرات عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود (شکل ۳). به طوری که ضریب تغییرات عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA تنها برای قوچان و مشهد خارج از محدوده ۵- تا ۵+ درصد ضریب تغییرات عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی و برای کاشمر در نزدیک این محدوده قرار داشت (شکل ۳). لذا در بررسی تغییر پذیری عملکرد بهتر است با احتیاط و شاید پس از انجام تصحیحات با روش‌های تصحیح اریبی موجود از این مجموعه داده استفاده نمود.

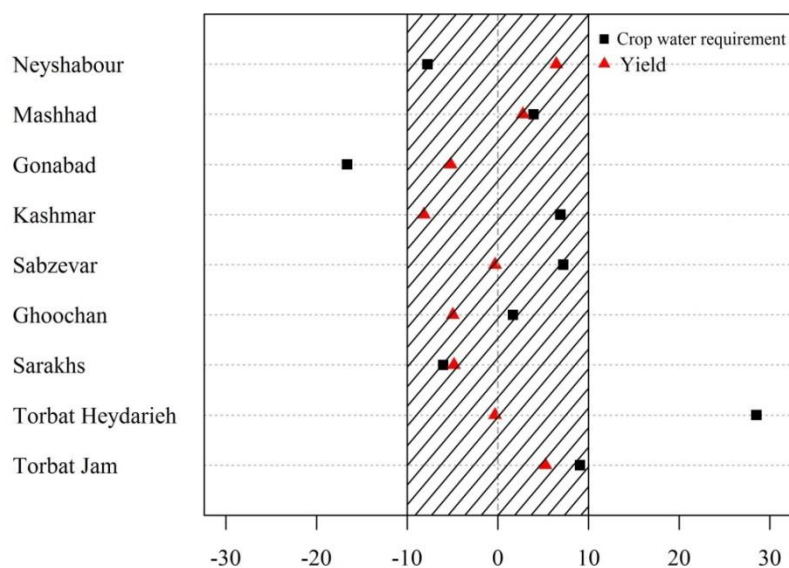
شکل ۵ عملکرد گندم شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی و AgMERRA را نشان می‌دهد. میانگین عملکرد گندم دیم در کل منطقه مورد مطالعه ۴۱۵/۳۵ کیلوگرم در هکتار بود. شهرستان گناباد با میانگین حدود ۲۲۵ کیلوگرم در هکتار و قوچان با ۵۴۰ کیلوگرم در هکتار به ترتیب کمترین و بیشترین میانگین عملکرد را دارا بودند. توزیع و پراکندگی عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در اکثر مناطق مورد مطالعه متفاوت از عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود (شکل ۵). حداکثر عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در تربت جام بیشتر و در قوچان، گناباد و مشهد کمتر از حداکثر عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود. در مابقی مناطق این دو عملکرد به یکدیگر نزدیک بودند. با این وجود حداقل عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در تمامی موارد متفاوت از حداقل عملکرد شبیه‌سازی



تفاوت از ضریب تغییرات شبیه‌سازی‌های انجام شده با استفاده از OWD (%)
Difference from CV of simulations made using OWD (%)

شکل ۳- تفاوت ضریب تغییرات نیاز آبی/عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های آب و هوایی AgMERRA از ضریب تغییرات شبیه‌سازی با استفاده از داده‌های آب و هوایی مشاهداتی (OWD) در مناطق مورد مطالعه

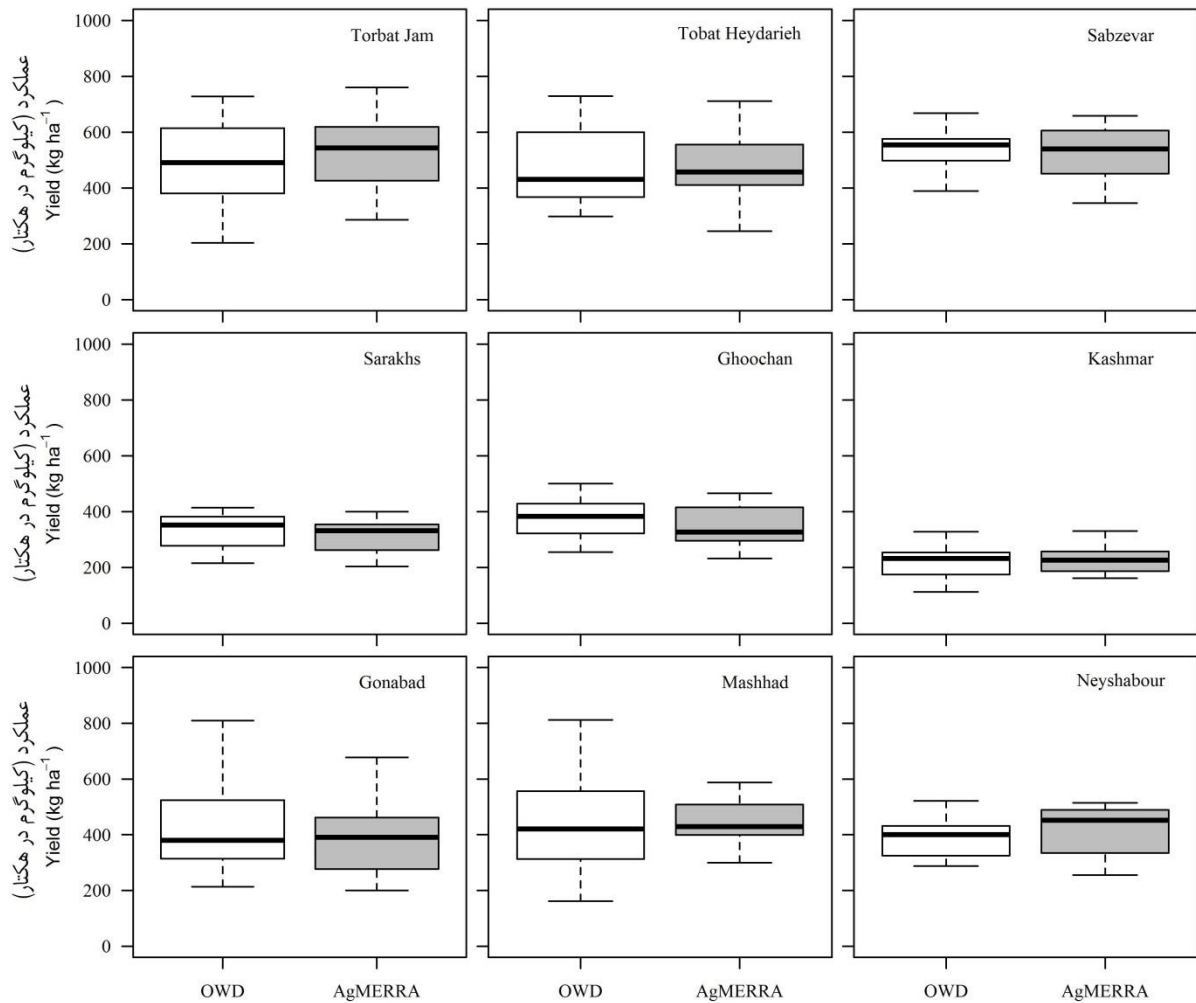
Figure 3- Deviation inter-annual coefficient of variation (CV) in crop water requirement/yield simulated with AgMERRA weather data from long-term average CV simulated entirely with OWD in the studied areas



انحراف از میانگین بلند مدت عملکرد/ نیاز آبی شبیه‌سازی شده با استفاده از OWD (%)
Deviation from long-term average simulated crop water requirement/yield using OWD (%)

شکل ۴- انحراف میانگین بلند مدت نیاز آبی/عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های آب و هوایی AgMERRA از میانگین بلند مدت شبیه‌سازی با استفاده از داده‌های آب و هوایی مشاهداتی (OWD) در مناطق مورد مطالعه

Figure 4- Deviation of long-term average crop water requirement/yield simulated with AgMERRA weather data from longterm average simulated entirely with OWD in the studied areas



شکل ۵- نمودار جعبه‌ای عملکرد شبیه‌سازی شده گندم دیم با استفاده از داده‌های آب و هوایی مشاهداتی (OWD) و AgMERRA در مناطق مورد مطالعه

Figure 5- Box plots of simulated yield of rainfed wheat using observed weather data (OWD) and AgMERRA in the studied areas

که ناشی از توپوگرافی غیر یکنواخت و پیچیده مناطق مورد مطالعه بوده است (۲، ۴۰، ۴۱ و ۴۲). انحراف میانگین بلند مدت عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های شبکه‌بندی شده AgMERRA از میانگین بلند مدت عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی در تمامی مناطق در بازه ۱۰- تا ۱۰+ درصد قرار داشت. این امر بیانگر قابلیت خوب داده‌های AgMERRA جهت برآورد میانگین بلند مدت عملکرد گندم دیم در مناطق مورد مطالعه می‌باشد. وان وارت و همکاران (۴۱) در مطالعه‌ای بر روی داده‌های شبکه‌بندی شده پروژه پاور ناسا بیان داشتند که عملکرد شبیه‌سازی شده گندم، برنج و ذرت در ۳۳ و ۲۲ درصد از مناطق مورد مطالعه به ترتیب بیشتر و کمتر از بازه ۱۰- تا ۱۰+ درصد عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی قرار داشت.

میانگین بلند مدت عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA در مناطق تربت جام، مشهد و نیشابور بیشتر از میانگین بلند مدت عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود (شکل ۳). به طوری که میزان انحراف عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA از مشاهداتی برای این مناطق به ترتیب ۵۲/۵، ۷۵/۲ و ۴۴/۶ درصد بود (شکل ۳). در مناطق تربت حیدریه و سبزوار این دو عملکرد بسیار به هم نزدیک بودند (هر دو با میزان انحراف ۳۲/۰ درصد) و در مابقی مناطق عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های AgMERRA کمتر از عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود (شکل ۳). در مطالعات قبلی علت اصلی اختلاف بین عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های شبکه‌بندی شده و مشاهداتی را ناشی از اختلاف بین تشعشع خورشیدی مجموعه داده‌ها و مشاهداتی گزارش نمودند

نتیجه‌گیری

با توجه به این که داده‌های شبکه‌بندی شده تشعشع خورشیدی، دمای حداکثر و حداقل AgMERRA در مناطق اقلیمی خشک، نیمه خشک و معتدل استان خراسان رضوی همبستگی و توافق خوبی با داده‌های مشاهداتی داشتند، می‌توان از این داده‌ها در مکان‌های فاقد ایستگاه هواشناسی و یا مناطق دارای ایستگاه با داده‌های ناقص یا دوره آماری کوتاه در استان خراسان رضوی استفاده نمود. با این حال مقایسه بارندگی روزانه و سرعت باد AgMERRA با مقادیر مشاهداتی متناظر بیانگر عدم قابلیت بارندگی روزانه و سرعت باد این مجموعه داده برای استفاده در این منطقه بود.

همچنین نتایج نشان داد که شبیه‌سازی‌های مبتنی بر داده‌های AgMERRA در برخی مناطق تغییرات درون سالی نیاز آبی و عملکرد را به خوبی نشان ندادند. لذا می‌توان بیان داشت که داده‌های شبکه‌بندی شده AgMERRA برای شبیه‌سازی دقیق نیاز آبی و عملکرد در یک سال خاص زیاد قابل اعتماد نیستند. با این وجود میانگین بلند مدت نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از

داده‌های شبکه‌بندی شده AgMERRA در تمامی مناطق به جز تربت حیدریه و گناباد برای نیاز آبی نزدیک به میانگین بلند مدت نیاز آبی و عملکرد شبیه‌سازی شده با استفاده از داده‌های مشاهداتی بود. در نتیجه با توجه به اینکه حداقل داده آب و هوایی مورد نیاز برای اجرای اکثر مدل‌های شبیه‌سازی گیاه زراعی تشعشع خورشیدی، بارندگی، دمای حداکثر و حداقل بوده، مجموعه داده AgMERRA قابلیت خوبی برای استفاده در مدلسازی گیاه و شبیه‌سازی نیاز آبی و عملکرد دارند. بنابراین از این مجموعه داده می‌توان جهت مطالعاتی همچون تغییر اقلیم، خلأ عملکرد و امنیت غذایی که به میانگین بلند مدت عملکرد نیاز دارند، در منطقه مورد مطالعه استفاده نمود. البته با توجه به اینکه این داده‌ها بدون تصحیح جهت برآورد نیاز آبی و عملکرد استفاده شدند، قابلیت اطمینان داده‌های شبکه‌بندی شده AgMERRA در منطقه مورد مطالعه به‌ویژه در تربت حیدریه و گناباد می‌تواند با مقایسه و واسنجی فصلی یا طی دوره رشد گیاه به جای ارزیابی سالانه که در این مطالعه استفاده شد، بهبود یابد.

منابع

- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., and Smith D. 1998. Crop Evapotranspiration. FAO irrigation and drainage paper No.56. FAO, Rome, Italy.
- Bai J., Chen X., Dobermann A., Yang H., Cassman K.G., and Zhang F. 2010. Evaluation of NASA satellite- and model-derived weather data for simulation of maize yield potential in China. *Agronomy Journal*, 102: 9–16.
- Bannayan M., Mansoori H., and Rezaei E.E. 2014. Estimating climate change, CO₂ and technology development effects on wheat yield in northeast Iran. *Biometeorology*, 58: 395-405.
- Bannayan M., Paymard P., and Ashraf B. 2016. Vulnerability of maize production under future climate change: possible adaptation strategies. *Journal of Science of Food and Agriculture*, 96: 4465-4474.
- Battisti D.S., and Naylor R.L. 2009. Historical warnings of future food insecurity with unprecedented seasonal heat. *Science*, 323: 240–244.
- Bondeau A., Smith P.C., Zaehle S., Schaphoff S., Lucht W., Cramer W., Gerten D., Lotze-Campen H., Müller C., Reichstein M., and Smith B. 2007. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, 13: 679–706.
- Boote K.J., Jones J.W., and Pickering N.B. 1996. Potential uses and limitations of crop models. *Agronomy Journal*, 88: 704–716.
- Bosilovich M.G., Chen J., Robertson F.R., and Adler R.F. 2008. Evaluation of global precipitation in reanalysis. *Journal of Applied Meteorological Climatology*, 47: 2279-2299.
- Ceglar A., Toreti A., Balsamo G., and Kobayashi S. 2017. Precipitation over Monsoon Asia: a comparison of reanalyses and observations. *Journal of Climate*, 30(2): 465–476.
- Daly C., Neilson R.P., and Phillips D.L. 1994. A statistical-topographic model for mapping climatological precipitation over mountainous terrain. *Journal of Applied Meteorology*, 33: 140-158.
- Dehghan H., and Alizadeh A. 2012. Evaluation and calibration of different methods to estimate reference crop evapotranspiration under climatic data limitations (Case study: Khorasan Razavi province). *Iranian Journal of Water and Soil*, 26(1): 236-250. (In Persian with English abstract)
- Dinku T., Connor S.J., Ceccato P., and Ropelewski C.F. 2008. Comparison of global gridded precipitation products over a mountainous region of Africa. *International Journal of Climatology*, 28: 1627–1638.
- Eyshi Rezaie E., and Bannayan M. 2012. Rainfed wheat yields under climate change in northeastern Iran. *Meteorological Applications*, 19(3): 346-354.
- FAO, 1992. CROPWAT; a Computer Program for Irrigation Planning and Management, FAO Irrigation and Drainage Paper No. 46 Food and Agriculture Organization, Rome.

- 15- Folberth C., Gaiser T., Abbaspour K.C., Schulin R., and Yang H. 2012. Regionalization of a large-scale crop growth model for Sub-Saharan Africa Model setup, evaluation, and estimation of maize yields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 151: 21–33.
- 16- Folberth C., Yang H., Gaiser T., Abbaspour K.C., and Schulin R. 2013. Modeling maize yield responses to improvement in nutrient, water and cultivar inputs in Sub-Saharan Africa. *Agricultural Systems*, 119: 22–34.
- 17- Foley J.A., Defries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.C., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., and Synder P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570–574.
- 18- Grassini P., Van Bussel L.G.J., Van Wart J., Wolf J., Claessens L., Yang H., Boogaard H., de Groot H., Van Ittersum M.K., and Cassman K.G. 2015. How good is good enough? Data requirements for reliable crop yield simulations and yield-gap analysis. *Field Crops Research*, 177: 49–63.
- 19- Hoogenboom G., Jones J.W., Wilkens P.W., Porter C.H., Boote K.J., Hunt L.A., Singh U., Lizaso J.I., White J.W., Uryasev O., Ogoshi R., Koo J., Shelia V., and Tsuji G.Y. 2014. Decision Support System for Agrotechnology Transfer (DSSAT) Version 4.6 (www.DSSAT.net). DSSAT foundation prosser, Washington.
- 20- Jensen M.E., and Allen R.G. 2016. Evaporation, evapotranspiration, and irrigation water requirements. ASCE manuals and reports on engineering practice No. 70, 2nd edn. American society of civil engineers, Reston.
- 21- Jones P.G., and Thornton P.K. 2013. Generating downscaled weather data from a suite of climate models for agricultural modelling applications. *Agricultural Systems*, 114: 1-5.
- 22- Joyce R.J., Janowiak J.E., Arkin P.A., and Xie P. 2004. CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. *Journal of Hydrometeorology*, 5: 487- 503
- 23- Kanamitsu M., Ebisuzaki W., Woolen J., Yang S., Hnilo J.J., Fiorino M., and Potter G.L. 2002. NCEP–DOE AMIP-II reanalysis (R-2). *Bulletin of the American Meteorological Society*. 83: 1631–1643.
- 24- Lashkari A., Bannayan M., Koocheki A., Alizadeh A., Choi Y.S., and Park S.K. 2016. Applicability of AgMERRA forcing dataset for gap-filling of in-situ meteorological observation, case study: Mashhad Plain. *Journal of Water and Soil*, 29(6): 1749-1758. (In Persian with English abstract)
- 25- Licker R., Johnston M., Foley J.A., Barford C., Kucharik C.J., Monfreda C., and Ramankutty N. 2010. Mind the gap: how do climate and agricultural management explain the ‘yield gap’ of croplands around the world? *Global Ecology and Biogeography*, 19: 769–782.
- 26- Lobell D. 2007. Changes in diurnal temperature range and national cereal yields. *Agricultural and Forest Meteorology*, 145: 229–238.
- 27- Lobell D.B., Burke M.B., Tebaldi C., Mastrandrea M.D., Falcon W.P., and Naylor R.L. 2008. Prioritizing climate change adaptation needs for food security in 2030. *Science*, 319: 607–610.
- 28- Miri M., Azizi G., Khoshakhlagh F., and Rahimi M. 2017. Evaluation statistically of temperature and precipitation datasets with observed data in Iran. *Iran-Watershed Management Science & Engineering*, 10(35): 39-50. (In Persian with English abstract)
- 29- Mohanty M., Sinha N.K., and Patra A.K. 2015. Crop Growth Simulation Models in Agricultural Crop Production. Pages 1-27 in *Crop Growth Simulation Modelling and Climate Change*. Mohanty, M., Sinha, N. K., Hati, K. M., Chaudhary, R. S., Patra, A.K. ed., Scientific Publishers, India.
- 30- New M., Lister D., Hulme M., and Makin I. 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research*, 21: 1–25.
- 31- Quayle-Ballard J.A., An R., Ruan R., Adjei K.A., and Akorful-Andam S. 2013. Validation of climate research unit high resolution time-series rainfall data over three source region: results of 52 years. *Advanced Materials Research*, 26(73): 3542-3546.
- 32- Pilgrim D.H., Chapman T.G., and Doran D.G. 1998. Problems of rainfall-runoff modeling in arid and semiarid regions. *Hydrological Sciences Journal*, 33(4): 379-400.
- 33- Priestley C.H.B., and Taylor R.J. 1972. On the assessment of surface heat-flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100: 81– 92.
- 34- Richardson C.W. 1981. Stochastic simulation of daily precipitation, temperature, and solar radiation. *Water Resources Research*, 17: 182-190.
- 35- Ruane A.C., Goldberg R., and Chrysanthacopoulos J. 2015. Climate forcing datasets for agricultural modeling: Merged products for gap-filling and historical climate series estimation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 200: 233-248.
- 36- Sadras V.O. 2003. Influence of size of rainfall events on water-driven processes. I. Water budget of wheat crops in south-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research*, 54: 341–351.
- 37- Salehnia N., Alizadeh A., Sanaeinejad H., Bannayan M., Zarrin A., and Hoogenboom G. 2017. Estimation of

- meteorological drought indices based on AgMERRA precipitation data and station-observed precipitation data. *Journal of Arid Land*, 1-13.
- 38- Van Bussel L.G.J., Müller C., Van Keulen H., Ewert F., and Leffelaar P.A. 2011. The effect of temporal aggregation of weather input data on crop growth models' results. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151: 607–619.
- 39- Van Ittersum M.K., Cassman K.G., Grassini P.G., Wolf J., and Tittone P. 2013. Yield gap analysis with local to global relevance-a review. *Field Crops Research*, 143: 4–17.
- 40- Van Wart J., Kersebaum K.C., Peng S., Milner M., and Cassman K.G. 2013. A protocol for estimating crop yield potential at regional to national scales. *Field Crops Research*, 143: 34–43.
- 41- Van Wart J., Grassini P., Yang H., Claessens L., Jarvis A., and Cassman K.G. 2015. Creating long-term weather data from thin air for crop simulation modeling. *Agricultural and Forest Meteorology*, 209: 49-58.
- 42- White J.W., Hoogenboom G., Hoell P.W., and Stackhouse Jr P.W. 2008. Evaluation of NASA satellite- and assimilation model-derived long-term daily temperature data over the continental US. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148: 1574–1584.
- 43- White J.W., Hoogenboom G., Stackhouse Jr P.W., and Hoell J.M. 2008. Evaluation of satellite-based, modeled-derived daily solar radiation data for the continental United States. *Agronomy Journal*, 103(4): 1242–1251.
- 44- Zhiming F., Dengwei L., and Yuehong Z. 2007. Water requirements and irrigation scheduling of spring maize using GIS and CropWat model in Beijing-Tianjin-Hebei region. *Chinese Geographical Science*, 7(1): 56-63.



Evaluation of Grided AgMERRA Weather Data for Simulation of Water Requirement and Yield of Rainfed Wheat in Khorasan Razavi Province

F. Yaghoubi³- M. Bannayan Aval^{2*}- Gh.A. Asadi³

Received: 04-12-2017

Accepted: 09-04-2018

Introduction: Estimating crop water requirement, crop yield and their temporal and spatial variability using crop simulation models are essential for analysis of food security, assessing impact of current and future climates on crop yield and yield gap analysis, however it requires long-term historical daily weather data to obtain robust predictions. Depending on the degree of weather variability among years, at least 10–20 years of daily weather data are necessary for reliable estimates of crop yield and its inter-annual variability. In many regions where crops are grown, daily weather data of sufficient quality and duration are not available. In this way, gridded weather databases with complete terrestrial coverage are available which require comprehensive validation before any application. These weather databases typically derived from global circulation computer models, interpolated weather station data or remotely sensed surface data from satellites. The aims of this study were to evaluate differences between grided AgMERRA weather data and ground observed data and quantify the impact of such differences on simulated water requirement and yield of rainfed wheat at 9 different locations in Khorasan Razavi province.

Materials and Methods: AgMERRA dataset (NASA's Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications) was selected as the grided weather data source for use in this study because it is publically accessible. We evaluated AgMERRA weather data against observed weather data (OWD) from 9 meteorological stations (Torbat Jam, Torbat Heydarieh, Sabzevar, Sarakhs, Ghoochan, Kashmar, Gonabad, Mashhad, and Neyshabour) in Khorasan Razavi province. For each weather variable (solar radiation, maximum temperature, minimum temperature, precipitation, and wind speed), the degree of correlation and agreement between OWD and AgMERRA data for the grid cell in which weather stations were located were evaluated. The intercept (b), slope (m), and coefficient of determination (r^2) of the linear regression were calculated to determine the strength and bias of the relationship, while the root mean square error (RMSE) and normalized root mean square error (NRMSE) were computed to measure the degree of agreement between data sources. Crop water requirement or actual crop evapotranspiration (ETc) under standard condition was computed using CROPWAT 8.0. The CSM-CERES-Wheat (Cropping System Model-Crop Environment Resource Synthesis-Wheat) model, included in the Decision Support System for Agrotechnology Transfer (DSSAT v4.6) software package was used to calculate rainfed wheat yield. For each location in this study, rainfed wheat grain yield and water requirement were simulated using ground-observed and AgMERRA weather data and outputs were compared with each other.

Results and Discussion: The results of this study showed that AgMERRA daily maximum and minimum temperature and solar radiation showed strong correlation and good agreement with data from ground weather stations. AgMERRA daily precipitation had low correlation and good agreement (mean $r^2 = 0.34$, RMSE = 2.25 mm and NRMSE = 4.94% across the 9 locations) with OWD daily values, but correlation with 15-day precipitation totals were much better (mean $r^2 > 0.7$ across the 9 locations). There was reasonable agreement between a number of observed dry and wet days with AgMERRA compared to OWD. Results indicated that coefficient of variation of simulated water requirement and yield using AgMERRA weather data was remarkably similar to the degree of variation observed in simulated water requirement and yield using OWD at all locations (distribution of CVs in simulated water requirement and yield using AgMERRA weather data were within $\pm 5\%$ of the CV calculated for simulated water requirement and yield using observed weather data) except Torbat Jam, Torbat Heydarieh and Gonabad for water requirement and Mashhad, Kashmar and Ghoochan for yield. There was good agreement between long-term average yield simulated with AgMERRA weather data and long-term average yield simulated using observed weather data. For example, the distribution of simulated yields using AgMERRA data was within 10% of the simulated yields using observed data at all locations. Using AgMERRA weather data resulted in simulated crop water requirement that were not in close agreement with crop water requirement simulated with ground station data at two location including Gonabad and Torbat Heydarieh.

Conclusions: These results supported the use of uncorrected AgMERRA daily maximum and minimum

3, 2 and 3- Ph.D. Student, Professor and Associate Professor of Agronomy Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran, Respectively

(*- Corresponding Author Email: bannayan@um.ac.ir)

temperature and solar radiation in areas that their weather stations only have a few years of daily weather records available or areas without weather station. Considering the advantage of continuous coverage and availability, use of AgMERRA dataset appears to be a promising option for simulation of long-term average yield and water requirement, as well as for assessing impact of climate change on crop production and also estimating the magnitude of existing gaps between yield potential and current average farm yield in Khorasan Razavi province. But they are not very reliable for accurate simulation of water requirement and yield in a specific year and estimate their inter-annual variation.

Keywords: Crop model, Precipitation, Regression, Weather data



ارزیابی اثرات تغییر اقلیم بر روی رواناب سطحی و آب زیرزمینی با استفاده از مدل اقلیمی HadGEM2 (مطالعه موردی هشتگرد)

فاطمه سادات مرتضوی زاده^۱ - مسعود گودرزی^{۲*}

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۹/۱۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۲/۰۳

چکیده

این پژوهش با استفاده از مدل‌های گزارش پنجم کمیته بین‌الدول تغییر اقلیم سازمان ملل و تحت سناریوهای RCP به بررسی تأثیر پدیده تغییر اقلیم بر روی آب سطحی و زیرزمینی پرداخته است، در این تحقیق برای شبیه‌سازی سطح آب زیرزمینی و بررسی بیلان آب دشت هشتگرد از کد عددی MODFLOW در داخل بسته GMS10 استفاده شده است. به منظور مدل‌سازی هدایت هیدرولیکی در حالت ماندگار و آبدی ویژه در حالت غیرماندگار واسنجی شد. به منظور برآورد بارندگی و دما در منطقه از مدل HadGEM2 تحت سناریوهای RCP2.5 و RCP 8.5 استفاده شد. این داده‌ها توسط مدل LARS-WG برای دوره ۲۰۴۰-۲۰۱۵ برای منطقه ریزمقیاس نمایی شد. با مدل بارش رواناب IHACRES میزان رواناب منطقه تحت شرایط تغییر اقلیم محاسبه شد. میزان نفوذ ناشی از رواناب مجدداً به همراه پارامترهای تحت تأثیر تغییر اقلیم وارد مدل شده و شبیه‌سازی انجام گرفت. مدل کمی نشان داد که با وضعیت موجود آبخوان هشتگرد با توجه به افت سالانه‌ی ۷۳ سانتی‌متری در زمان حال، این میزان افت در آینده به بیشتر از این مقدار نیز نزول نماید و آبخوان را از حالت بحرانی به حالت فوق بحرانی تبدیل نماید. نتایج پیش‌بینی نشان می‌دهد که سناریوی RCP8.5 وضعیت بحرانی‌تری نسبت به سناریوی RCP2.5 داشته و افت سطح آب زیرزمینی برای بدترین حالت در منطقه در سال ۲۰۴۰ با توجه به فرض ثابت بودن برداشت به میزان ۱۸ متر نسبت به زمان حال خواهد رسید.

واژه‌های کلیدی: دشت هشتگرد، HadGEM2، MODFLOW، IHACRES

مقدمه

را مورد ارزیابی قرار داد. نتایج نشان داد در اثر تغییر اقلیم در این منطقه افت سطح آب زیرزمینی حدود ۴ متر خواهد بود (۸). کارآموز و همکاران (۱۳۹۰)، اثر تغییر اقلیم بر منابع آب زیرزمینی دشت رفسنجان را با استفاده از خروجی مدل‌های گردش عمومی (GCM) جو مورد ارزیابی قرار دادند. آنها با بهره‌گیری از مدل LARS-WG داده‌های بارش و دما را ریز مقیاس نمودند تا بتوانند مقادیر تغذیه و تخلیه آبخوان را طی دوره‌های آتی تعیین نمایند. آنها به این نتیجه رسیدند که تغییرات اقلیمی باعث یک سیر نزولی بر روی حجم آبخوان شده است. شاه‌نوریان (۱۳۹۱)، اثر تغییر اقلیم بر منابع آب زیرزمینی را در دشت گرگان مورد بررسی قرار داد. نتایج مطالعه با فرض حفظ وضعیت موجود توسعه منطقه، حاکی از سیر نزولی حجم آبخوان با توجه به تغییرات اقلیمی و اثرات آن بر منابع و مصارف محدوده مطالعاتی می‌باشد. شهرکی (۱۳۹۲)، تحقیق وی بر روی بررسی تأثیر تغییر اقلیم بر منابع آب زیر زمینی دشت اردبیل در سال‌های آتی بود. بدین منظور از داده‌های ثبت شده ۳۵ حلقه چاه پیزومتری طی دوره ۲۰۰۶-۱۹۸۷ استفاده نمود. جهت پیش‌بینی

پس از دوران صنعتی شدن که بشر توانست سرعت و میزان تولیدات خود را چندین برابر کند، کره زمین با بحران جدیدی روبرو شد، البته این بحران تا اواخر قرن ۲۰ میلادی کمتر شناخته شده بود. از سال‌های آخر قرن ۲۰ میلادی، واژه‌ی تغییر اقلیم به ادبیات علمی جهان اضافه شد (Vicuna & Dracup, 2007). دلایل اصلی تغییر اقلیم پدیده محبوس شدن گازهای گلخانه‌ای به خصوص کربن دی اکسید در جو کره زمین است. کوهستانی (۱۳۸۸)، با بررسی تأثیر تغییرات اقلیمی بر روی سطح آب زیرزمینی در منطقه نرماب استان گلستان با استفاده از مدل ریاضی MODFLOW تغییرات سطح آب

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب، گروه مهندسی آب، واحد شیراز، دانشگاه آزاد اسلامی، شیراز، ایران

۲- استادیار پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی

(*) نویسنده مسئول: (Email: massoudgoodarzi@yahoo.com)

متغیرهای اقلیمی آینده از سناریوهای مدل اقلیمی HadCM3 بهره گرفت و جهت انطباق مقیاس خروجی این مدل با مقیاس مورد نیاز مطالعات تغییر اقلیم، داده‌های ثبت شده دما و بارش توسط مدل LARS-WG ریز مقیاس نمود. با استفاده از روابط حاصل از مدل‌های هوشمند، تراز آب چاه‌ها برای سال‌های آتی را تخمین زد، که نتایج حاصله، بیانگر افت سطح آب کلیه چاه‌های پیرومتری مورد مطالعه تحت هر سه سناریو تغییر اقلیم برای دوره‌های آتی بود. سمیرمی (۱۳۹۲)، اثرات تغییر اقلیم بر ذخایر آب زیرزمینی در حوزه آبخیز بار نیشابور را ارزیابی نمود، وی به این منظور ابتدا با استفاده از مدل‌های ارائه شده توسط و به کارگیری روش‌های ریزمقیاس‌سازی، وضعیت اقلیمی منطقه طی سال‌های آتی را پیش‌بینی نمود. نتایج نشان دهنده افزایش میانگین سالانه دمای حداکثر و حداقل تقریباً به صورت یکسان و به میزان ۱/۱، ۲/۳ و ۶/۴ درجه سانتی‌گراد و کاهش بارش به میزان ۴/۱۶، ۶/۱۷ و ۳۱/۹ درصد تحت سناریو A2 مدل Hadcm3 به ترتیب در دوره‌های ۲۰۱۱-۲۰۳۰، ۲۰۴۶-۲۰۶۵ و ۲۰۸۰-۲۰۹۹ نسبت به دوره پایه ۱۹۷۱-۲۰۱۰ می‌باشد. پس از ریز مقیاس‌سازی داده‌های اقلیمی اثر تغییر اقلیم بر روی دبی رودخانه بار بررسی شد نتایج بیانگر کاهش دبی به میزان ۹، ۴۴ و ۶۶ درصد به ترتیب در ۲۰۳۰-۲۰۱۱، ۲۰۶۵-۲۰۴۶ و ۲۰۹۹-۲۰۸۰ نسبت به دوره پایه می‌باشد. سپس با استفاده از تجزیه و تحلیل شاخه خشکیدگی هیدروگراف مربوط به هر سال، اثرات تغییر اقلیم بر ذخایر آب زیرزمینی منطقه بررسی گردید. نتایج حاکی از کاهش حجم ذخایر آب زیرزمینی به میزان ۷/۳۶، ۵۲/۰ و ۶۱/۰ درصد به ترتیب در سه دوره ۲۰۱۱-۲۰۳۰، ۲۰۴۶-۲۰۶۵ و ۲۰۹۹-۲۰۸۰ نسبت به دوره پایه بود. پورمحمدی (۱۳۹۳)، در تحقیقی به تعیین اجزای بیلان آب سطحی و زیرزمینی حوضه آبخیز نیمه‌خشک تویسرکان در استان همدان و بررسی اثرات تغییر اقلیم بر آن پرداخت. با استفاده از مدل‌های گردش عمومی جو در دوره آتی ۲۰۳۰-۲۰۱۱ به بررسی اثرات تغییر اقلیم بر بیلان آبی دشت با احتمال وقوع ۲۰٪، ۵۰٪ و ۸۰٪ پرداخت. نتایج نشان داد که بیلان آبی دشت به میزان ۶/۲۱ میلیون متر مکعب در سال آبی ۸۸-۸۷ منفی می‌باشد. تبخیر و تعرق که مهمترین جز هدر رفت حوضه می‌باشد، ۱۲۱ میلیون متر مکعب آب را به هدر می‌دهد. نتایج بیلان آب زیرزمینی نیز نشان داد که تغییرات ذخیره ۵/۱۲- میلیون متر مکعب در سال می‌باشد. اثرات تغییر اقلیم بر روی منابع آب دشت نشان می‌دهد که به احتمال وقوع ۸۰٪ مسئله بحران آب در دشت تویسرکان شدیدتر خواهد شد، به طوری که تغییرات ذخیره در دوره آتی ۲۰۳۰-۲۰۱۱ به ترتیب سناریوهای ذکر شده ۷/۳۹- و ۶/۴۰- میلیون متر مکعب در سال خواهد رسید. کیدموس و همکاران^۱ (۲۰۱۳) در تحقیقی تأثیرات تغییر اقلیم روی سطح آب‌های زیرزمینی

در فرانسه و یونان را با استفاده از مدلسازی وقایع حدی انجام دادند و پیش‌بینی خود را برای ۲۰۸۱-۲۱۰۰ ارایه نمودند، دوره مبنای مطالعاتی آنها ۱۹۹۱-۲۰۱۰ بوده است. افت سفره برای دوره بازگشت ۱۰۰ ساله حدود ۲۳ متر محاسبه شده است. ولازکوئز و همکاران^۲ (۲۰۱۴)، به ارزیابی جامع تأثیر تغییر اقلیم و تغییر کاربری اراضی بر کمیت و کیفیت آب‌های زیرزمینی در حوزه مانچا شرقی واقع در اسپانیا پرداختند. آن‌ها از مدل SWAT در تخمین رواناب حوضه در دوره‌های آتی تحت تأثیر تغییر اقلیم استفاده کردند همچنین جهت ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی از مدل MT3DMS و برای شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی مدل GMS-MODFLOW را بکار گرفتند. نتایج نشان داد که کمیت و کیفیت آب زیرزمینی (آلودگی نترات) همراه با تغییرات اقلیمی و تغییرات کاربری اراضی نیز تغییر می‌کند. گودرزی و همکاران (۲۰۱۶)، به منظور ارزیابی اثرات تغییر اقلیم بر ورودی آب زیرزمینی از یک روش هیبریدی و برای بررسی اثرات تغییر اقلیم بر برداشت از آب‌های زیرزمینی از نرم‌افزار Cropwat برای تعیین نیاز آبیاری تحت دو سناریوی A2 و B1 در دشت نجف‌آباد استفاده کردند. میزان افت سطح ایستابی در سطح دشت از حدود ۱/۲ متر به بیش از ۲/۵ متر در سال افزایش می‌یابد. لذا با توجه به وابستگی زیاد این دشت به منابع آب زیرزمینی و نیز با توجه به خشک شدن متناوب زاینده‌رود و در صورت نشست زمین احیای منابع آب زیرزمینی غیرممکن می‌گردد، بنابراین ادامه بهره‌برداری از آبخوان با روند کنونی منجر به از بین رفتن دائمی و غیرقابل برگشت آبخوان می‌گردد.

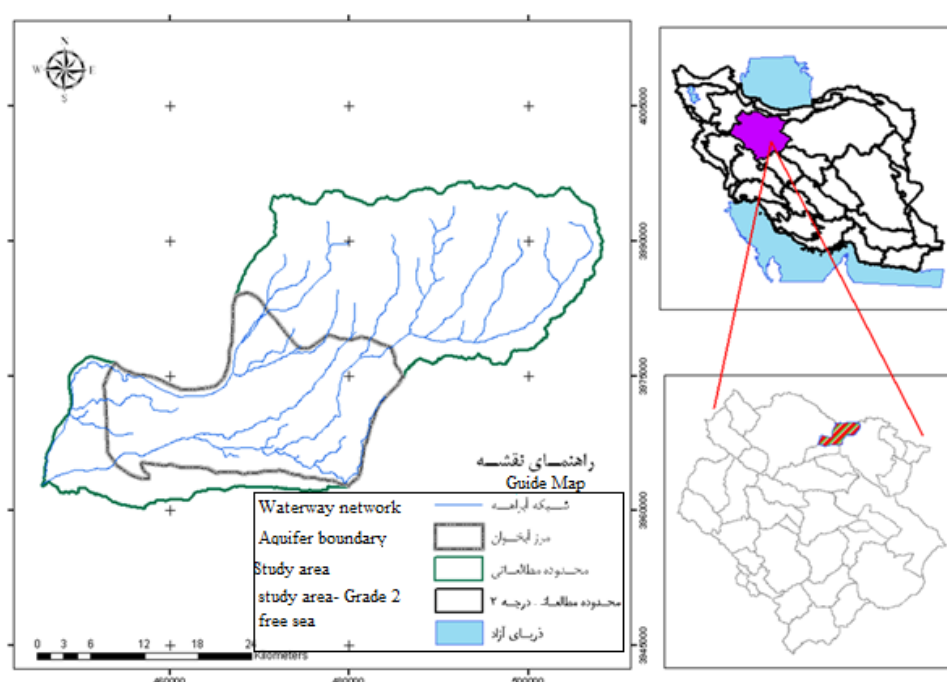
در این پژوهش ضمن معرفی مدل‌های CMIP تحت سناریوهای RCP به مدل سازی نوسانات آب زیرزمینی با استفاده از کد عددی MODFLOW در غالب نرم‌افزار GMS پرداخته شده است. برای ریزمقیاس‌نمایی آماری از نرم‌افزار LarsWG استفاده شده است. تغییرات آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه (هشتگرد) به دلیل نزدیکی این منطقه به شهر تهران و همچنین وجود تولیدات محصولات باغی و زراعی اهمیت زیادی برای مردم این منطقه دارد. این مطالعه برای اولین بار در منطقه مورد مطالعه انجام شده است. هدف اصلی این پژوهش بررسی آینده نوسانات آب زیرزمینی دشت هشتگرد طی دوره آینده از سال ۲۰۱۵ تا ۲۰۴۰ با استفاده از مدل HADGEM2 تحت دو سناریوی RCP2.6 و RCP8.5 می‌باشد. استفاده از مدل‌های جدید تغییر اقلیم CMIP5 ها و سناریوهای RCP در برآورد بارش و رواناب دوره آینده از نوآوری‌های این پژوهش می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مطالعاتی و داده‌های مورد استفاده

محدوده مطالعاتی هشتگرد از محدوده‌های دریاچه نمک ایران در دامنه جنوبی کوه‌های البرز و حاشیه شمال کویر مرکزی ایران بین طول‌های جغرافیایی ۵۰ درجه و ۲۳ دقیقه و ۵۰ درجه و ۵۴ دقیقه و عرض‌های ۳۵ درجه و ۴۵ دقیقه و ۳۶ درجه و ۵ دقیقه قرار دارد. این دشت تقریباً بیضی شکل بوده و دارای طول تقریبی متوسط ۶۷

کیلومتر و عرض متوسط ۲۰ کیلومتر می باشد و مساحت دشت ۱۱۶۹ کیلومتر مربع می‌باشد که مساحت آبخوان هشتگرد ۴۱۰ کیلومتر مربع می‌باشد. حداکثر ارتفاع ۱۴۴۹ متر در شمال منطقه و حداقل ارتفاع در این محدوده ۱۱۵۰ متر در جنوب در حاشیه کویر می باشد. این حوضه فاقد رودخانه دائمی بوده ولی تعدادی مسیل از ارتفاعات شمالی و شرقی به سمت جنوب در جریان است. شکل ۱ موقعیت محدوده مطالعاتی هشتگرد را در ایران نشان می‌دهد.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد پژوهش در کشور

Figure 1- Location of the study area in the country

مرکز آبخوان قرار دارد، استفاده گردید. جدول ۱ مشخصه‌های حرارتی و مکانی این ایستگاه را نشان می‌دهد.

به منظور آنالیز پارامترهای دما در محدوده‌ی آبخوان هشتگرد از آمار درازمدت ۲۵ ساله ایستگاه تبخیرسنجی کریم آباد که تقریباً در

جدول ۱- پارامترهای پنجگانه دمای ایستگاه تبخیرسنجی

Table 1- Five Parameters of Evaporation Station Temperature

عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی	میانگین دما	دمای حداکثر	دمای حداقل
Lon	Lat	Average Temperature	Maximum Temperature	Minimum Temperature
35° 0' 50"	51° 36' 50"	15	26	5

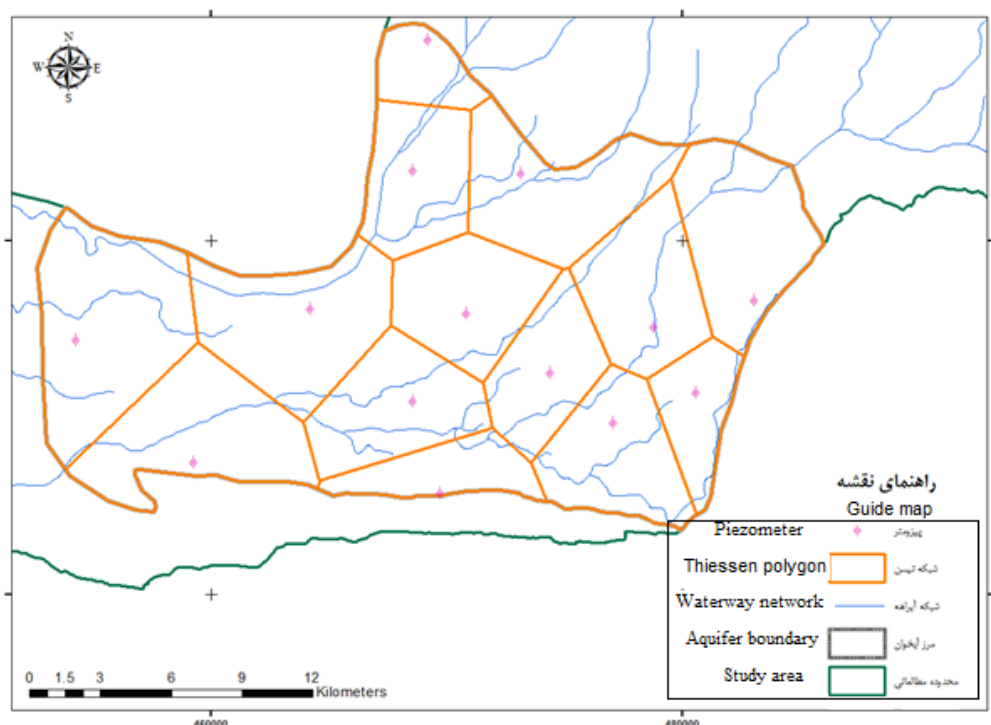
منطقه می‌باشد لذا بررسی وضعیت آبدی و رواناب‌های سطحی در منطقه حائز اهمیت است. سه ایستگاه هیدرومتری فشنده، ده صومعه و نجم آباد تنها ایستگاه‌های هیدرومتری دایر در بالادست و خروجی آبخوان هشتگرد می‌باشند که جهت مطالعات هیدرولوژی و برآورد حجم تغذیه آبخوان ناشی از جریانات آب سطحی مورد استفاده قرار

میانگین دراز مدت ۳۰ ساله بارندگی بصورت ماهانه در شکل ۲ ترسیم شد. همانطور که مشخص است رژیم بارش این منطقه در ماه های فصول پاییز تا اواخر بهار وجود دارد و ماه فروردین بیشترین متوسط بارش با حدود ۴۰ میلی‌متر را داراست. از آنجاکه یکی از ارکان اصلی تغذیه آبخوان هشتگرد ناشی از نفوذ از جریانات سطحی در

شکل ۲- میانگین درازمدت ماهانه بارندگی ایستگاه کریم اباد کرج (شکل a) و متوسط آبدهی در ایستگاههای هیدرومتری فعال در منطقه (شکل b)

آبخوان و ارزیابی پارامترهای هیدرودینامیکی آبخوان مثل ضریب ذخیره مورد استفاده قرار می‌گیرد. براین اساس ۱۶/۴۷ متر در طی این ۲۲ سال افت سطح آب زیرزمینی وجود دارد که بطور متوسط سالانه ۷۴ سانتی‌متر افت سطح آب زیرزمینی وجود دارد. شکل ۳ پیزومترهای موجود در آبخوان را نشان داده است.

شبکه پیزومتریک منطقه با تعداد ۱۴ پیزومتر فعال و دارای آمار مستند در حال حاضر رفتار سطح آب زیرزمینی منطقه را مورد سنجش قرار می‌دهند. شبکه پیزومتریک منطقه از سال ۱۳۷۰ فعال بوده و آمار ثبت تا سال آبی ۹۲-۱۳۹۱ مورد استفاده قرار گرفته است. هیدروگراف آبخوان جهت ارزیابی رفتار تغییرات تراز آب زیرزمینی در



شکل ۳- شبکه پیزومتری در آبخوان هشتگرد
Figure 3 - Piezometric network in Hashtgerd aquifer

بیان آب زیرزمینی منطقه

به منظور برآورد حجم آب زیرزمینی ورودی و خروجی به آبخوان ابتداء مقاطع ورود و خروج آب زیرزمینی شناسایی و براساس آن احجام برآورد و در جداول ۳ و ۴ ارائه شد. شکل ۴ موقعیت مقاطع ورودی و خروجی آب زیرزمینی در آبخوان هشتگرد را نشان می‌دهد. براساس نتایج بدست آمده از پارامترهای بیان آب زیرزمینی در محدوده آبخوان هشتگرد، جدول ۴ خلاصه آماری آن را ارائه می‌دهد که براین اساس مجموع تغذیه آبخوان ۳۰۷/۸۴ میلیون متر مکعب و مجموع تخلیه از آبخوان ۳۲۷/۳۱ میلیون متر مکعب بصورت سالانه برآورد شده است که سالانه کسری مخزن ۱۹/۴۷ میلیون متر مکعب خواهیم داشت. روش توازن بین ورودی و خروجی به عنوان روش انتخابی جهت برآورد بیان می‌باشد.

شبیه‌سازی نوسانات آب زیرزمینی

به منظور مطالعه و مدل‌سازی آبخوان با استفاده از روش تفاضل محدود و مدل Modflow، اولین گام تقسیم‌بندی مکانی محدوده مورد مطالعه به یکسری شبکه یا سلول مربعی و یا مستطیلی است. لذا با استفاده از نقشه‌های توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ سازمان نقشه‌برداری ارتش، لایه توپوگرافی استخراج و رقومی گردید. براساس ۱۴ پیزومتر موجود در محدوده آبخوان خطوط هم‌پتانسیل ترسیم و به عنوان سطح ایستابی اولیه وارد مدل گردید. به منظور مشخص نمودن ضخامت لایه اشباع براساس ژئوفیزیک‌های صورت پذیرفته در محدوده آبخوان سنگ بستر نیز وارد شبکه مدل گردید.

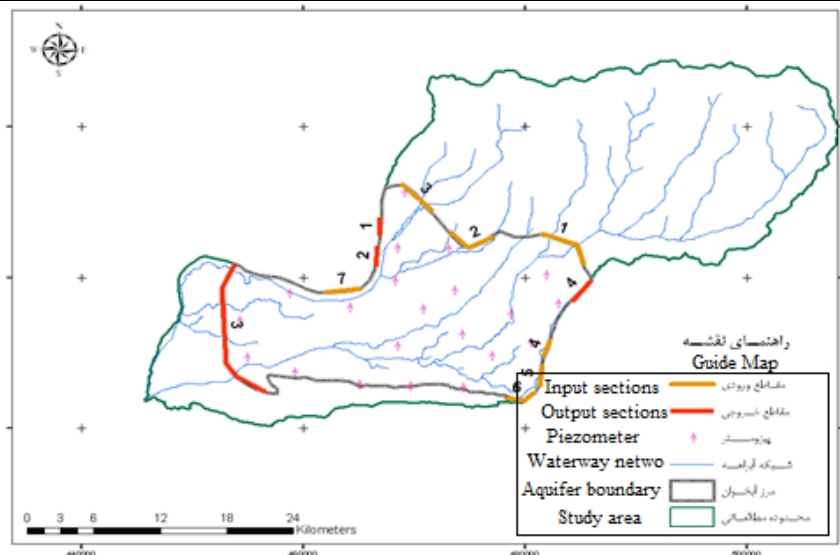
جدول ۳- مقاطع ورودی به آبخوان هشتگرد

Table 3- Entrance sections to Hashtgerd aquifer

شماره مقطع Section number	طول (m) Length(m)	عرض (m) Width(m)	اختلاف ارتفاع (m) Height difference(m)	شیب هیدرولیکی Hydraulic gradient	قابلیت انتقال (m ² /s) Transferability (m ² / s)	دبی (m ³ /day) Flow (m ³ / day)	جریان ورودی (MCM) Entrance flow (MCM)
1	6700	500	10	0.02	1100	147400	53.08
2	4700	500	10	0.02	600	56400	20.59
3	4900	2050	10	0.005	1500	35854	13.09
4	4100	2100	7	0.003	1300	17767	6.48
5	800	1676	6	0.004	100	2864	1.05
6	1700	4266	5	0.001	700	1395	0.51
7	1450	1695	7	0.004	500	2994	1.09
جمع کل total							96.61

مقطع خروجی Output section

1	2100	1900	5	0.003	500	2763	1.01
2	2700	1500	8	0.005	500	7200	2.63
3	14000	3500	6	0.002	500	12000	4.38
4	1050	400	10	0.025	1300	34125	12.46
جمع کل total							20.47



شکل ۴- مقاطع ورودی و خروجی آب زیرزمینی به آبخوان هشتگرد

Figure 4- Input and output sections of groundwater in Hashtgerd aquifer

جدول ۴- خلاصه بیلان آب زیرزمینی آبخوان هشتگرد- MCM (واحد اعداد: میلیون متر مکعب)

Table 4- Summary of Groundwater balance of Hashtgerd aquifer- MCM (Numbers unit: Million Cubic Meters)

جریان زیرزمینی ورودی Entrance underground flow	نفوذ از بارندگی Penetration of precipitation	نفوذ از جریانات سطحی Penetration of surface flow	نفوذ آب برگشتی کشاورزی Penetration of agricultural returned water	نفوذ آب برگشتی شرب و صنعت Penetration of returned water, Drinking and industrial	تخلیه از منابع آب زیرزمینی Discharge of groundwater resources	زهکشی Drainage	تبخیر از آبخوان Evaporation from the aquifer	خروجی آب زیرزمینی Underground water outlet
96.61	27.38	58.87	106.64	18.34	306.84	.	.	20.47

مربوط به دما و بارندگی برای میانگین بلند مدت ۲۰ ساله برای هر ماه $(12 \geq i \geq 1)$ ، $(\bar{T}_{GCM,fut,i})$ میانگین ۲۰ ساله دمای شبیه‌سازی شده توسط مدل AOGCM در دوره آتی برای هر ماه، $(\bar{T}_{GCM,base,i})$ میانگین ۲۰ ساله دمای شبیه‌سازی شده توسط AOGCM در دوره مشابه با دوره مشاهداتی برای هر ماه می‌باشد. برای بارندگی نیز موارد ذکر شده برقرار می‌باشد (جونز و هولم ۱۹۹۶).

مدلسازی آب سطحی با استفاده از IHACRES

مدل بارش رواناب IHACRES توسط جکمن و هورمبرگر^۱ در سال ۱۹۹۳ ارائه شد. اساس این روش از دو مدول غیر خطی کاهش^۲ و مدول خطی هیدروگراف^۳ تشکیل می‌شود (رحیمی‌نسب و همکاران ۱۳۹۰). به این منظور در ابتدا بارندگی I_k و دما T_k در هر گام زمانی k توسط مدول غیرخطی، به بارندگی مؤثر u_k تبدیل شده و سپس به وسیله مدول خطی هیدروگراف واحد به رواناب سطحی در همان گام زمانی تبدیل می‌شود (شکل ۵).

به منظور اجرای صحیح و دقیق مدل ماندگار در آبخوان هشتگرد، ورود پارامترهای بیلان آب زیرزمینی بسیار حائز اهمیت می‌باشد. بدین منظور با ورود پارامترهای نفوذ از بارندگی، نفوذ از سیلاب با استفاده از نتایج مدل IHACRES جریان ورودی آب زیرزمینی، نفوذ از حوضه ی مجاور و آب بازگشتی از چاه‌های آب را به عنوان ورودی‌های سفره و همچنین پارامترهای جریان زهکش خروجی و پمپاژ از چاه‌ها به عنوان خروجی از آبخوان در نظر گرفته شد.

بحث و نتایج

نتایج حاصل از مدل سازی آب زیرزمینی و سطحی برای

دوره پایه

پس از واسنجی مدل آب زیرزمینی در حالت ماندگار هدایت هیدرولیکی آبخوان در نقاط مختلف در بین ۰/۵ تا ۱۹ متر بر روز تعیین شده است. به طور متوسط و برای کل آبخوان، مقادیر خطای نسبی به مقدار ۰/۱۸۵، مقدار خطای مطلق به میزان ۰/۷۸۹ و مقدار ریشه دوم مجذور مربعات خطا ۰/۹۳۲ متر محاسبه شده است که دقت بالای این شبیه‌سازی را نشان می‌دهد.

همچنین برای ارزیابی دقیق مدل طراحی شبکه و سلول‌های آن در محدوده آبخوان صورت پذیرفت، که خصوصیات هیدرودینامیکی، تغذیه و تخلیه در محدوده‌ای از آبخوان که در داخل یک سلول واقع می‌شود یکسان فرض می‌گردد. ضرورت انتخاب ابعاد کوچکتر در مناطقی بیشتر است که خصوصیات هیدروژئولوژیکی و هیدرودینامیکی آبخوان در فواصل کم تغییرات قابل ملاحظه‌ای داشته باشد و یا اینکه قسمت‌هایی از آبخوان برای موارد خاصی مورد مطالعه قرار گیرد. در غیر این صورت، نیازی به کاهش ابعاد سلول‌ها نیست. با توجه به شرایط آبخوان سلول‌هایی با مساحت 500×500 متر مربع انتخاب گردید. برای واسنجی و صحت‌سنجی در دو حالت ماندگار (یک سال داده ماهانه) و غیرماندگار (تمام دوره آماری) استفاده شد که هر یک برای برآورد مقادیر هدایت هیدرولیکی و ضریب ذخیره به کار می‌روند.

سناریوهای RCP و مدل اقلیمی HadGEM2

جدیدترین سناریوهای انتشار که در گزارش ارزیابی پنجم از آن استفاده شده است، نماینده خط سیر غلظت^۱ نام دارد، که شامل ۴ سناریو RCP2.6، RCP4.5، RCP6، RCP8.5 و RCP8.5 است (Vuuren et al., 2011). این سناریوها بیانگر خط سیر غلظت گازهای گلخانه‌ای هستند و جایگزین سناریوهای قبلی SRES شده‌اند. این سناریوها، چهار آینده اقلیمی ممکن را توصیف می‌کنند، که تمام آنها بر این اصل استوارند که میزان غلظت گازهای گلخانه‌ای به چه میزان در آینده منتشر خواهند شد. اسامی این چهار سناریو براساس میزان انرژی بر متر مربع در سال ۲۱۰۰ است، که طبق این سناریوها بدست آمده است. به طور مثال طبق سناریو RCP8.5، میزان انرژی اضافی در سال ۲۱۰۰ میلادی برابر با ۸/۵ وات بر هر متر مربع است. این سناریوها براساس محدوده وسیعی از تغییرات قابل امکان در میزان گازهای تولیدی توسط عوامل غیر طبیعی مانند انسان‌ها در آینده استوار هستند. از مدل HadGEM2 که از سایت جهانی IPCC قابل دسترس است با استفاده از ریزمقیاس نمایی آماری که توسط نرم‌افزار LARS-WG انجام گرفته است برای داده‌های دما و بارش برای آینده استفاده شده است. برای ایجاد سناریوی تغییر اقلیم در هر مدل AOGCM، مقادیر "اختلاف" برای دما (رابطه ۱) و "نسبت" برای بارندگی (رابطه ۲) بین میانگین ۲۰ ساله در دوره‌های آتی و دوره شبیه‌سازی شده پایه توسط همان مدل برای هر سلول از شبکه محاسباتی محاسبه می‌شود.

$$\Delta T_i = (\bar{T}_{GCM,fut,i} - \bar{T}_{GCM,base,i}) \quad (\text{رابطه ۱})$$

$$\Delta P_i = (\bar{P}_{GCM,fut,i} / \bar{P}_{GCM,base,i}) \quad (\text{رابطه ۲})$$

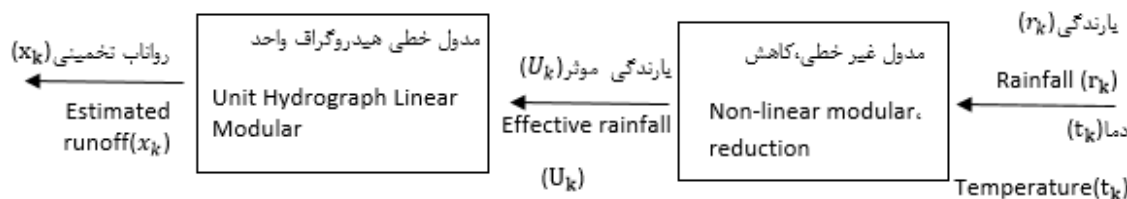
در روابط فوق (ΔT_i) و (ΔP_i) به ترتیب بیانگر سناریوی تغییر اقلیم

1- Jakeman and Hornberger

2- Non- linear loss module

3- Linear unit hydrograph module

1- Representative Concentration Pathways



شکل ۵- فرآیند شبیه‌سازی بارش- رواناب مدل IHACRES همراه با مدول‌های خطی و غیرخطی
Figure 5- The simulation process of rainfall-runoff IHACRES model with linear and nonlinear modules

غیرماندگار به طور متوسط و برای کل آبخوان، مقادیر خطای نسبی به مقدار ۵،۲۸۵، مقدار خطای مطلق به میزان ۵،۷۷۵ و مقدار ریشه دوم مجذور مربعات خطا ۸،۰۴۰ متر محاسبه شده است. در جدول ۵ ضرایب مربوط به واسنجی مدل IHACRES و پارامترهایی که در بخش خطی و غیرخطی توسط این مدل برای هر کدام از ایستگاه‌های هیدرومتری محاسبه شده نشان داده می‌شود. شکل ۶ مقادیر حاصل از صحت‌سنجی را نشان می‌دهد.

نتایج خروجی مدل اقلیمی HadGEM2

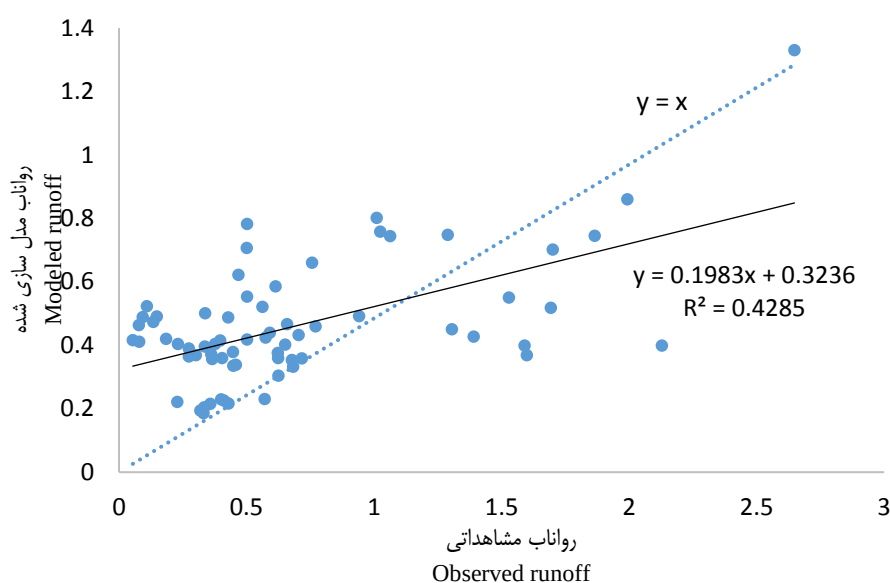
همانطور که ذکر شده است، از مدل HadGEM2 ارائه شده در گزارش IPCC برای استخراج داده‌های ماهانه بارش و دمای کمینه و بیشینه در منطقه مطالعاتی طی دوره پایه و دوره آتی ۲۰۴۰ تحت دو سناریو انتشار RCP2.6 و RCP8.5 استفاده شد. در این پژوهش، میزان تغییرات میانگین دمای ماکسیمم، مینیمم و میزان درصد تغییرات میانگین بارش ماهانه در دوره آتی نسبت ۲۰۴۰ نسبت به دوره پایه مدل اقلیمی بدست آمد. خروجی‌های داده‌های ریزمقیاس شده در زیر آمده است.

به‌منظور اجرای مدل در حالت ناپایدار باید بازه‌های زمانی برای مدل تعریف شود. بازه زمانی در مدل‌سازی به دو صورت دوره تنش و گام زمانی قابل تعریف است که باید قبل از تعریف سایر پارامترها نظیر منابع تغذیه و تخلیه در شرایط ناپایدار برای مدل تعریف شوند. در دشت هشتگرد طول دوره تنش یک ماه و با توجه به اندازه‌گیری ماهانه سطح آب در پیزومترها، گام زمانی نیز یک ماه انتخاب شد. بنابراین به‌منظور شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی محدوده مورد مطالعه برای حالت ناپایدار از مهرماه ۱۳۸۶ تا اواخر آذر ۱۳۹۲ به مدت شش سال و سه ماه برای مدل تعریف شد و مدل مفهومی از حالت پایدار به حالت ناپایدار تغییر داده شد. بنابراین داده‌های سطح آب در رودخانه‌ها، تغذیه از بارندگی و آب برگشتی از چاه‌ها، نرخ پمپاژ از چاه‌ها، بار هیدرولیکی شرایط مرزی به و داده‌های سطح آب زیرزمینی در پیزومترها به‌صورت ماهیانه وارد مدل مفهومی شد. همچنین در حالت ناپایدار باید پارامتر آبدهی ویژه برای مدل تعریف شود. پس از اجرای مدل در شرایط ناپایدار، مقادیر آبدهی ویژه بهینه شد. مقدار آبدهی ویژه بهینه شده در منطقه مورد مطالعه بین ۰/۰۰۱ تا ۰/۲۷ متغیر می‌باشد. قابل ذکر است که در این مرحله از آمار منابع و مصارف سال ۱۳۸۷ استفاده شده است. نتایج دقت واسنجی مدل در حالت

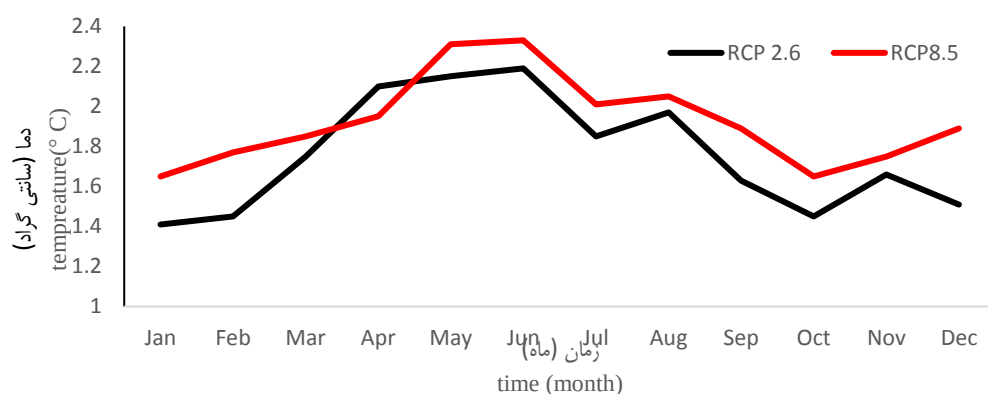
جدول ۵- ارزیابی مدل IHACRES در مرحله واسنجی برای ایستگاه نجم‌آباد

Table 5- Evaluation of the IHACRES model at calibration stage for Najmabad Station

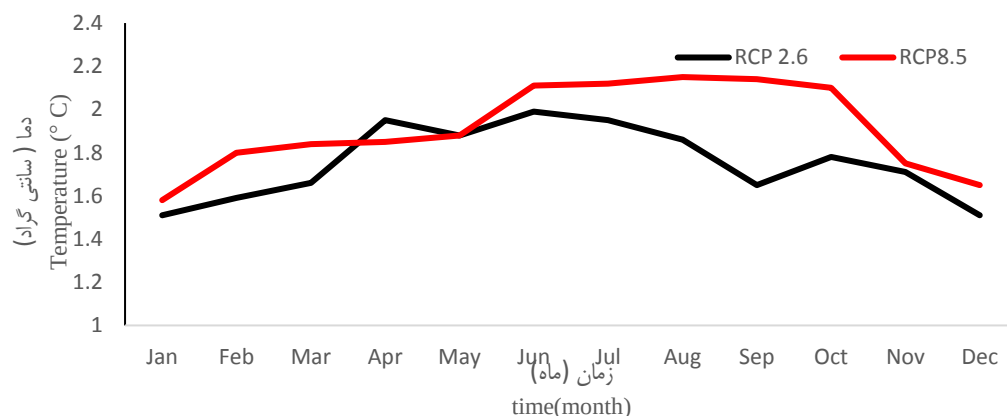
شاخص آماری	مقدار	شاخص آماری
Statistical index	Value	Statistical index
Bias	0.5	خطا در مجموع حجم جریان (میلی‌متر در سال) Error in total flow volume (millimeter per year)
Rel.Bias	0.346	خطای نسبی در مجموع حجم جریان Relative error in total flow volume
R Squared	0.568	اندازه تناسب بین دبی مشاهداتی و دبی شبیه‌سازی شده (ضریب تبیین) The size of the fit between the observed discharge and the flow rate simulated (Coefficient of determination))
R ² -sqrt	0.753	ارزیابی ضریب تبیین Evaluate the Coefficient of Determination



شکل ۶- نتایج صحت سنجی مدل هیدرولوژی
Figure 6- Validation results of the hydrologic model



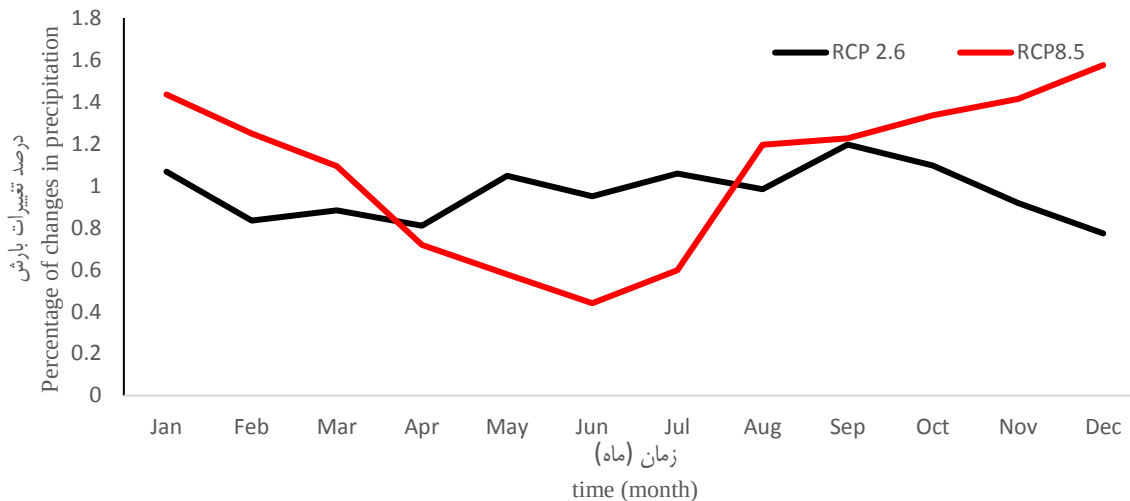
شکل ۷- میزان تغییرات دمای کمینه ماهانه در دوره آتی
Figure 7- Changes in the minimum monthly temperature in the upcoming period



شکل ۸- میزان تغییرات دمای بیشینه ماهانه و سالانه در دوره آتی نسبت به دوره پایه
Figure 8- The monthly and annual maximum temperature changes in future period compared to the base course

دوره پایه تخمین می‌زنند. در شکل ۹ میزان درصد تغییرات بارش برای دو سناریو آمده است.

همانطور که در شکل ۷ و ۸ ملاحظه می‌شود، نتایج بدست آمده آشکار می‌سازد که، مدل HadGEM2 در این مطالعه تحت هر دو سناریو انتشار، دمای بیشتری را در تمام ماه‌ها برای دوره آتی نسبت به



شکل ۹- میزان درصد تغییرات بارش میانگین ماهانه و سالانه در دوره آتی نسبت به دوره پایه

Figure 9- Monthly and annual rainfall percentage changes in the coming period compared to the base course

برای آبخوان بوجود خواهد آمد.

مطابق با یافته‌های این پژوهش، پژوهش کوهستانی (۱۳۸۸) نشان داده است که در اثر تغییر اقلیم در گرماب گلستان افت سطح آب زیرزمینی حدود ۴ متر خواهد بود. کارآموز و همکاران (۱۳۹۰)، با بررسی اثر تغییر اقلیم بر منابع آب زیرزمینی دشت رفسنجان به این نتیجه رسیدند که تغییرات اقلیمی باعث یک سیر نزولی بر روی حجم آبخوان شده است. در پژوهش دیگری توسط شاه نوریان (۱۳۹۱)، اثر تغییر اقلیم بر منابع آب زیرزمینی در دشت گرگان حاکی از سیر نزولی حجم آبخوان با توجه به تغییرات اقلیمی و اثرات آن بر منابع و مصارف محدوده مطالعاتی می‌باشد. تمام این نتایج نشان دهنده اثر منفی تغییر اقلیم بر روی منابع آب زیر زمینی می‌باشد.

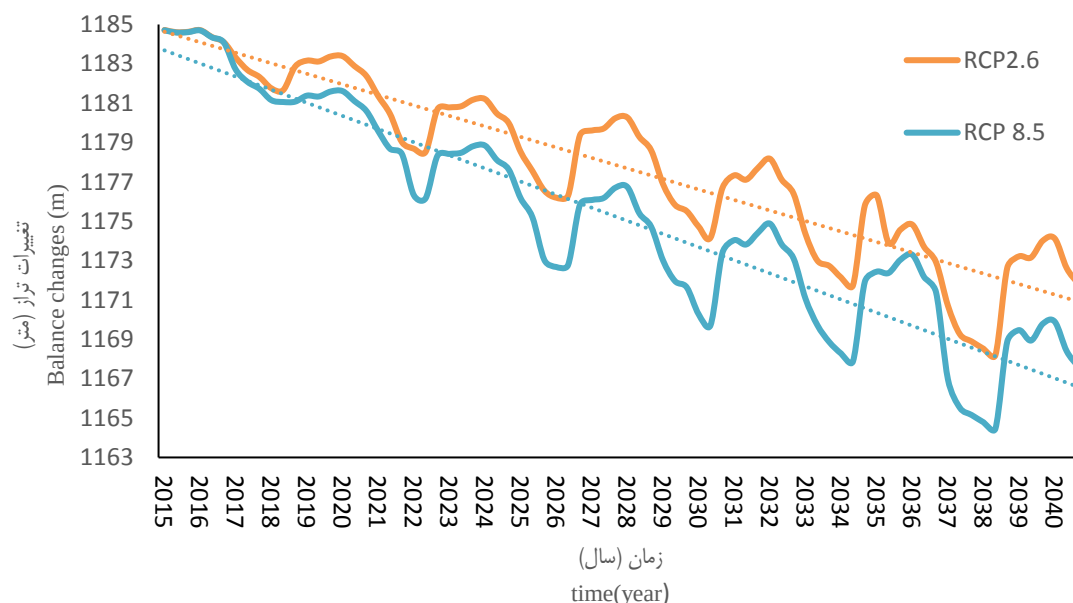
نتیجه‌گیری

پس از شبیه‌سازی مؤلفه‌های هواشناسی توسط مدل HadGEM2 معرفی شده در AR5 با استفاده از نرم‌افزار LarsWG و اعمال تغییرات آینده بارش و دما بر روی مدل IHACRES و مدل ModFlow تحت نرم‌افزار GMS برای دو سناریوی RCP2.6 و RCP 8.5 تغییرات ماهانه رواناب سطحی و نوسانات آب زیرزمینی برای دوره آینده محاسبه شد.

پیش‌بینی سطح آب زیرزمینی تحت تأثیر تغییرات اقلیمی

پس از ساخت مدل‌های آب زیرزمینی و آب سطحی برای دوره پایه، با حفظ ضرایب و پارامترهای موجود، با تغییر مقادیر بارش و دما برای دوره آینده، ابتدا میزان تغییرات جریان آب سطحی برای دوره آینده بدست آمد و سپس با استفاده از آن میزان تغذیه به آب زیرزمینی وارد مدل شد. مدل‌سازی آینده نشان داد که تغییرات رواناب سطحی حدود ۷ درصد کاهش برای سناریو RCP 2.5 و ۱۹ درصد کاهش برای سناریو RCP 8.5 خواهد داشت. تغذیه همچنین شامل تغذیه از بارش می‌شود. برای دوره آینده میزان تغییرات در مصرف و برداشت از آب زیرزمینی ثابت در نظر گرفته شده است. حال با تغییرات رخ داده در بارش تحت دو سناریوی یاد شده، پیش‌بینی می‌شود آبخوان تا سال ۲۰۴۰ حدود ۱۲ متر افت را برای سناریوی RCP 2.6 و برای سناریوی RCP 8.5 میزان ۱۸ متر افت را تجربه کند. شکل ۱۰ تغییرات از سال ۲۰۱۵ تا سال ۲۰۴۰ را برای متوسط وزنی تمام پیزومترها نشان داده است.

با توجه به شکل ۱۰ مشخص می‌شود که تغییرات آبخوان به صورت فصلی همچنان وجود خواهد داشت و سناریوی RCP2.6 وضعیت بهتری نسبت به سناریوی دیگر خواهد داشت. لازم به ذکر است که اگر شرایط برداشت‌ها به صورت ثابت فرض نشوند و به صورت خطی برداشت‌ها افزایش پیدا کنند، حتما شرایط فوق بحرانی



شکل ۱۰- هیدروگراف واحد در آبخوان هشتگرد تحت شرایط تغییر اقلیم
Figure 10- Unit hydrograph in Hashtgerd aquifer under climate change conditions

شکل ۱۰ تغییرات از سال ۲۰۱۵ تا سال ۲۰۴۰ را برای متوسط وزنی با توجه به مساحت تپسن برای تمام پیزومترها نشان داده است. همچنین برای پژوهش‌های آینده پیشنهاد می‌شود تا از مدل‌های دیگر تغییر اقلیم و مقایسه سناریوهای بیشتر و همچنین مقایسه سناریوهای جدید و قدیمی به منظور بررسی عملکرد مدل‌های اقلیمی استفاده گردد.

با توجه به افزایش دما در حدود ۱/۸ درجه سانتی‌گراد در بدترین حالت و تغییرات متفاوت بارش در ماه‌های مختلف، مشخص شد که رواناب حدود ۱۵ درصد برای سناریوی اول و ۲۰ درصد کاهش برای سناریوی دوم وجود خواهد داشت. با توجه به ثابت نگه داشتن میزان برداشته‌ها از آب زیرزمینی در سال‌های آینده، مشخص شد که آبخوان تا سال ۲۰۴۰ حدود ۱۲ متر افت را برای سناریوی RCP 2.6 و برای سناریوی RCP 8.5 میزان ۱۸ متر افت را تجربه کند. که در

منابع

- 1- Goodarzi M. 2011. Investigation and evaluation the effects of climate changes on surface runoff (case study: Karkheh Oliya). PhD dissertation, Faculty of Geography, Tabriz University.
- 2- IPCC-TGCI. 2014. Guidelines on the use of scenario data for climate impact and adaptation assessment report 5, Intergovernmental Panel on Climate Change, task group on scenarios for climate impact assessment.
- 3- Karamouz M., Rezapour Tabari M., Kerachian R., and Zahraie B. 2005. Conjunctive Use of Surface and Groundwater Resources with Emphasis on Water Quality. Water and Environmental Resources Congress, ASCE, Alaska.
- 4- Karamouz M., Mohammad Rezapour Tabar M., Kerachian R., and Zahraie B. 2005. Conjunctive Use of Surface and Groundwater Resources with Emphasis on Water Quality. Water and environmental resources congress, ASCE, Alaska.
- 5- Kauo-Chin H., Chug-Ho W., Kuan-Chin C., Chien-Tai C., and Kai-Wei M. 2010. Climate-induced hydrological impacts on the groundwater system the pingtung plain, Taiwan.
- 6- Kay A. L., Jones R. G., and Reynard N. S. 2006. RCM Rainfall for UK floodfrequency estimation. II. Climatechange results. Journal of Hydrology, 318: 163-172.
- 7- Kidmose J., Refsgaard J. C., Trolborg L., Seaby L. P., and Escrivà M. M. 2013. Climate change impact on groundwater levels: ensemble modelling of extreme values. Hydrol. Earth Syst. Sci., 17, 1619-1634.
- 8- Kouhestani N. 2009. The Impact of Climate Change on Groundwater Level (Case Study: Narmab Basin in Golestan Province), National Conference on Water Crisis Management, 12 March, 2009. Islamic Azad University, Marvdasht, Iran.
- 9- Kokkonen T. S., and Jakeman A. J. 2002. Structural Effects of Landscape and Land Use on Streamflow Response, in: Environmental Foresight and Models: A Manifesto, 22: 303-321.

- 10- Kokkonen T. S., Jakeman A. J., Young P. C., and Koivusalo H. J. 2003. Predicting daily flows in ungauged catchments: model regionalization from catchment descriptors at the Coweeta Hydrologic Laboratory, North Carolina. *Hydrol. Process*, 17: 2219-2238.
- 11- Lee E., Seong C., Kim H., Park S., and Kang M. 2010. Predicting the impacts of climate change on nonpoint source pollutant loads from agricultural small watershed using artificial neural network. *J Environ Sca (China)*, 22: 840-845.
- 12- Montazeri M., and Fahmi H. 2003. The effect of climate change on water resources of Iran. *Third Regional Conference and First National Conference on Climate Change*, pp. 289-285.
- 13- Mshkvaty A. M., Kordjezi M., and Babaiean A. 2010. investigation and evaluation of Lars model in the simulation of meteorological data in Golestan province during the period of 1993-2007. *Journal of Applied Research of Geographic Sciences*, 16(19): 96-81.
- 14- Por hemmat F. 2016. Simulation of groundwater flow system in Ravansar-Sanjabi Plain aquifer using GMS software, Tehran Soil and Watershed Management Institute, Final Report.
- 15- Rasmussen P., Sonnenborg T. O., Goncear G., and Hinsby K. 2013. Assessing impacts of climate change, sea level rise, and drainage canals on saltwater intrusion to coastal aquifer hydrol. *Earth Syst. Sci*, 17, 421-443,
- 16- Setegn SH.G., Rayner D., Melesse A.M., and Dargahi B. 2011. Impact of climate change on the hydro-climatology of Lake Tana basin, Ethiopia. *Journal of Water Resources Research* 47. 2011. Pages 113.



Evaluation of Climate Change Impacts on Surface Runoff and Groundwater Using HadGEM2 Climatological Model (Case Study: Hashtgerd)

F .S. Mortazavizadeh¹- M. Goodarzi^{2*}

Received: 04-12-2017

Accepted: 23-04-2018

Introduction: After the industrialization period, when humankind was able to multiply the speed and quantity of its production, the planet faced a new crisis, although this crisis was less known until the late 20th century. From the last years of the 20th century, the term of change has been added to the scientific literature of the world. The main reasons are the change in the phenomenon of blockage of greenhouse gases, especially carbon dioxide in the atmosphere of the planet. In this research, while introducing CMIP models under RCP scenarios, modeling of groundwater fluctuations using the MODFLOW numerical code is dominated by GMS software. The LarsWG software was used for statistical exponential measurements. Groundwater changes in the study area (Hashtgerd) are of great importance to the people of this region due to the proximity of the area to Tehran and the availability of horticultural products. The main objective of this research is to investigate the future fluctuations of groundwater in Hashtgerd plain over the next period from 2015 to 2040 using the HADGEM2 model under two scenarios RCP2.6 and RCP8.5. Innovations of this scheme include the use of the HadGEM2 climatic model to investigate the variation of underground water fluctuations.

Materials and Methods: In order to study and model the aquifer using the finite difference method and the Modflow model, the first step in the spatial division of the study area into a square or rectangular cell or network. Therefore, using topographic maps 1: 25000 of the Army Mapping Organization, the topographic layer was extracted and digitally extracted. Based on the 14 piezometers in the aquifer area, the potential lines were plotted and entered into the model as the initial staging level. In order to determine the thickness of the saturation layer, based on the geophysics in the aquifer, the bedrock was also introduced into the model network. In addition, to accurately evaluate the design of the network and its cells in the aquifer area, the hydrodynamic, feeding and evacuation characteristics of the aquifer within a cell are assumed the same. It is necessary to select smaller dimensions in areas where hydrological and hydrodynamic characteristics of the aquifer are significant at low distances, or that parts of the aquifer are studied for specific cases. Otherwise, it is not necessary to reduce the size of the cells. According to aquifer conditions, cells with 500 * 500 square meters area were selected. Calibration and verification were used in two steady state (one year data) and non-residual (full statistical period), each used for estimation of hydraulic conduction values and storage factor.

Results and Discussion: After calibration of the groundwater model in steady state, the hydraulic conductivity of the aquifer in different locations is in the range of 0.5 to 19 meters. In order to run the model in an unstable state, time intervals must be defined for the model. The time interval in modeling is defined in terms of both the stress period and the time step which must be defined before the definition of other parameters such as power and discharge conditions in unstable conditions. In the Hashtgerd plain, the length of the one-month stress period and the monthly measurements of the water level in piezometers, the time step were also selected for a month. Therefore, in order to simulate the groundwater flow, the study area for the unstable state was defined from October 2007 to late December 2013 for six years and three months for the model and the conceptual model was changed from unstable to unstable state. Therefore, data on surface water in rivers, the feeding of rainfall and return water from wells, pumping rates from wells, hydraulic load of boundary conditions, and groundwater surface data in piezometers were introduced monthly into a conceptual model. In addition, in an unstable state, the specific discharge parameter must be defined for the model. After implementation of the model in unstable conditions, special discharge rates were optimized. The amount of specially tailored discharge in the study area varies from 0.001 to 0.27. It should be noted that at this stage, the resource and expenditure statistics of 2008 were used. After constructing groundwater and surface water models for the base period, maintaining the existing coefficients and parameters, changing the rainfall and temperature values for the future period, first, the amount of surface water flow changes for the future period and then using the amount of

1- M.Sc. Student of Water Resources Engineering, Department of Water Engineering, Shiraz Branch, Islamic Azad University, Shiraz, Iran

2- Associate Professor, Forest and Rangeland Research Institute, Tehran, Iran

(*- Corresponding Author Email: massoudgoodarzi@yahoo.com)

nutrition The groundwater entered the model. Future modeling showed that surface runoff variations would be about 7 percent lower for RCP 2.5 and 19 percent for the RCP scenario of 8.5. Nutrition also includes nutrition from the rainfall. For the upcoming period, changes in land use and land use counts are considered constant. With rainfall changes under the two scenarios, the aquifer is projected to drop by about 12 m by 2040 for the RCP scenario of 2.6 and for the RCP scenario of 8.5 by 18 m.

Conclusions: After simulating the meteorological component by the HadGEM2 model introduced in AR5 using LarsWG software and applying future changes in rainfall and temperature on the IHACRES model and ModFlow model under GMS software for the two scenarios RCP2.6 and RCP 8.5, respectively. Due to the temperature rise of 1.8 ° C in the worst case and different rainfall variations in different months, it was found that runoff would be about 15% for the first scenario and 20% for the second scenario. The same factors are because the level of penetration into groundwater through snow melting as well as precipitation along with surface runoff is one of the important factors in feeding to the aquifer. Given the constant maintenance of groundwater withdrawals in the coming years, it was found that the aquifer will drop by about 12 m for the scenario RCP 2.6 by 2040, and for the RCP 8.5 scenario, it will drop by 18 m.

Keywords: HadGEM2, Hashtgerd Plain, IHACRES, Modflow

Contents

Computation of Evaporation (Stages and) from a Bare Saline Soil	237
M. Selahvarzi- B. Ghahraman- H. Ansari- K. Davari	
Experimental Investigation of the Effect of Rigid and Flexible Vegetation on Sediment Transport in Open Channels	252
F. Parnak- M. Rahimpour- K. Qaderi	
Effect of Drip and Capsule Irrigation along with Super Absorbent Polymer on <i>Osteospermum</i> Plant in Green Wall	266
F. Fathi Khoshouie- M. R. Nouri- A. R. Ghasemi- M. Ghasemi Ghehsareh	
Assessing the Effectiveness of Aquifer Regeneration Scenarios by Sustainability Index and Water Exploitation Indicators of Water Resources, Case Study: Shahrekord Aquifer	281
B. Sheikhipour- S. Javadi- M. E. Banihabib	
Estimation of Baseline Concentration of Some Trace Elements and the Effect of Farming Practices on the Distribution of Accumulation and Pollution Loading Indices in the Soil of Boroujen-Faradonbeh Plain	298
H. Beigi Harchegani- S. Ahmadzadeh- S. Heshmati	
The Influence of Different Biochars and their Feedstock on Some Soil Chemical Properties and Nutrients over the Time in a Calcareous Soil	312
M. Forouhar- R. Khorassani- A. Fotovat- H. Shariatmadari- K. Khavazi	
Prediction of Soil Organic Matter Spatial Distribution Using Topographic Indicators and Artificial Neural Network-Kriging Technique	325
M. A. Mahmoodi- M. Mirzaie- S. M. T. Hosseini	
Determining Features Influencing Some Soil Physical Quality Indicators and their Predictions Using Decision Tree and Multiple Linear Regression Models	342
H. Shekofteh- M. Doustaky- A. Masoudi	
Bioremediation of Cadmium in Contaminated Sandy Soil by Microbially Induced Calcite Precipitation	357
S. Abduolahimi- N. Ghorbanzadeh- A. Forghani- M.B. Farhangi	
Soil Quality Evaluation of Semi-arid and Arid Lands in Qazvin Plain, Iran	374
S. Azarneshan- F. Khormali- F. Sarmadian- F. Kiani- K. Eftekhari	
Carbon Sequestration and Estimation of Its Economic Value in Selected Pastures of Khuzestan under Grazing and Grazing Exclusion	386
A. Owji- A. Landi- S. Hojati	
Investigating the Effect of Wheat Straw Biochar and Hydrochar on Physical Properties of a Sandy Loam Soil	397
I. Nikravesht- S. Boroomandnasab- A. Naseri- A. Soltani Mohammadi	
The Effect of Rhizobium on Glomalin Production by <i>Rhizophagus irregularis</i> in Symbiosis with Clover Plant under Different Levels of Nitrogen	413
V. Shaabani Zenoozagh- N. Aliasgharzad- J. Majidi- R. Hajiboland- B. Baradaran- L. Aghebati-Maleki	
Evaluation of Gridded AgMERRA Weather Data for Simulation of Water Requirement and Yield of Rainfed Wheat in Khorasan Razavi Province	431
F. Yaghoubi- M. Bannayan Aval- Gh.A. Asadi	
Evaluation of Climate Change Impacts on Surface Runoff and Groundwater Using HadGEM Climatological Model (Case Study: Hashtgerd)	446
F. S. Mortazavizadeh- M. Goodarzi	

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 32

No. 2

2018

Published by: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Manager in Charge: Valizadeh, R. (Ruminant Nutrition) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editor in Chief: Fotovat, A. (Soil Science) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board:

Alizadeh, A.	Irrigation and Drainage	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Astaraei, A. R.	Soil Science	Assoc. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Fotovat, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghaemi, A.A.	Irrigation and Drainage	Assoc. Prof., Shiraz University
Kamali, Gh.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Islamic Azad University, Tehran
Khormali, F.	Soil Science	Prof., Agricultural Sciences & Natural Resources University of Gorgan
Kiani, A.R.	Irrigation and Drainage	Prof., Agricultural and Natural Resources Res. Center of Golestan Province
Lakzian, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Mahdian, M.H.	Irrigation and Drainage	Prof., Soil Conservation and Watershed Management Research Institute
Mosaedi, A.	Irrigation and Civil Eng.	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Mousavi Baygi, M	Agricultural Meteorology	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Oustan, Sh.	Soil Science	Assoc. Prof., Tabrzi University
Sanaei-Nejad, S.H.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Publisher: Ferdowsi University of Mashhad

Printed by: Ferdowsi University of Mashhad, Press.

Address: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

P.O. Box: 91775- 1163

Fax: +98 511 8787430

E-Mail: jsa3@um.ac.ir

Web Site: <http://jm.um.ac.ir>

Journal of Water and Soil is published bimonthly (six issues per year).