

عنوان مقالات

- ۳۴۵..... بررسی اثر عوامل محیطی و رسوب معلق در انتقال آلودگی کالیفرم به کمک مدل ریاضی
جلد حواد اورت چشمه - سید محمود کاشفی پور
- ۳۵۹..... کاهش متغیرهای الگوی بار نیتروژن ورودی به آب رودخانه یا روش تحلیل حساسیت واریانس مینا مطالعه موردی:
حوضه ابریز رودخانه توید
مجید جانقدا - داود شاهسوی
- ۳۷۲..... بهینه‌سازی تخصیص اراضی و آب آبیاری مبتنی بر دیدگاه بیلان آب با استفاده از برنامه‌ریزی خطی
حمیدرضا مرادی - خلیل جلیلی - امید بزرگ حداد
- ۳۸۶..... ارتباط انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی با شاخص S در خاک‌های با بافت متوسط و سبک
مهدی زنگی‌آبادی - منوچهر گرچی - مهدی شرقا - پیمان کشاورز - سعید سعادت
- ۳۹۹..... تعیین حداکثر طول پخشیدگی املاح در کانال سهمی شکل یا بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر
سولیا زبردست - سیدحسن طباطبائی - فریبرز عباسی - منوچهر خیرپور - کارلو گالیری
- ۴۱۱..... تأثیر آبیاری زیرزمینی و مدیریت آبیاری بر مشخصه‌های رشد و اجزای عملکرد برنج در منطقه خشک و نیمه خشک
سیده مریم میرانوالقاسمی - مهدی قبادی نیا - احمدرضا قاسمی - محمدرضا نوری امامزاده‌ای
- ۴۲۲..... بهره‌گیری از مفهوم ردپای آب مجازی در تولید محصولات اصلی برای عبور از بحران آب منطقه قزوین
هادی رفعتی اعتدالی - علیرضا شکوهی - سید امین مجتبی
- ۴۳۴..... رویکرد چانه‌زنی چندهدفه و برنامه‌ریزی فازی به منظور تخصیص بهینه منابع آب با تأکید بر کم‌آبیاری
اصد نصیری قبادی - صفر معروفی
- ۴۴۹..... توانایی دو گونه گیاهی در جذب آهن از یسترهای حاوی فلوروپیت و موسکویت
محسن سلیمان‌زاده - حسین خادمی - مرگن سپهری
- ۴۶۰..... اثر متقابل کادمیم و روی بر رشد و ترکیب تیمیایی ذرت
سپروس صادقی - شاهین اوسان - نصرت‌الله نجفی - مصطفی وینزاده - حسن منیری‌فر
- ۴۷۸..... مطالعه پذیرفتاری مغناطیسی خاک‌های یک ردیف یستی و بلندی مطالعه موردی: دشت بشار، استان کهگیلویه
محمود انجوی نژاد - حمیدرضا اولیایی - ابراهیم ادهمی
- ۴۹۰..... ارزیابی پاسخ ژنوتیپ‌های جو (*Hordum vulgare*) دیم به مقادیر و زمان‌های مصرف نیتروژن
وین فیضی اصل
- ۵۰۹..... تغییر در قابلیت‌استفاده و اجزاء مس در ریزوسفر اکتایگردان در خاک آلوده تیمار شده با کلات‌کننده‌ها
محمد رحمانیان - علیرضا حسین پور - ابراهیم ادهمی - حمیدرضا متقیان
- ۵۲۲..... ارزیابی تناسب اراضی بخشی از دشت زنجان برای کشت گندم آبی با استفاده از راهکار امتیازات محدودیتی
یاسر صفری - محمد امیر دلاور - زهرا توری
- ۵۳۳..... تعیین مؤثرترین جزء خاکدانه در برآورد یابداری ساختمان خاک با بهره‌گیری از روش زمین‌آمار
سعبده بردسیری زاده - عسی اسفندیاریور پروچنی - عی اسفندیاریور - پیمان عباس‌زاده دهجی
- ۵۵۴..... نقش غنی‌سازی پوسته زیستی خاک از طریق تلقیح و تحریک باکتری‌ها در افزایش نیتروژن خاک حساس به فرسایش
حسین خرفاه - مهدی هبابی - سید حمیدرضا صادقی - پرهیز زارعی دارکی

ادامه فهرست داخل جلد

Contents

- Investigating the effect of the Environmental Parameters and Suspended Sediment in Coliform Contamination Transport Using numerical model..... 358
J. Javadi Orte cheshme - S.M. Kashefipour
- Reduction of variable nitrogen river water loading model by variance based sensitivity analysis, Case Study: Tweedriverbasin 371
M. Janfada - D. Shahsavani
- Optimization of Land and Irrigation Water Allocation Based on Water Balance Approach Using Linear Programming..... 385
H.R. Moradi - K. Jalili - O. Bozorg Hadad
- The Relationship Between Integral Energy (EI) of Different Soil Moisture Ranges and S-Index in Medium to Coarse-textured Soils..... 398
M. Zanglabadi - M. Gorji - M. Shorafa - P. Keshavarz - S. Saadat
- Maximum Length of Solute Diffusion in a Parabolic Channel under Permeable and Impermeable Bed Conditions..... 410
S. Zebardast - S. H. Tabatabaei - F. Abbasi - M. Heidarpour - C. Gualtieri
- The Effect of Controlled drainage and Irrigation Management on Growth Characteristics and Rice Yield in the arid and semi-arid..... 421
S.M. Mirabolghasemi - M. Ghobadina - A.R. Ghasemi - M.R. Nouri-Emamzadeie
- Using the Concept of Virtual Water Footprint in Main Crops Production for Crossing the water crisis in Qazvin 433
H. Ramezani Etedali - A.R. Shokoochi - S. A. Mojtahavi
- A Multi-Objective Bargaining and Fuzzy Programming Approaches for Optimal Water Allocation with Emphasis on Deficit Irrigation..... 448
O. Nasiri-Gheidari - S. Marofi
- The Ability of two Plant Species to Uptake of Iron from Substrates Containing Muscovite and Phlogopite 459
M. Soleimanzadeh - H. Khademi - M. Sepehri
- Effects of Cadmium and Zinc Interactions on Growth and Chemical Composition of Corn (*Zea mays* cv. single cross)..... 477
S. Sadeghi - S. Ostan - N. Najafi - M. Valizadeh - H. Monirifar
- Study of Magnetic Susceptibility of the Soils of a Toposequence Case Study: Beshar Plain, Kohgiluyeh Province..... 489
M. Enjavinejad - H.R. Owliaie - F. Adhami
- Evaluation of Dryland Barley (*Hordum vulgare*) Genotypes Response to the Nitrogen Rates and Application Times..... 508
V. Feiziasl
- Change in Availability and Fractions of Copper in the Rhizosphere of Sunflower in a Contaminated Soil Treated With Chelators..... 521
M. Rahmaniian - A.R. Hosseinpour - F. Adhami - H.R. Motaghian
- Land Suitability Evaluation for Irrigated Wheat in Zanjan Plain Using Limitation Scores 532
Y. Safari - M.A. Delavar - Z. Noori
- Use of Geostatistical Method to Determine the Most Effective Aggregate Component for Estimating Soil Structural Stability..... 544
S. Bardsirizadeh - I. Eslandiarpour Borujeni - A.A. Besalatpour - P. Abbaszadeh Dehaji
- Role of Biological Soil Crusts Enrichment through Bacteria Inoculation and Stimulation of Nitrogen Increasing in an Erosion-Prone Soil..... 556
Hossein Kheirfian - Mehdi Homaei - Seyed Hamidreza Sadeghi

Continue Content in cover

آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

با شماره پروانه ۲۱/۲۰۱۵ مورخه ۱۳۶۸/۴/۱۱ و درجه علمی - پژوهشی شماره ۲۶۵۲۴ تاریخ ۱۳۷۳/۱۰/۱۹ از

وزارت علوم، تحقیقات و فناوری

جلد ۳۱ شماره ۲ خرداد - تیر سال ۱۳۹۶

صاحب امتیاز:

دانشگاه فردوسی مشهد (دانشکده کشاورزی)

مدیر مسئول:

رضا ولیزاده

سر دبیر:

امیر فتوت

اعضای هیات تحریریه:

آستارائی، علیرضا

دانشیار - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

اوستان، شاهین

دانشیار - علوم خاک (دانشگاه تبریز)

ثنائی نژاد، سید حسین

دانشیار - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

خادمی، حسین

استاد - علوم خاک (دانشگاه صنعتی اصفهان)

خانجانی، محمد جواد

استاد - آبیاری و مهندسی عمران (دانشگاه شهید باهنر کرمان)

خرمالی، فرهاد

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

داوری، کامران

استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)

علیزاده، امین

استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)

فتوت، امیر

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

قائمى، على اصغر

دانشیار - آبیاری و زهکشی (دانشگاه شیراز)

کمالی، غلامعلی

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

کیانی، علیرضا

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

لکزیان، امیر

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

مساعدي، ابوالفضل

استاد - آبیاری و مهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)

موسوی بایگی، محمد

استاد - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

مهديان، محمد حسين

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

ناشر: دانشگاه فردوسی مشهد (دانشکده کشاورزی)

چاپ: مؤسسه چاپ و انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

نشانی: دانشگاه فردوسی مشهد - دانشکده کشاورزی - ص. پ. ۹۱۷۷۵-۱۱۶۳ - دبیرخانه نشریات علمی - نشریه آب و خاک

نمابر: ۰۵۱۱-۸۷۸۷۴۳۰

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 بصورت دو ماهانه (شش شماره در سال) منتشر می شود.

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

مندرجات

۳۴۵	بررسی اثر عوامل محیطی و رسوب معلق در انتقال آلودگی کالیفرم به کمک مدل ریاضی جلیل جوادى اورته چشمه - سيد محمود كاشفى پور
۳۵۹	كاهش متغیرهای الكوى بار نيتروژن ورودى به آب رودخانه با روش تحليل حساسيت واريانس مبنا مطالعه موردی: حوضه آبریز رودخانه تويد مجيد جانفدا- داود شاهسونى
۳۷۲	بهينه‌سازى تخصيص اراضى و آب آبيارى مبتنى بر دیدگاه بيلان آب با استفاده از برنامه‌ريزى خطى حميدرضا مرادى - خليل جليلی - اميد بزرگ حداد
۳۸۶	ارتباط انرژی انتگرالى آب در دامنه‌های مختلف رطوبتى با شاخص S در خاک‌های با بافت متوسط و سبك مهدى زنگى آبادى - منوچهر گرجى - مهدى شرفا - پيمان كشاورز - سعيد سعادت
۳۹۹	تعيين حداكثر طول پخشيدگى املاح در كانال سهمى شكل با بستر نفوذپذير و نفوذناپذير سونيا زبردست - سيدحسن طباطبائى - فريبرز عباسى - منوچهر حيدرپور - كارلو گالتيرى
۴۱۱	تأثير آبيارى زیرزمینی و مدیریت آبیاری بر مشخصه‌های رشد و اجزای عملکرد برنج در منطقه خشک و نیمه خشک سيده مریم میرابوالقاسمى - مهدى قبادى نیا - احمدرضا قاسمى - محمدرضا نوری امامزاده‌ای
۴۲۲	بهره‌گیری از مفهوم ردپای آب مجازى در توليد محصولات اصلى برای عبور از بحران آب منطقه قزوین هادى رضائى اعتدالى - علیرضا شکوهى - سيد امين مجتبوى
۴۳۴	رويكرد چانه‌زنى چندهدفه و برنامه‌ريزى فازى به‌منظور تخصيص بهينه منابع آب با تأکید بر كم‌آبيارى اميد نصيرى قيدارى - صفر معروفى
۴۴۹	توانایی دو گونه گیاهی در جذب آهن از بسترهای حاوی فلوگوپیت و موسکویت محسن سلیمان‌زاده - حسين خادمی - مژگان سپهری
۴۶۰	اثر متقابل کادمیم و روى بر رشد و تركيب شيميايى ذرت سيروس صادقی - شاهين اويستان - نصرت اله نجفی - مصطفى وليزاده - حسن منيرى‌فر
۴۷۸	مطالعه پذیرفتاری مغناطیسی خاک‌های یک ردیف پستی و بلندی مطالعه موردی: دشت بشار، استان کهگیلویه محمود انجوی نژاد - حميدرضا اوليايى - ابراهيم ادهمى
۴۹۰	ارزيابی پاسخ ژنوتیپ‌های جو (<i>Hordum vulgare</i>) دیم به مقادیر و زمان‌های مصرف نیتروژن ولى فیضی اصل
۵۰۹	تغییر در قابلیت‌استفاده و اجزاء مس در ریزوسفر آفتابگردان در خاک آلوده تیمارشده با کلات‌کننده‌ها محمد رحمانیان- علیرضا حسین پور - ابراهيم ادهمى - حميدرضا متقیان
۵۲۲	ارزیابی تناسب اراضی بخشی از دشت زنجان برای کشت گندم آبی با استفاده از راه‌کار امتیازات محدودیتی ياسر صفری- محمد امير دلاور - زهرا نوری
۵۳۳	تعیین مؤثرترین جزء خاکدانه در برآورد پایداری ساختمان خاک با بهره‌گیری از روش زمین‌آمار سعيدة بردسپری زاده - عيسى اسفنديارپور بروجنی - على اصغر بسالت‌پور - پيمان عباس‌زاده دهجی
۴۵۴	نقش غنی‌سازی پوسته زیستی خاک از طریق تلقیح و تحریک باکتری‌ها در افزایش نیتروژن خاک حساس به فرسایش حسين خیرفام - مهدى همایى - سيد حميدرضا صادقی - بهروز زارعی دارکی
۵۵۷	اثر بیوچار تفاله پسته تولید شده در دو دمای مختلف و سطوح مختلف نیتروژن و فسفر بر غلظت برخی عناصر پر مصرف و رشد اسفناج حامد رجبی - صديقه صفرزاده- عبدالمجيد رونقی

- تعیین حد بهینه عناصر غذایی و ارزیابی وضعیت تعادل تغذیه‌ای باغ‌های لیمو رقم لیسبون و نارنگی رقم پرل شهرستان دزفول با استفاده از روش DRIS ۵۷۰
- سلمان میرزایی- میرحسن رسولی صدقیانی- ناصر میران
کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده های گندم در خاک‌های آلوده به کادمیوم ۵۸۱
- زینب بیگدلی - احمد گلچین - سعید شفیعی
تأثیر قارچ/سپریلوس نایجر و کود سبز بر انحلال فسفر خاک در شرایط انکوباسیون ۵۹۷
- آزاده احسانی نژاد- علی عباسپور- حمیدرضا اصغری- حمیدرضا صمدلویی
تأثیر بیوجار باگاس نیشکر بر رشد گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم و سرب ۶۰۹
- میلاذ بی‌ریا- عبدالامیر معزی- هادی عامری‌خواه
تأثیر آرسنیک بر غلظت‌های فسفر، آهن، روی و منگنز در خاک و گیاه ذرت ۶۲۷
- طاهره منصوری - احمد گلچین- محمد بابا اکبری ساری
بررسی روند و زمان تغییر روند بارش حوضه دریاچه ارومیه ۶۴۴
- محمد ناظری تهرودی- فرشاد احمدی - کیوان خلیلی
اعتبارسنجی بازیابی‌های رطوبت خاک ماهواره میکروویو اسموس ۶۶۰
- مژده جامعی- محمد موسوی بایگی - امین علیزاده - پرویز ایران‌نژاد



بررسی اثر عوامل محیطی و رسوب معلق در انتقال آلودگی کالیفرم به کمک مدل ریاضی

جلیل جوادی اورته چشمه^{*۱} - سید محمود کاشفی پور^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۲/۱۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۹/۰۳

چکیده

محدودیت منابع آب و افزایش احتمالی آلودگی آبها به انواع آلاینده‌ها در اثر فعالیتهای انسانی منجر به تشدید طرح کنترل کیفیت آبها گردیده است. در استانداردهای جهانی باکتری کالیفرم شاخص ورود فاضلاب انسانی و حیوانی به منابع آب به شمار می‌رود. در این مقاله با استفاده از مدل یک‌بعدی FASTER به مدل‌سازی باکتری کالیفرم پرداخته شده است. نتیجه تحقیقات بسیاری از محققین نشان می‌دهد که بخش عمده‌ای از مدل‌سازی عددی کالیفرم، تخمین مناسبی از ضریب زوال است. در مدل‌سازی باکتری کالیفرم، از ضریب زوال متغیر و دینامیک و همچنین از داده‌های گرفته شده از رودخانه کارون ایران به عنوان مطالعه موردی استفاده گردید. یک مدل که رابطه بین ضریب زوال و پارامترهای محیطی از جمله دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق را شرح دهد با استفاده از واسنجی توسعه یافت و به مدل عددی FASTER اضافه گردید. سپس با استفاده از مجموعه‌ای دیگر از داده‌های موجود، مورد صحت‌سنجی قرار گرفت. مقایسه غلظت کالیفرم پیش‌بینی شده با مقادیر اندازه‌گیری شده در مرحله واسنجی و صحت‌سنجی نشان داد که وقتی از ضریب زوال متغیر و دینامیک به جای بهترین ضریب زوال ثابت بدست آمده (0.05 hr^{-1}) استفاده شود، مقدار خطا به ترتیب حدود ۳۱ درصد و ۲۴ درصد بهبود می‌یابد.

واژگان کلیدی: کیفیت آب، رودخانه کارون، واسنجی و صحت‌سنجی، ضریب زوال، مدل FASTER

مقدمه

آلودگی آب یکی از مسائل و مشکلاتی است که امروزه بیشتر مورد توجه قرار گرفته است. با توجه به اینکه رودخانه‌ها منابع حیاتی آب شیرین جهت استفاده در امور کشاورزی، شرب و صنعت به شمار می‌روند، هر گونه معضل آلودگی در رودخانه‌ها قابل تعمق و بررسی خواهد بود. شبیه‌سازی کمی و کیفی منابع آب به منظور مدیریت منابع آب و ارزیابی اثرات تخلیه پساب‌ها به منابع پذیرنده، در دهه‌های اخیر به طور چشم‌گیری رواج یافته است. تجزیه و تحلیل آب برای شناسایی تمامی عوامل بیماری‌زا و میکروارگانیسم‌ها وقت‌گیر و پرهزینه است. بنابراین عموماً کیفیت آب با استفاده از ارگانیسم‌های شاخص ارزیابی می‌شود. کالیفرم مدفوعی یکی از متداول‌ترین ارگانیسم‌های شاخص برای نظارت کیفیت آب می‌باشد (۱۱). پاتوژن‌های مدفوعی موجود در دریاچه‌ها، رودخانه‌ها و مصب‌ها

برای سلامتی عمومی و همچنین زندگی آبریزان خطرناک می‌باشد (۱۶). باکتری کالیفرم مدفوعی یک زیرشاخه از خانواده باکتری کالیفرم کل است، که در روده و مدفوع حیوانات خون گرم وجود دارد. بنابراین باکتری کالیفرم مدفوعی می‌تواند به عنوان شاخص ورود فاضلاب انسانی و حیوانی به منابع آب به شمار آید. کالیفرم‌ها دارای طول عمر مشخصی هستند، به طوری که بقا و یا نابودی آنها شدیداً وابسته به شرایط محیطی است. با این حال در اکثر سیستم‌های آبی طبیعی با گذشت زمان زوال و نابودی باکتری مشاهده می‌شود. براساس مطالعات انجام گرفته مقدار ضریب زوال باکتری کالیفرم مدفوعی در سیستم‌های مختلف آبی متفاوت می‌باشد. علت این تغییر، شرایط محیطی متفاوت در زمان اندازه‌گیری ضریب فوق می‌باشد. شایان ذکر است که به علت تغییر شرایط محیطی برای یک رودخانه مشخص در طول سال، ضریب زوال باکتری گزارش شده برای آن در طول سال متغیر می‌باشد. بنابراین می‌توان تغییرات فصلی را بزرگترین دلیل برای وجود تغییرات در مقدار گزارش شده ضریب زوال باکتری در مراجع مختلف دانست. محققین مختلف سعی کرده‌اند که اثر هر یک از عوامل محیطی را بر روی ضریب زوال مورد مطالعه قرار دهند. کاپوسینسکی و میچل (۱۴) عوامل موثر بر جمعیت کالیفرم‌ها در آب‌های طبیعی را مطالعه کرده‌اند. کرتیس (۷) در یک مطالعه

۱- دانش آموخته کارشناسی ارشد دانشگاه شهید چمران اهواز و دانشجوی دکتری عمران آب و سازه هیدرولیکی، دانشگاه صنعتی شاهرود
(Email: j.javadi6578@yahoo.com) *نویسنده مسئول:

۲- استاد دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
DOI: 10.22067/jsw.v0i0.31744

آزمایشگاهی تلاش کرد تاثیر همزمان pH و شدت تابش نور خورشید و اکسیژن محلول را بر روی مرگ و میر کالیفرمها را ببیند.

مایو (۲۲) با بررسی یک لاگون واقع در مرکز تجاری تانزانیا نشان داد عمق متوسط و شدت تابش بر روی ضریب زوال کالیفرم مدفوعی مؤثر هستند. به طوری که با افزایش عمق، نرخ زوال کاهش و با افزایش شدت تشعشع، نرخ زوال افزایش می‌یابد. بارسینا و همکاران (۲) جهت مدل‌سازی باکتری کالیفرم در مصب بیلانو (واقع در شمال اسپانیا)، به بررسی تأثیر فاضلاب‌های ورودی به این ناحیه و عوامل جوی بر روی غلظت کالیفرم پرداختند. چنگ لیو و چرهونگ (۴) با استفاده از یک مدل دو بعدی به شبیه‌سازی کالیفرم مدفوعی در مصب رودخانه دنشوی^۱ پرداختند. رودخانه دنشوی در شمال تایوان واقع شده است. آنها نتایج شبیه‌سازی شده را با داده‌های اندازه‌گیری شده در یک ایستگاه شاخص مقایسه کردند و مشاهده نمودند که مدل دقت خوبی در شبیه‌سازی دارد. فالكونر و لین (۸) با استفاده از دو مطالعه موردی، به مدل‌سازی کالیفرم مدفوعی، تعیین ضریب زوال آن در مصب کاردیف (انگلستان)، مدل‌سازی پخش فلزات سنگین در مصب مارس (انگلستان) و تعیین ضریب پخش آن پرداختند. نتایج نشان داد در هر دو مطالعه مطابقت خوبی بین داده‌های مدل‌سازی شده و مشاهداتی برقرار شده است. جیمسن و همکاران (۱۳) با استفاده از داده‌های آزمایشگاهی و مدل ریاضی ضریب پخش و نرخ ته‌نشینی باکتری اشرشیا کلی را بدست آوردند. در مدل ریاضی آنها فرآیندهای مانند انتقال، پخش، جذب بوسیله رسوبات معلق، زوال و ته‌نشینی باکتری اشرشیاکلی در نظر گرفته شده بود. بای و لانگ (۱) با استفاده از یک مدل عددی، اثر رسوب معلق را بر روی ضریب زوال باکتری کالیفرم مورد مطالعه قرار دادند. آنها جهت ارزیابی اثر رسوب معلق بر روی باکتری کالیفرم از یک سری سناریوهای فرضی استفاده کردند. مقادیر انتخاب شده در هر یک از سناریوها، براساس مطالعات مختلف انتقال رسوب بوده و هر پارامتر در محدوده قابل قبولی انتخاب شده است. کاشفی‌پور و همکاران (۱۹) به منظور بررسی اثر تشعشع خورشید بر روی نرخ زوال باکتری کالیفرم مصب ایروین^۲ بریتانیا سه حالت را در نظر گرفتند که شامل: ضریب زوال ثابت، ضریب زوال ثابت جداگانه برای شب و روز و ضریب زوال وابسته به تشعشع خورشید می‌باشد. ماناش و همکاران (۲۱) اثر دمای آب، تشعشع، شوری و رسوب‌گذاری را بر روی ضریب زوال کالیفرم مدفوعی مورد مطالعه قرار دادند. سوپاکی و همکاران (۲۶) از یک مدل هیدرودینامیکی سه‌بعدی جهت مدل‌سازی باکتری مدفوعی در نوار ساحلی دریاچه میشیگان، استفاده نمودند. گائو و همکاران (۱۰) با استفاده از یک مدل عددی، اثر رسوب معلق را بر روی ضریب زوال باکتری کالیفرم مورد

مطالعه قرار دادند و نتایج حاصل از مدل را با نتایج تحلیلی مقایسه کردند. آنها با مقایسه نتایج حاصل از مدل با نتایج حاصل از راه حل تحلیلی به این نتیجه رسیدند که نتایج پیش بینی شده توسط مدل تقریباً مشابه با نتایج حاصل از راه حل تحلیلی است.

هدف از این مقاله بررسی اثر عوامل محیطی مانند دما، کدورت و تشعشع و همچنین غلظت رسوب معلق بر روی مدل‌سازی کالیفرم می‌باشد. مسئله‌ای که مدل‌سازی ارگانیزم‌های شاخصی همچون کالیفرم مدفوعی را پیچیده می‌کند تعیین مقدار مناسب و بهینه نرخ زوال یا ضریب K است. در بسیاری از مدل‌های عددی، ضریب زوال مقدار ثابتی در نظر گرفته می‌شود و همین امر باعث می‌شود که مدل نتواند غلظت کالیفرم را با دقت خوبی پیش‌بینی کند. اما در این تحقیق اثر عوامل محیطی دما، کدورت، تشعشع و رسوب معلق بر روی ضریب زوال کالیفرم مورد بررسی قرار گرفته و رابطه‌ای بین ضریب زوال و عوامل ذکر شده ارائه گردیده است. با افزودن این رابطه، مدل قادر خواهد بود با داشتن مقادیر دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق در هر زمان مقدار ضریب زوال را محاسبه و از آن در معادله انتقال و پخش^۳ استفاده کند. باید یادآور شد که جهت بررسی اثر رسوب معلق بر روی ضریب زوال، ابتدا رسوب معلق مدل‌سازی شد تا اطمینان حاصل شود که مدل غلظت رسوب معلق را با دقت نسبتاً خوبی پیش‌بینی می‌کند.

معادلات حاکم

معادلات یک‌بعدی حاکم بر جریان از معادلات سه‌بعدی رینولدز به دست می‌آیند. معادلات هیدرودینامیکی یک‌بعدی جریان شامل معادلات پیوستگی و اندازه حرکت که به معادلات سنت و نانت مشهور هستند جهت مدل‌سازی جریان مورد استفاده قرار می‌گیرند. معادلات هیدرودینامیک جریان در راستای X به صورت زیر نوشته می‌شوند (۶)

$$\frac{\partial Q}{\partial X} \Delta X + \frac{\partial A}{\partial t} \Delta X = Q_L \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{2\beta Q Q_L}{A \partial X} - \frac{2\beta Q T}{A} \frac{\partial Z}{\partial t} - \frac{\beta Q^2}{A^2} \frac{\partial A}{\partial X} = -gA \frac{\partial Z}{\partial X} - g \frac{n^2 Q |Q|}{AR^3} \quad (2)$$

در این روابط Q دبی جریان، A سطح مقطع جریان، Q_L دبی جریان جانبی، t زمان، β ضریب تصحیح مومنتم، T عرض بالای سطح آب، Z ارتفاع سطح آب، n ضریب زبری، R شعاع هیدرولیکی و g شتاب ثقل می‌باشد.

هدف از شبیه‌سازی کیفی رودخانه‌ها، تعیین غلظت متغیرهای کیفی مختلف در پایین دست نقاط تخلیه آلاینده به رودخانه است (۱۵). برای شبیه‌سازی رسوب معلق و باکتری کالیفرم در بازه مورد

1- Danshui

2- Irvine

3- Advection Dispersion Equation (ADE)

رود متغیر است. رسوبات موجود در دو سوی رودخانه کارون و جزایر آن از نوع متوسط تا دانه ریز شامل رس سیلتی، سیلت و ماسه‌اند. رودخانه کارون در مسیر خود تأمین آب مورد نیاز شرب، کشاورزی و صنعت حدود ۱۶ شهر و ده‌ها روستا، هزاران هکتار اراضی کشاورزی، تولید انرژی برق آبی، چندین طرح پرورش ماهی و طرح‌ها و کارخانه‌های صنعتی را بر عهده دارد.

کاهش آب‌دهی رودخانه در مسیر خود بر اثر برداشت‌های روزافزون آب از یک سو و در عین حال تخلیه پساب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی به رودخانه از سوی دیگر وضعیت کیفی رودخانه را به مخاطره افکنده است. در این تحقیق با توجه به تجمع آلاینده‌های صنعتی و پساب‌های کشاورزی در نزدیکی شهر اهواز و وجود ایستگاه‌های اندازه‌گیری کیفی در مسیر رودخانه، محدوده ایستگاه ملاثانی تا ایستگاه فارسیات برای شبیه‌سازی و بررسی هیدرودینامیکی و کیفی رودخانه انتخاب گردید. منطقه‌ی مورد مطالعه شامل ایستگاه‌های هیدرومتری و کیفی ملاثانی، زرگان، اهواز و فارسیات می‌باشد. شکل ۱ محدوده مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

در مدل ریاضی ایستگاه ملاثانی به عنوان شرایط مرزی بالادست با مقطع شماره ۱۱۳، ایستگاه فارسیات برای شرایط مرزی پایین‌دست با مقطع شماره ۱ و ایستگاه اهواز با مقطع شماره ۴۹ به عنوان ایستگاه شاخص برای واسنجی و صحت‌سنجی بخش هیدرودینامیک و برآورد بار معلق در نظر گرفته شد. همچنین ایستگاه زرگان با مقطع شماره ۶۶ به عنوان ایستگاه شاخص برای واسنجی و صحت‌سنجی بخش انتقال آلودگی انتخاب شد. پس از بررسی اطلاعات موجود در مورد ایستگاه‌ها و سایر داده‌های مورد نیاز برای اجرای مدل، اطلاعات سال ۸۷-۸۸ برای مرحله واسنجی و اطلاعات سال آبی ۸۹-۸۸ برای مرحله صحت‌سنجی مدل انتخاب گردید. جدول ۱ مشخصات ایستگاه‌های هیدرومتری و کیفی را نشان می‌دهد.

در این تحقیق از اطلاعات مربوط به ایستگاه هیدرومتری (دبی-زمان)، مونیتورینگ آلودگی و رسوب سنجی ملاثانی، به عنوان شرط مرزی بالادست و از اطلاعات هیدرومتری (اشل-زمان) فارسیات، به عنوان شرط مرزی پایین‌دست استفاده شد. ایستگاه مونیتورینگ آلودگی زرگان، به عنوان ایستگاه شاخص جهت واسنجی و صحت‌سنجی باکتری کالیفرم و ایستگاه هیدرومتری و رسوب‌سنجی اهواز، به عنوان ایستگاه شاخص جهت واسنجی و صحت‌سنجی مدل هیدرودینامیک و مدل برآورد بار معلق در نظر گرفته شد. این اطلاعات همراه با مقادیر پارامترهای محیطی از سازمان آب و برق خوزستان تهیه شده است. در این تحقیق از مدل FASTER جهت مدل‌سازی جریان، رسوب معلق و آلودگی استفاده شده است. مدل FASTER به زبان فرترن ۷۷ نوشته شده است و در محیط‌های تحت ویندوز فرترن نیز قابل اجرا است.

مطالعه بایستی معادله انتقال و پخش حل شود. این معادله به صورت زیر نوشته می‌شود (۱۲):

$$\frac{\partial(SA)}{\partial t} + \frac{\partial(SQ)}{\partial X} - \frac{\partial}{\partial X}(AD_L \frac{\partial S}{\partial X}) = \frac{Q_L S_L}{\Delta X} + S_T \quad (3)$$

در این رابطه S غلظت متغیر مورد نظر، D_L ضریب پخش طولی، S_L غلظت ماده آلوده کننده ورودی جانبی و S_T منبع افزایش دهنده یا کاهش دهنده متغیر مورد نظر است که برای رسوب معلق و باکتری کالیفرم مدفوعی به صورت زیر تعریف می‌شود. سایر پارامترها قبلاً توضیح داده شده‌اند.

در مدل‌سازی غلظت رسوب معلق میزان فرسایش و یا رسوبگذاری خالص را می‌توان با استفاده از رابطه زیر بدست آورد (۲۴):

$$S_T = \gamma W \omega (S_e - S) \quad (4)$$

در رابطه فوق S غلظت رسوب معلق، W عرض سطح آب، γ فاکتور پروفیل رسوب، ω سرعت سقوط مربوط به ذرات رسوب و S_e میزان غلظت متوسط در شرایط تعادلی است که می‌توان آن را از طریق روابط تخمین بار معلق رسوب بدست آورد (۲۰).

$$S_e = 1.13 \frac{q_s}{q} \quad (5)$$

در رابطه فوق q_s دبی رسوبات معلق در شرایط تعادلی و q دبی واحد عرض جریان می‌باشد. دبی رسوبات معلق با استفاده از روابط مختلفی از جمله فان‌رایان، کاشفی‌پور و فالكونر، بگنولد و وایف محاسبه می‌شود.

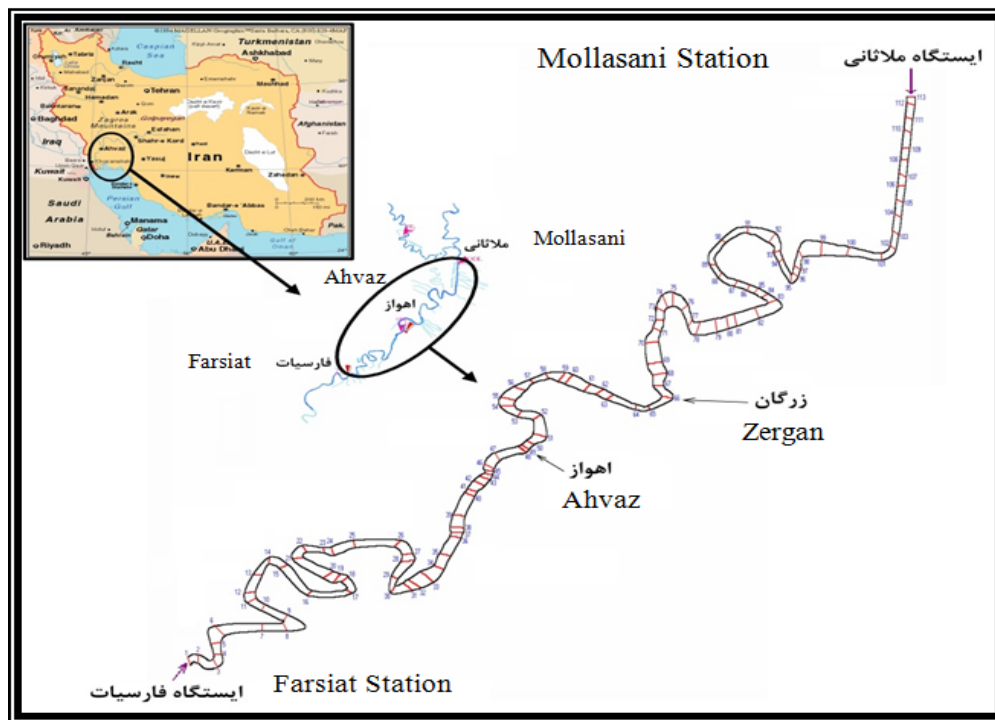
در مدل‌سازی کیفی آب‌های سطحی بخشی به نام منبع کاهش دهنده یا افزایش دهنده آلودگی (S_T) برای پارامترهای زوال‌پذیر مورد استفاده قرار می‌گیرد. به طور معمول برای مدل‌سازی تغییرات غلظت کالیفرم می‌توان از رابطه زیر استفاده کرد (۳):

$$S_T = -K AS \quad (6)$$

در این رابطه S غلظت باکتری کالیفرم مدفوعی، A سطح مقطع جریان و K ضریب زوال باکتری کالیفرم می‌باشد.

مواد و روش‌ها

رودخانه کارون پرآب‌ترین و بزرگ‌ترین رودخانه ایران است. این رودخانه با طول ۹۵۰ کیلومتر تنها رودخانه ایران است که بخشی از آن قابل کشتیرانی است. حوضه آبریز رودخانه کارون دارای مساحت ۶۸۴۸۱ کیلومتر مربع است که ۲۳۲۵۰ کیلومتر مربع آن مربوط به حوضه دز و ۴۵۲۲۱ کیلومتر مربع آن حوضه کارون می‌باشد. میانگین بارندگی سالانه حداقل ۱۵۰ میلی‌متر در مناطق جنوبی استان خوزستان تا ۱۸۰۰ میلی‌متر در نقاط مرتفع کوه‌رنگ در مجاورت حوضه زاینده



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه

Figure 1- The study area

جدول ۱- مشخصات ایستگاه‌های هیدرومتری و کیفی

Table 1- Specifications of hydrometric and water quality stations

شماره مقطع Section number	ایستگاه Station	رودخانه River	طول Longitude	عرض Latitude	ارتفاع صفر اشل Elevation eshel zero	اطلاعات مورد استفاده Information used
113	ملاسانی Mollasani	کارون Karun	3496145	298872	13.57	هیدروگراف- رسوب - کالیفرم Hydrograph- Sediment-Coliform
49	اهواز Ahvaz	کارون Karun	3469350	280701	9.78	هیدروگراف و اشل - رسوب Hydrograph and eshel- Sediment
1	فارسیات Farsiat	کارون Karun	3451555	263017	3.01	اشل Eshel
66	زرگان Zergan	کارون Karun	3472669	286347	-----	کالیفرم Coliform

مومنتم از الگوی کرانک- نیکلسون به همراه روش Staggered با اندازه شبکه متغیر استفاده شده است. روش عددی مورد استفاده یک روش ضمنی بوده که همیشه پایدار می‌باشد (۲۷). انتخاب فاصله بین خطوط شبکه بستگی به پایداری و دقت خروجی مدل دارد (۱۷). در این تحقیق به منظور حل معادله انتقال-پخش از روشی که حاصل ادغام الگوی تفاضل مرکزی کرانک- نیکلسون و UNLIMITED QUICKEST می‌باشد، استفاده شده است. برای حل عددی معادلات سنت و نانت لازم است شرایط مرزی در پایین‌دست و بالادست دامنه حل مشخص شود. انواع مختلف شرایط مرزی را در مدل می‌توان مورد استفاده قرار داد. برای شبیه‌سازی سطح آب، سرعت و دبی در

با توجه به در دسترس بودن اصل برنامه، می‌توان روش‌های مختلف شبیه‌سازی را برای پدیده‌های گوناگون مورد استفاده قرار داد. مدل FASTER یک مدل یک‌بعدی بوده که قادر به شبیه‌سازی جریان، آلودگی، انتقال رسوب و املاح در سیستم‌های رودخانه‌ای و خلیج در شرایط غیر دائمی و زیر بحرانی می‌باشد. این مدل در ابتدا توسط کاشفی‌پور (۱۷) به منظور شبیه‌سازی جریان و انتقال املاح در رودخانه و خلیج بسط داده شد. همچنین از این مدل می‌توان برای شرایطی که رودخانه تحت تأثیر جزر و مدی می‌باشد، استفاده کرد. برای شبیه‌سازی شرایط هیدرودینامیکی جریان، معادلات سنت و نانت به صورت عددی حل شده‌اند. برای حل عددی معادلات پیوستگی و

کارون، رابطه فیشر و همکاران را به عنوان مناسب‌ترین رابطه جهت محاسبه ضریب پخشیدگی انتخاب کرد. در این تحقیق نیز از رابطه فیشر جهت محاسبه ضریب پخشیدگی استفاده گردید که این رابطه به شکل زیر می‌باشد.

$$D_L = 0.011 \frac{U^2 W^2}{HU_*} \quad (7)$$

در این رابطه U سرعت جریان، W عرض سطح آب، H عمق جریان و U_* سرعت برشی می‌باشد. استفاده از فرآیند پخشیدگی و تقویت خودپالایی رودخانه یکی از مهمترین روش‌های مدیریت زیست محیطی رودخانه محسوب می‌شود. این قابلیت موجب کاهش خطر خسارت به محیط زیست در آینده و افزایش تاثیر مهندسی محیط زیست بر مدیریت منابع آب می‌شود. با افزایش ضریب پخشیدگی غلظت پارامتر مورد نظر کاهش می‌یابد.

جدول ۲- انواع شرایط مرزی با توجه به نوع بازه در مدل FASTER
Table 2- Types of boundary conditions according to type of reach in the FASTER model

نوع بازه Type reach	نوع شرایط مرزی Type of boundary conditions	
	پایین دست Downstream	بالادست Upstream
1	سطح آب Water Level	سطح آب Water Level
2	سطح آب Water Level	دبی Discharge
3	دبی Discharge	دبی Discharge
4	دبی Discharge	سطح آب Water Level

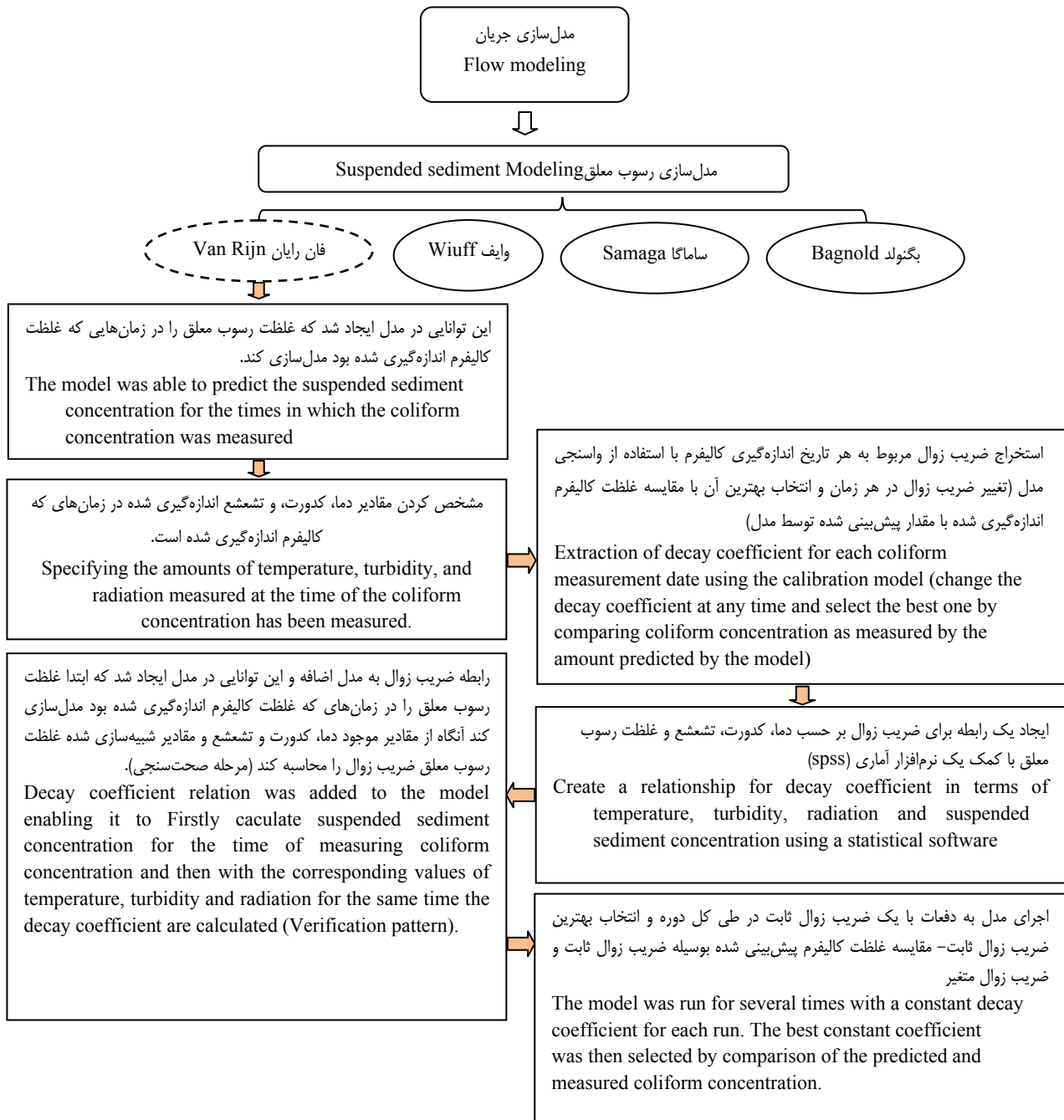
جهت بررسی اثر رسوب معلق بر روی ضریب زوال کالیفرم ابتدا بایستی رسوب مدل‌سازی شود. جهت برآورد میزان رسوب معلق اطلاعاتی از قبیل: اندازه ذرات رسوب، چگالی ویژه ذرات و لزجت کینماتیکی آب مورد نیاز است. اندازه متوسط ذرات رسوب (D_{50}) و اندازه D_{16} ، D_{84} و D_{90} به ترتیب برابر ۰/۲۱۶، ۰/۱۲، ۰/۳۱۲ و ۰/۳۸۴ میلیمتر محاسبه گردید. چگالی ویژه ذرات رسوب (SG) نیز برابر ۲/۶۵ در نظر گرفته شده است. با توجه به بازه دمایی آب لزجت کینماتیکی برابر 10^{-6} بدست آمد. با استفاده از مدل FASTER می‌توان بار معلق را با ۴ روش فان رایان، بگنولد، ساماگا و وایف مدل‌سازی کرد. با توجه به نتایج ظهیری (۲۷) در محاسبه بار معلق، مشخص شد که روش فان رایان نسبت به بقیه روشها از دقت بالاتری برخوردار است در نتیجه در این تحقیق جهت مدل‌سازی بار معلق از روش فان رایان استفاده شد. از آنجا که مدل، جهت شبیه‌سازی انتقال بار معلق تنها نیاز به شرایط مرزی بالادست دارد و خود مدل قادر

تمامی گره‌ها برای سیستم رودخانه، چهار نوع شرایط مرزی در مدل موجود می‌باشد که در جدول ۲ به صورت خلاصه نشان داده شده است. مدل FASTER را می‌توان برای هر تعداد بازه که در نقطه‌ی اتصال با هم تقاطع دارند مورد استفاده قرار داد. برای شروع هر شبیه‌سازی مقادیر اولیه متغیرهای وابسته که شامل سطح آب و دبی، همچنین مقادیر اولیه جریان‌های ورودی و خروجی در هر نقطه هستند، باید مشخص شوند. برای یک شروع ساده دبی اولیه معمولاً صفر، سطح آب افقی و برابر ماکزیمم آن در نظر گرفته می‌شود. برای حل عددی معادله‌ی انتقال-پخش مشابه معادلات هیدرودینامیکی جریان لازم است شرایط مرزی مشخص شود. اگر مسیر جریان در رودخانه به سمت پایین دست باشد، مانند رودخانه‌هایی که تحت تأثیر جرز و مد نباشند، آنگاه شرایط مرزی باز در مرز بالادست مورد نیاز می‌باشد (۱۷). در مسیر رودخانه ممکن است پساب‌های صنعتی، کشاورزی و شهری وارد رودخانه شوند، که بر روی کیفیت آب در پایین دست رودخانه مؤثر می‌باشند. بنابراین برای بررسی و شبیه‌سازی آلودگی رودخانه، اطلاعات این آلاینده‌ها باید به صورت اطلاعات ورودی برای مدل تعریف شوند. در بازه ملاثانی تا فارسیات ۱۴ واحد منابع آلاینده جانبی جدید وجود دارد که نسبت به سایر بازه‌های رودخانه بیشترین تعداد را شامل می‌شوند. محل جریان‌های جانبی (آلاینده‌های ورودی و یا خروجی) در مدل به صورت شماره‌ی مقطع تعریف شده‌اند. مقدار غلظت آلاینده نیز در شروع شبیه‌سازی باید مشخص شود که این مقدار در شروع شبیه‌سازی صفر در نظر گرفته می‌شود.

برای مدل‌سازی کالیفرم لازم است ابتدا بخش هیدرودینامیک جریان شبیه‌سازی شود. در این تحقیق جهت شبیه‌سازی جریان از مدل محمدی و کاشفی‌پور استفاده شد. آنها جهت شبیه‌سازی جریان، در بخش هیدرودینامیک مدل FASTER، ضریب زبری دینامیکی تعریف کردند که بتواند به خوبی با توجه به میزان دبی عبوری از رودخانه و عمق متوسط تغییر کند، به طوریکه مدل قادر باشد دبی عبوری و ارتفاع سطح آب را به خوبی پیش‌بینی کند (۲۳). در مدل‌سازی باکتری کالیفرم و رسوب، ضریب پخشیدگی طولی و پارامترهای افزایش دهنده و کاهش دهنده شاخص مورد نظر، از اهمیت زیادی برخوردار هستند و دقت معادله (ADE) وابسته به انتخاب روابط تجربی و تئوری این پارامترها دارد. روابط تجربی و تئوری بسیاری جهت تخمین مقدار ضریب پخشیدگی طولی (D_L) پیشنهاد شده است. مدل FASTER قادر است ضریب پخشیدگی را با ۳ روش فیشر و همکاران (۹)، سئو و شونگ (۲۵) و کاشفی‌پور و فالکونر (۱۸) محاسبه کند. در مدل برای هر رابطه ضریب پخش یک کد در نظر گرفته شده است که با انتخاب کد هر رابطه، مدل قادر خواهد بود از آن رابطه جهت محاسبه ضریب پخشیدگی طولی استفاده کند. ظهیری (۲۷) با توجه به نتایج تحقیقات خود بر روی رودخانه

در ایستگاه مذکور مقایسه گردید. در بخش مدلسازی کالیفرم، ابتدا مدل برای دوره واسنجی یعنی سال ۸۵ تا ۸۷ پیاده شد و اطلاعات غلظت کالیفرم در کلیه ورودی‌های جانبی و همچنین مرز بالادست به مدل داده شد. برای مدلسازی کالیفرم به کمک واسنجی مدل ریاضی به صورت زیر عمل گردید:

خواهد بود مرز پایین دست را محاسبه نماید، اطلاعات غلظت بار معلق مربوط به ایستگاه ملاثانی به عنوان شرایط مرزی بالادست برای مدل معرفی گردید. بدین ترتیب پس از معرفی شرایط مرزی بالادست و اجرا کردن مدل در دو مرحله واسنجی و صحت‌سنجی، نتایج حاصل از اجرای مدل در ایستگاه اهواز با نتایج اندازه‌گیری شده



شکل ۲- فلوچارت مدل‌سازی
Figure 2- Flowchart of modeling

اندازه‌گیری شده در این ایستگاه در تاریخ‌های مورد نظر معلوم بوده و سپس برای هر تاریخ، مدل به دفعات اجرا شده و مقدار ضریب زوال

کلیه تاریخ‌های اندازه‌گیری کالیفرم در دوره مورد نظر در ایستگاه زرگان که به عنوان ایستگاه شاخص بود مشخص شد. غلظت کالیفرم

$$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (X_p - X_m)^2}{n} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (11)$$

در این روابط X_p مقادیر پیش‌بینی شده، X_m مقادیر اندازه‌گیری شده و n تعداد داده‌ها می‌باشد.

واسنجی و صحت‌سنجی مدل انتقال رسوب

همان‌گونه که در بخش مواد و روش‌ها اشاره شد، در این تحقیق به منظور برآورد بار معلق، از روش فان رایان استفاده گردید. روش فان رایان یکی از پرکاربردترین روش‌های محاسبه بار معلق می‌باشد. این روش نسبت به روش‌های دیگر از دقت و پیچیدگی بیشتری برخوردار است. جهت واسنجی مدل از اطلاعات مربوط به سال‌های ۸۵-۸۷ و برای صحت‌سنجی مدل از اطلاعات مربوط به سال آبی ۸۸-۸۹ استفاده شد. نتایج حاصل از اجرای مدل در مرحله واسنجی و صحت‌سنجی به ترتیب به صورت شکل‌های ۳ و ۴ است.

در این مرحله نیز جهت مقایسه بهتر نتایج پیش‌بینی شده با مقادیر اندازه‌گیری شده غلظت رسوب معلق از مقادیر R^2 ، Error و RMSE استفاده شده است. این مقادیر در مرحله واسنجی و صحت‌سنجی در جدول ۳ آمده است.

جدول ۳- مقایسه مقادیر خطا و همبستگی در بخش برآورد بار معلق

Table 3- Comparison of the estimated error and correlation of suspended sediment

دوره Period	R^2	a	E (Percent)	RMSE
واسنجی Calibration	0.85	0.95	29.81	0.039
صحت‌سنجی Verification	0.87	1.3	30.52	0.059

واسنجی مدل انتقال آلودگی

با توجه به روش توضیح داده شده در قسمت مواد و روش‌ها، جهت بررسی اثر عوامل محیطی مورد نظر بر روی ضریب زوال، ابتدا برای هر زمان اندازه‌گیری کالیفرم، ضریب زوال تغییر داده می‌شد تا غلظت کالیفرم پیش‌بینی شده با غلظت اندازه‌گیری شده برابر شود. لذا برای هر تاریخ اندازه‌گیری کالیفرم در دوره واسنجی یک ضریب زوال مناسب بدست آمد. سپس مقادیر غلظت رسوب معلق ایستگاه زرگان در تمامی زمان‌های اندازه‌گیری کالیفرم به کمک مدل انتقال رسوب استخراج شد. آنگاه با استفاده از مقادیر بدست آمده برای ضریب زوال در مرحله واسنجی و مقادیر اندازه‌گیری شده دما، کدورت، تشعشع و مقادیر شبیه‌سازی شده غلظت رسوب معلق رابطه‌ای با استفاده از SPSS برای ضریب زوال استخراج شد. رابطه بدست آمده برای ضریب زوال بر حسب عوامل محیطی دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق به صورت زیر است:

در هر اجرا انتخاب و غلظت پیش‌بینی مدل با غلظت اندازه‌گیری شده برای تاریخ مورد نظر بدون در نظر گرفتن سایر اندازه‌گیری‌ها در تاریخ‌های دیگر مقایسه می‌گردید. بهترین ضریب زوال آن ضریبی بود که کمترین اختلاف بین غلظت کالیفرم پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده حاصل گردد (K_1).

در سایر زمان‌های اندازه‌گیری موجود این روش بصورت جداگانه تکرار گردید و لذا برای هر تاریخ اندازه‌گیری کالیفرم در دوره واسنجی یک ضریب زوال مناسب بدست آمد ($K_2, K_3, \dots, K_n$). سپس مقدار اندازه‌گیری شده عوامل محیطی مانند دما، کدورت و تشعشع که به نظر می‌رسد تاثیر به سزایی در ضریب زوال داشته باشند برای همان تاریخ‌ها معلوم گردیدند ($T_1, T_2, \dots, T_n$ ؛ $TU_1, TU_2, \dots, TU_n$ ؛ $RA_1, RA_2, \dots, RA_n$). همچنین به کمک مدل‌سازی رسوب معلق که به صورت جداگانه انجام گرفت مقادیر غلظت رسوب معلق برای تمامی زمان‌های اندازه‌گیری کالیفرم در ایستگاه زرگان از مدل استخراج گردید ($Se_1, Se_2, \dots, Se_n$). لذا برای هر K مقادیر این ۳ عامل محیطی و غلظت رسوب معلق معلوم بوده و این امکان وجود داشت تا با کمک یک نرم افزار آماری یک رابطه بین آنها بصورت زیر ایجاد نمود:

$$K = f(T, TU, RA, Se) \quad (8)$$

سپس این رابطه به مدل FASTER اضافه می‌شود و این قابلیت در مدل ایجاد می‌شود که ابتدا رسوب معلق را مدل‌سازی کند و آنگاه از غلظت رسوب معلق شبیه‌سازی شده و مقادیر پارامترهای محیطی دما، کدورت و تشعشع استفاده کرده و ضریب زوال (K) را محاسبه کند. این معادله در هر گام زمانی قادر است با توجه به اطلاعات دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق شبیه‌سازی شده، مقدار ضریب زوال را محاسبه و در حل معادله ADE برای پیش‌بینی غلظت کالیفرم برای گام زمانی بعد بکار ببرد. شکل ۲ خلاصه روند مدل‌سازی را نشان می‌دهد.

نتایج و بحث

برای مقایسه‌ی نتایج و بررسی همبستگی بین نتایج مدل و مقادیر اندازه‌گیری شده از مفاهیم آماری زیر استفاده شد:

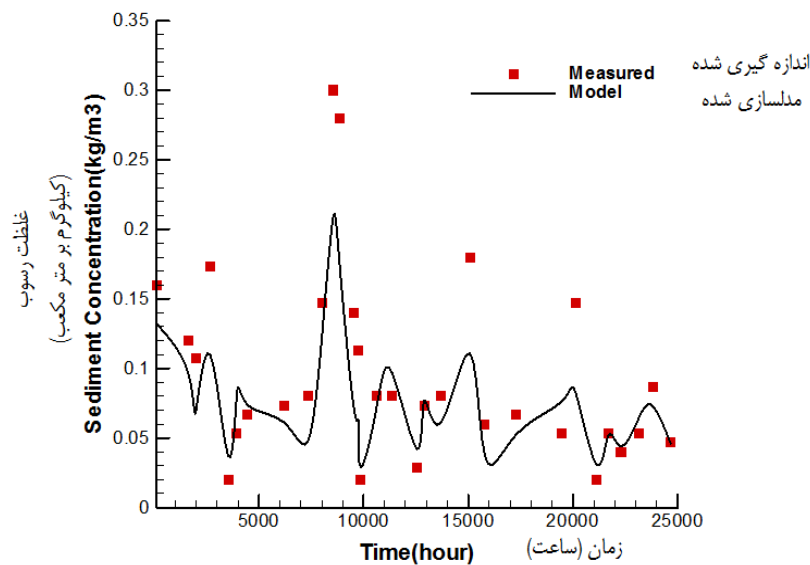
۱- ضرایب R^2 و a که به صورت زیر تعریف می‌شود. واضح است که هر چه a و R^2 به یک نزدیکتر باشند مدل دقیق‌تر است.

$$a = \frac{X_p}{X_m} \quad (9)$$

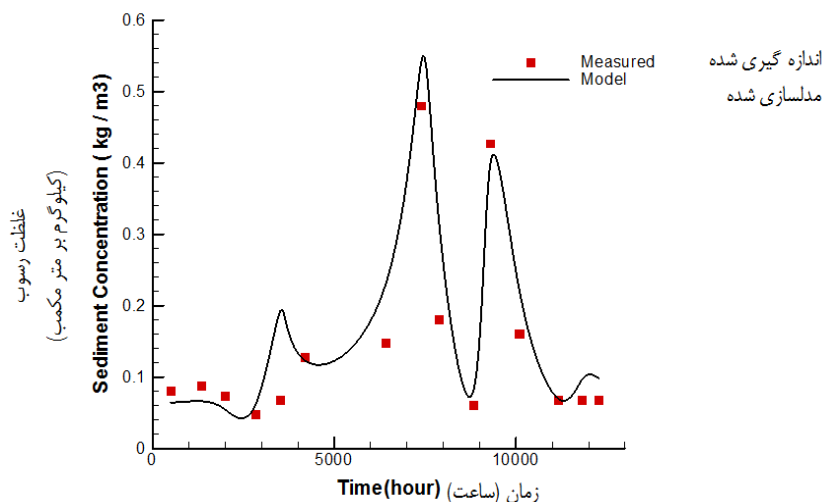
۲- متوسط درصد خطای مطلق

$$\%E = \frac{\sum |X_p - X_m|}{\sum X_p} \times 100 \quad (10)$$

۳- مجذور متوسط خطا



شکل ۳- مقایسه غلظت رسوب معلق پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده در ایستگاه اهواز (مرحله واسنجی)
Figure 3- Comparison of predicted and measured concentrations of suspended sediment at the Ahvaz station (Calibration pattern)



شکل ۴- مقایسه غلظت رسوب معلق پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده در ایستگاه اهواز (مرحله صحت‌سنجی)
Figure 4- Comparison of predicted and measured concentrations of suspended sediment at the Ahvaz station (Verification pattern)

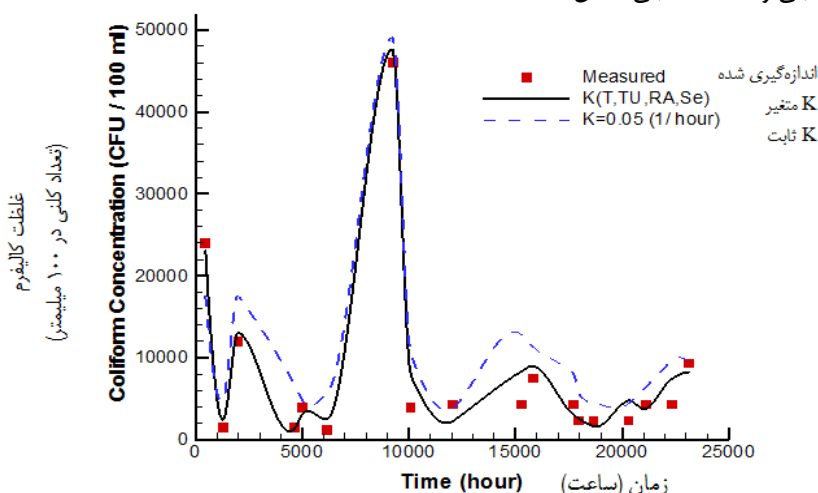
این رابطه تشعشع خورشید با ضریب زوال رابطه مستقیم دارد. با توجه به توان بالای تشعشع در این رابطه، مشخص می‌شود که تشعشع تاثیر زیادی بر روی ضریب زوال دارد. طبق رابطه ذکر شده، کدورت با ضریب زوال رابطه عکس دارد. کدورت در آب توسط مواد معلق و کلوئیدی همانند رس، سیلت، مواد آلی و غیر آلی ریز، پلانکتون و ارگانیسم‌های میکروسکوپی به وجود می‌آید. کدورت در واقع بیان کننده میزان جذب یا پراکنده شدن نور در آب به وسیله مواد معلق است. عامل کدورت پارامتری است که از یک طرف باعث جذب

$$K = 2757 \times (T^{-2.823}) \times (TU^{-0.475}) \times (RA^{3.673}) \times (Se^{0.5}) \quad (12)$$

در این رابطه K ضریب زوال بر حسب یک بر ساعت، T دمای آب بر حسب درجه سانتی‌گراد، TU کدورت بر حسب NTU ، RA تشعشع خورشید بر حسب میلی‌متر آب قابل تبخیر و Se غلظت رسوب معلق بر حسب kg/m^3 می‌باشد. طبق این رابطه دما با ضریب زوال رابطه عکس دارد. تغییرات دمایی آب در بازه زمانی مورد مطالعه بین ۱۴ تا ۲۸ درجه سانتیگراد بود. مشخص می‌شود که در این بازه دمایی، شرایطی مناسبی برای رشد و نمو باکتری کالیفرم ایجاد می‌شود. در

حاصل گردید. بعد از استخراج رابطه ضریب زوال، این رابطه در قالب یک الگوریتم به مدل افزوده شد و این قابلیت در مدل ایجاد شد که ابتدا رسوب معلق را مدل سازی کند و از آن برای محاسبه ضریب زوال استفاده کند. شکل ۵ مقایسه غلظت کالیفرم اندازه گیری شده و پیش بینی شده را در دو حالت ضریب زوال ثابت و ضریب زوال وابسته به عوامل محیطی دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق در مرحله واسنجی را نشان می دهد. جهت مقایسه عددی غلظت کالیفرم اندازه گیری شده و شبیه سازی شده از پارامترهای آماری ذکر شده استفاده شد. مقادیر خطای اندازه گیری شده نیز در جدول ۴ آورده شده است.

کالیفرم گردیده که در نتیجه آن باعث کاهش غلظت کالیفرم موجود در آب می شود، از طرف دیگر کدورت با جذب و انعکاس تشعشع باعث می شود مقداری از اثر تشعشع بر روی زوال کالیفرم کاهش یابد. به همین دلیل توان کدورت عدد کوچکی است. در رابطه فوق غلظت رسوب معلق با ضریب زوال رابطه مستقیم دارد. افزایش غلظت رسوب معلق باعث می شود که احتمال چسبیدن باکتری به رسوب معلق افزایش یابد و در نتیجه غلظت باکتری کالیفرم آزاد در آب کاهش یابد. برای اینکه بتوان مقایسه ای را بین ضریب زوال متغیر و دینامیک و ضریب زوال ثابت انجام داد، مدل به دفعات برای کل دوره واسنجی اجرا گردید و هر بار یک K ثابت به مدل داده می شد. بهترین ضریب زوال ثابت برای دوره واسنجی و صحت سنجی معادل $K=0.05 \text{ hr}^{-1}$



شکل ۵- مقایسه غلظت FC اندازه گیری شده و پیش بینی شده در ایستگاه زرگان برای K ثابت و متغیر در مرحله واسنجی
Figure 5- Comparison of measured and predicted FC concentrations at the Zargan station for fixed and variable K (Calibration pattern)

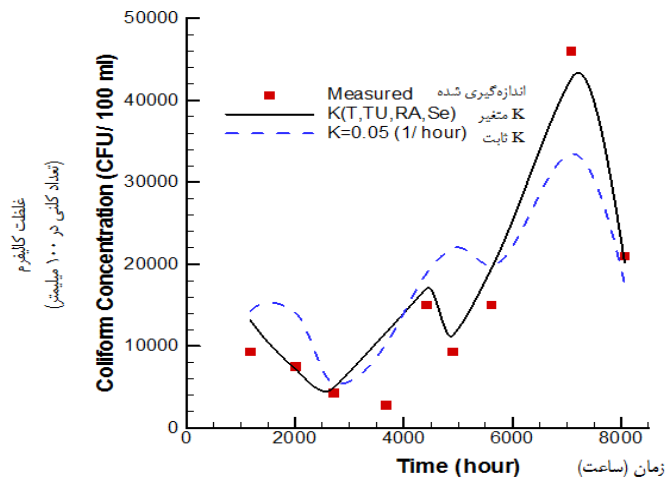
جدول ۴- پارامترهای آماری برای غلظت کالیفرم پیش بینی شده و اندازه گیری شده در مرحله واسنجی
Table 4- Statistical parameters for coliform concentrations predicted and measured for calibration pattern

K	R^2	a	E (Percent)	RMSE
رابطه ۱۰ Relation 10	0.97	1.2	19	1906
$0.05 \text{ (hr}^{-1}\text{)}$	0.92	2	50	4341

زیست محیطی آمریکا (EPA) به صورت جدول ۶ می باشد (۵). غلظت باکتری کالیفرم ایستگاه زرگان، در کل زمان مورد مطالعه بیشتر از $1000 \text{ CFU} / 100 \text{ ml}$ می باشد. با توجه به غلظت باکتری کالیفرم و مقایسه آنها با مقادیر مجاز اعلام شده (جدول ۶) آب رودخانه کارون جهت آشامیدن انسان، شرب احشام محصور شده، استفاده در صنایع غذایی، پرورش صدف خوراکی، آبیاری محصولاتی که خام مصرف می شوند و استفاده های تفریحی (تماس با آب) مثل شنا مناسب نیست.

صحت سنجی مدل انتقال آلودگی

در این بخش به منظور تایید صحت مدل سازی سال ۸۷-۸۵، مدل در بازه زمانی دیگری (سال ۸۸-۸۹) با استفاده از رابطه (۱۲) اجرا شد و نتایج مطابق شکل ۶ بدست آمد. جدول ۵ نیز میزان دقت مدل را در پیش بینی غلظت کالیفرم در مرحله صحت سنجی نشان می دهد. در کشور ایران موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی اعلام کرده است که آب آشامیدنی باید عاری از هر گونه کالیفرم باشد (استاندارد ۱۰۱۱). حد مجاز شاخص های باکتریولوژی در آژانس حفاظت های



شکل ۶- مقایسه غلظت FC اندازه گیری شده و پیش بینی شده در ایستگاه زرگان برای K ثابت و متغیر در مرحله صحت سنجی
Figure 6- Comparison of measured and predicted FC concentrations at the Zargan station for fixed and variable K (Verification pattern)

جدول ۵- پارامترهای آماری برای غلظت کالیفرم پیش بینی شده و اندازه گیری شده در مرحله صحت سنجی

Table 5- Statistical parameters for coliform concentrations predicted and measured for verification pattern

K	R ²	a	E (Percent)	RMSE
رابطه ۱۰ Relation 10	0.94	1.4	20	3860
0.05 (hr ⁻¹)	0.77	1.5	44	7384

جدول ۶- حد مجاز شاخص های باکتریولوژی مورد بررسی برای اغلب کاربری ها (EPA)

Table 6- Limit indicator of Bacteriology for most users

Coliform (MPN/100ml)	E.Coli (MPN/100ml)	کاربری User
Coliform=0	E.Coli=0	آب آشامیدنی، شرب احشام محصور شده و آب مورد استفاده در صنایع غذایی (بدون نیاز به تصفیه) Drinking water, Drinking enclosed Cattle and Water used in food industry (No need for treatment)
Coliform<10 MPN/100ml	E.Coli<10 MPN/100ml	آب آشامیدنی، شرب احشام محصور شده و آب مورد استفاده در صنایع غذایی (فقط نیازمند ضد عفونی کردن) Drinking water, Drinking enclosed Cattle and Water used in food industry (Only require sterilization)
Coliform≤100 MPN/100ml	E.Coli<100 MPN/100ml	آب آشامیدنی، شرب احشام محصور شده و آب مورد استفاده در صنایع غذایی (نیازمند تصفیه مقدماتی) Drinking water, Drinking enclosed Cattle and Water used in food industry (Requires preliminary treatment)
Coliform≤43 MPN/100ml	E.Coli≤43 MPN/100ml	پرورش صدف خوراکی و حیات آبیان (Oyster farm and aquatic life)
Coliform≤200 MPN/100ml	E.Coli≤77 MPN/100ml	آبیاری محصولاتی که خام مصرف می شوند و استفاده های تفریحی (تماس با آب) شنا، ورزش های آبی و ... (Irrigation products that are eaten raw and recreational use (contact with water) swimming, water sports and ...)
-	E.Coli<200 MPN/100ml	استفاده چارپایانی که عموماً در مزارع استفاده می شوند (The beasts that are commonly used on farms)
-	E.Coli≤385 MPN/100ml	آبیاری اماکن عمومی، چراگاه ها، استفاده های تفریحی (با تماس غیر مستقیم با آب)، صید و پرورش خرچنگ (Irrigation public areas, grazing, recreational use (with indirect contact with water), fishing and breeding crabs)
Coliform≤1000 MPN/100ml	E.Coli≤1000 MPN/100ml	آبیاری عمومی (General Irrigation)
None applicable	None applicable	حیات وحش و آب آشامیدنی (با تصفیه کامل) (Wildlife and drinking water (with full treatment))

CFU / 100 ml=MPN/100 ml

نتیجه‌گیری کلی

داده‌های دمایی مورد استفاده در این تحقیق در بازه ۱۴ تا ۲۸ درجه سانتیگراد بود. در این بازه دمایی رشد و تکثیر باکتری کالیفرم افزایش می‌یابد و در نتیجه ضریب زوال کم می‌شود. با مقایسه غلظت کالیفرم رودخانه کارون با مقادیر مجاز برای کاربری‌های مختلف، نتیجه‌گیری می‌شود که آب رودخانه جهت آشامیدن انسان، شرب احشام محصور شده، استفاده در صنایع غذایی، پرورش صدف خوراکی، آبیاری محصولاتی که خام مصرف می‌شوند و استفاده‌های تفریحی (تماس با آب) مثل شنا مناسب نیست. در پایان نتیجه گرفته می‌شود که بهتر است در مدل‌های ریاضی از ضریب زوال متغیر استفاده شود چرا که دقت برآورد غلظت کالیفرم را می‌تواند به نحو چشمگیری افزایش دهد.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از سازمان آب و برق خوزستان و به خصوص معاونت محترم مطالعات پایه به دلیل همکاری قابل توجه برای در اختیار گذاشتن اطلاعات تشکر و قدردانی می‌گردد، همچنین هزینه اجرای طرح از محل پژوهانه نویسنده دوم تامین شده که از امور پژوهشی دانشگاه شهید چمران تشکر می‌گردد.

هدف اصلی این مطالعه شبیه‌سازی انتقال باکتری کالیفرم در رودخانه کارون بود. در این تحقیق مدل یک‌بعدی FASTER توسعه داده شد تا اثر پارامترهای محیطی دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق بر روی ضریب زوال باکتری کالیفرم دیده شود. نتایج حاصل از این تحقیق نیز به صورت خلاصه در زیر آورده شده است: نتایج به دست آمده در مرحله مدل‌سازی انتقال آلودگی نشان داد که انتخاب ضریب زوال متغیر به صورت تابعی از دما، کدورت، تشعشع خورشید و غلظت رسوب معلق می‌تواند میزان دقت مدل را نسبت به مقدار ثابت به میزان قابل توجهی افزایش دهد. تشعشع خورشید یک پارامتر مهم در مدل‌سازی باکتری کالیفرم است. تشعشع خورشید رابطه مستقیم با ضریب زوال دارد و با بالا رفتن تشعشع خورشید غلظت کالیفرم کاهش می‌یابد. طبق رابطه بدست آمده ضریب زوال با کدورت رابطه عکس دارد. عامل کدورت پارامتری است که از یک طرف باعث جذب کالیفرم گردیده که در نتیجه باعث کاهش غلظت کالیفرم موجود در آب می‌شود، از طرف دیگر کدورت با جذب و انعکاس تشعشع باعث می‌شود مقداری از اثر تشعشع بر روی زوال کالیفرم کاهش یابد. به همین دلیل توان کدورت عدد کوچکی است.

منابع

- 1- Bai S., and Lung W.S. 2005. Modeling sediment impact on the transport of fecal bacteria. Journal of Water Research, 39:5232-5240.
- 2- Barcina J.M., Oteiza M., and Sota A. 2002. Modelling the faecal coliform concentration in the Bilbao estuary. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 213-219.
- 3- Chapra S.C. 1997. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill Companies, Inc, USA, 844 pp.
- 4- Cheng Liu w., and Cher Huang w. 2012. Modeling the transport and distribution of fecal coliform in a tidal estuary. Science of the Total Environment, 431:pp.1-8.
- 5- Clesceri L.S., Greenberg A.E., Eaton A.D. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington.
- 6- Cunge J.A., Holly F.M., and Verwey A. 1980. Practical aspects of computational river hydraulics. Pitman Publishing Limited, London, 420 pp.
- 7- Curtis T.P., Mara D.D., and Silva S.A. 1992. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization pond water. Applied and Environmental Microbiology, 58 (4):pp.1335-1343.
- 8- Falconer R.A., and Lin B. 2003. Hydro-environmental modelling of riverine basins using dynamic rate and partitioning coefficients. International Journal of River Basin Management, 1(1), pp.81-89.
- 9- Fisher H.B., List E.J., Koh R.C.J., Imberger J., and Brooks N.H. 1979. Mixing in inland and coastal waters. Academic Press, Inc, San Diego, 483 pp.
- 10- Gao G., Falconer R.A., and Lin B. 2011. Numerical modelling of sediment-bacteria interaction processes in surface waters. Journal of Water Research, 45:pp.1951-1960.
- 11- Garcia T., Thouvenin B., and Servais P. 2006. Modelling faecal coliforms dynamics in the Seine estuary, France. Water Science and Technology, 54:pp.177-84.
- 12- Harleman D.R.F. 1966. Diffusion processes in stratified flow. In: Estuary and Coastline Hydrodynamics. A.T. Ippen(ed), McGraw-Hill Book Company, Inc, New York, Chapter 12:pp.575-597.
- 13- Jamieson B., Joy D., Lee H., Kostaschuk R., and Gordon R. 2005. Transport and deposition of sediment-associated

- Escherichia coli in natural streams. *Water Research*, 39:pp.2665-2675.
- 14- Kapuscinski R.B., and Mitchell R. 1980. Processes Controlling Virus Inactivation in Coastal Waters. *Water Research*, 14:pp.363-371.
 - 15- Karamoz M., Kerachian R., 2004. Quality of water resources planning and management systems. Tehran Amir Kabir Publications.
 - 16- Karna T., Deleersnijder E., and Brauwere A. 2010. Simple test cases for validating a finite element unstructured grid fecal bacteria transport model. *Elsevier Science*, 34:pp.3055-70.
 - 17- Kashefipour S.M. 2001. Modelling Flow, Water Quality and Sediment Transport Processes in Riverine Basins. Submitted for the degree of Doctor of Philosophy, Department of Civil Engineering Cardiff University, UK.
 - 18- Kashefipour S.M., and Falconer R.A. 2002. Longitudinal dispersion coefficient in natural channels. *Journal of Water Research*, Vol. 36, pp:1596-1608.
 - 19- Kashefipour S.M., Lin B., and Falconer R.A. 2006. Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin. *Journal of Water Research*, 40:pp. 1413-1425.
 - 20- Lin B., and Falconer R.A. 1995. Modelling sediment fluxes in estuarine waters using a curvilinear coordinate grid system. *Estuarine, coastal and shelf science*, Vol.41, pp413-428.
 - 21- Manache G., Melching C.S., and Lanyon R. 2007. Calibration of a continuous simulation fecal coliform model based on historical data analysis. *Journal of Env. Eng, ASCE* 133(7):pp. 681-691.
 - 22- Mayo A.W. 1995. Modelling Coliform mortality in waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Engineering, ASCE* 121(2):pp. 6221
 - 23- Mohammadi S., and Kashefipour S.M., 2013. Numerical modeling of water flow using the dynamic roughness coefficient. *Journal of Irrigation and Water Engineering*. Year 3 No. 9.
 - 24- Owens P.H. 1987. Mathematical modelling of sediment transport in estuaries. PhD Thesis, university of Birmingham, UK.
 - 25- Seo I.W., and Cheong T.S. 1998. Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*, 124(1): 25-32.
 - 26- Thupaki P., Phannikumar M.S., Beletsky D., Schwab D.J., Nevers M.B., and Whitman R.L. 2010. Budget analysis of Escherichia coli at a southern Lake Michigan beach. *Environmental Science Technology*, 44:pp.1010-1016.
 - 27- Zahiri J. 2008. One-dimensional mathematical modeling of sediment transport in river Karun. MSc Thesis, School of Water Sciences, Shahid Chamran University.



Investigating the effect of the Environmental Parameters and Suspended Sediment in Coliform Contamination Transport Using numerical model

J. Javadi Orte cheshme^{1*} - S.M. Kashefipour²

Received: 04-03-2014

Accepted: 24-11-2014

Introduction: Nowadays, contamination of water is one of the problems that are more considered. Fecal Coliform (FC) is one of the most common indicator organisms for monitoring the quality of water. The problem that complicates the modeling of indicator organisms such as Fecal Coliform is determining the appropriate amount and an optimum rate of decay. It has been reported by many scientists that the decay coefficient or mortality rate is significantly affected by environmental elements. In this study, the effect of environmental parameters such as temperature, turbidity, radiation and suspended sediment concentration on the coliform decay coefficient has been verified to have a dynamic and variable decay coefficient for better and reliable estimations of fecal coliform concentration values.

Materials and Methods: Karun River is the longest and largest river in Iran. In this study, due to the accumulation of pollutants from industrial and agricultural wastes near Ahvaz city and for existence of quality measurement stations along the river, the Mollasani station to Farsiat station was selected to simulate and evaluate the hydrodynamic and quality of the river. The *FASTER* model has been used for modeling of the flow, sediment and water pollution. In this study, the dynamic roughness Manning coefficient has been used for more accurate simulate the flow, that had been added to the model by Mohammadi and Kashefipour. In Coliform bacteria and sediment modeling, some other dynamic parameters such as longitudinal dispersion coefficient are important and increasing or decreasing of these parameters are very significant and the accuracy of the Advection-Dispersion Equation (ADE) depends on the choice of the theoretical and/or experimental relations of these parameters. It was previously found that the Fisher equation performs the best for Karun river in modeling coliform, and this equation was therefore used in this study to calculate the dispersion coefficient. In order to investigate the effect of suspended sediment concentration on coliform decay rates, first this parameter must be modeled. In this research, the von Rijn method was used for modeling the suspended sediment load. In order to modeling the coliform, all dates of measuring were firstly determined in Zargan station; for each date the model was run for several times. For each run the decay coefficient was selected accordingly, until the predicted concentration by the model has the least difference in the corresponding measured values. After that, the measured amount of environmental parameters such as Temperature, Turbidity, Radiation and also, the modeled values of suspended Sediment concentration was determined for the same dates. Then, using a statistical software a relationship was developed to describe the decay coefficient as follows:

$$K = f(T, TU, RA, Se) \quad (1)$$

Results and Discussion: Using a statistical software, an equation for decay coefficient was derived as follow:

$$K = 2757 \times (T^{-2.823}) \times (TU^{-0.475}) \times (RA^{3.673}) \times (Se^{0.5}) \quad (2)$$

Where K is decay coefficient (hr^{-1}), T temperature ($^{\circ}\text{C}$), TU turbidity (NTU), RA radiation (mmH_2O -Vaporizeable) and Se suspended sediment concentration (kg/m^3). Equation (2) was then added to the *FASTER* model, so the model was able to calculate the decay coefficient using the calculated suspended sediment at any time of simulation and this equation (dynamic decay coefficient). To be able to compare the dynamic decay coefficient and constant decay coefficient, the model was performed repeatedly for the whole calibration period and each time one constant K was given to the model. The best constant decay coefficient for the period of calibration and validation patterns was obtained to be $K = 0.05 \text{ hr}^{-1}$. Tables (1) and (2) show the amount of accuracy in predicting the suspended sediment concentration and coliform in both calibration and verification patterns, respectively.

1-M.Sc. Graduated Student, Shahid Chamran University of Ahwaz and PhD Student, Shahrood University of Technology, Iran

(*-Corresponding Author Email: j.javadi6578@yahoo.com)

2 -Professor of Department of Water Science, Shahid Chamran University, Ahwaz, Iran

Table (1) shows that the FASTER model was able to estimate the suspended sediment concentration relatively accurate. Table (2) compares the effect of a constant decay coefficient versus the dynamic decay coefficient inaccurate estimation of fecal coliform concentrations.

Table 1- Comparison of the estimated error and correlation of suspended sediment

Pattern	R^2	a	%E	RMSE
Calibration	0.85	0.95	29.81	0.039
Verification	0.87	1.3	30.52	0.059

Table 2- Statistical parameters for coliform concentrations predicted and measured

Period	k	R^2	a	%E	RMSE
Calibration	Relation (2)	0.97	1.2	19	1906
	0.05	0.92	2	50	4341
Verification	Relation (2)	0.94	1.4	20	3860
	0.05	0.77	1.5	44	7384

Conclusions: Comparison of the predicted fecal coliform concentrations with the corresponding measured values in the calibration and verification period showed that the error estimate improved respectively about 31% and 24% when the dynamic decay coefficient was used instead of a constant value (the best constant value was obtained 0.05hr⁻¹). The concentration of coliform bacteria in Zargan station during the total time of studying is more than 1000 CFU/100ml. Due to coliform bacteria concentrations and compared them with the levels allowed by the Standards, Karun river water is not suitable for human's drinking, confined livestock drink, food industry, oyster farming, irrigation products that are consumed raw and recreational uses (contact with water) like swimming.

Keywords: Calibration and Verification, DecayCoefficient, FASTER Model, Karun river, Water quality

کاهش متغیرهای الگوی بار نیتروژن ورودی به آب رودخانه با روش تحلیل حساسیت واریانس مبنا مطالعه موردی: حوضه آبریز رودخانه توید

مجید جانفدا^{1*} - داود شاهسونی²

تاریخ دریافت: 1393/05/14

تاریخ پذیرش: 1393/11/01

چکیده

شناخت و کنترل متغیرهای موثر بر نیتروژن ورودی به منابع آب به عنوان یکی از عوامل تهدید کننده حیات انسان و آبریان اهمیت دارد. متغیرهای موثر را می توان با فنون ریاضی و ابداع راهکارهای شبیه سازی رایانه ای، شناسایی و از عوامل با اثرات ناچیز صرف نظر کرد تا بتوان منابع مالی را برای کنترل تعداد معدودی از عوامل بهینه صرف نمود. الگوهای متعددی برای برآورد میزان این ترکیبات ساخته شده است. در این راستا از الگوی پرکاربرد (INCA-N) Integrated Nitrogen in Catchments، به منظور انجام تحلیل حساسیت متغیرها و کاهش تعداد آن ها در این مقاله استفاده شده است. INCA-N شامل صدها متغیر ورودی است. لذا شناسایی متغیرهای بی تاثیر یا کم تاثیر حائز اهمیت است. روش تحلیل حساسیت واریانس - مبنا با شاخص حساسیت اصلی به خوبی می تواند متغیرهای مهم را شناسایی و حساسیت خروجی الگو را ارزیابی کند. این مقاله ضمن معرفی روش واریانس مبنا و برآورد شاخص های حساسیت باروش مونت کارلو و تولید اعداد شبه تصادفی، به تحلیل حساسیت خروجی الگو INCA-N و کاهش متغیرها در رودخانه توید می پردازد. نتایج تحلیل حساسیت در حجم نمونه بهینه نشان داد که چهار متغیر (میزان جذب نیترات گیاهان، نرخ نیترات زدایی، آلی سازی و معدنی سازی) از هفت متغیر الگو INCA-N کفایت می کند. سه متغیر نیتروژن هوا، برداشت آمونیاک توسط گیاه و بیشینه برداشت نیتروژنی غیر ضروری هستند. این چهار متغیر ضروری به ترتیب دارای اثر اصلی و اثر کل (0/49، 0/44)، (0/۰، ۰/۲۴۸/189)، (0/۰۲۲۷، 0/۰۱۸۲)، (0/۰۱۰۵، 0/۰۰۷۲) هستند. اثرات متقابل بین متغیرها ضعیف (حداکثر 0/059) و قابل چشم پوشی است. بنابراین روش تحلیل حساسیت کارایی خوبی در کاهش متغیرهای این پدیده دارد.

واژگان کلیدی: الگوی INCA-N، کاهش متغیرهای الگو، روش مونت کارلو، نیتروژن

مقدمه

نیترات سازی³ نام دارد، اکسید می شود. در مرحله اول به نیتريت و در مرحله بعد به نیترات تبدیل می شود. وقتی گیاهان، مرده و فاسد می شوند تجزیه شده و آمونیاک دوباره از طریق عملی به نام معدنی سازی⁴ به خاک یا محلول باز می گردد. نیتريت و نیترات تحت فرایند نیترات زدایی⁵ به ترکیبات دیگری تبدیل می شوند. بعضی از باکتریها باعث تبدیل نیتريتها به آمونیاک و شکل گازی نیتروژن یعنی گازهای N_2 ، NH_3 و N_2O هستند که مستقیماً وارد جو می شوند. بدین ترتیب تقریباً همان اندازه نیتروژنی که از جو گرفته و مصرف شده است، در چرخه نیتروژن دوباره به آن باز می گردد. چرخه نیتروژن، تحت تاثیر استفاده از کودهای شیمیایی و تراوش پساب های

حدود 78 درصد از جو زمین را نیتروژن تشکیل داده است که بخشی از آن طی فعل و انفعالاتی در طبیعت، به طور مداوم از جو گرفته شده و به آن بازپس داده می شود. رعد و برق و تخلیه ی بار الکتریکی نیز باعث تولید اکسیدهای نیتروژن می شود. ترکیبات نیتروژن دار و آمونیاک نیز پس از حل شدن این اکسیدها در آب تولید می شود. این ترکیبات پس از فرایندهای خاصی به مصرف گیاهان می رسند. مقداری از آمونیاک مازاد مصرف گیاهان در دو مرحله، که

1 و 2- کارشناس ارشد و استادیار گروه آمار، دانشکده علوم ریاضی، دانشگاه صنعتی شاهرود

(*) - نویسنده مسئول: (Email: Ma.janfada65@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.v0i0.35317

3- Nitrification
4- Mineralization
5- Denitrification

هدف خاصی طراحی و توسعه یافته‌اند (3، 7، 8، 19 و 22). این روش‌ها دارای نواقص و معایبی هستند که روش تحلیل حساسیت واریانس - مینا برای رفع این ایرادات ارائه شده است (28).

هدف و نوآوری این مقاله، کاهش متغیرهای الگوی تعیینی INCA-N توسط روش تحلیل حساسیت واریانس مینا و همچنین تعیین اثرات متقابل بین متغیرهای ورودی است که در بطن آن از اعداد شبه تصادفی استفاده می‌شود. خروجی نهایی الگوی مذکور، متوسط سالانه بار نیتروژن ورودی به رودخانه است که تحت تاثیر صدها متغیر ورودی است. به دلیل اهمیت متغیرهای نرخ تبادلات نیتروژنی، تمرکز این مطالعه فقط بر روی این دسته از متغیرها صورت پذیرفته است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

حوضه رودخانه توید⁶ انگلستان به عنوان منطقه مطالعاتی، در نظر گرفته شده است. این رودخانه در 169 متری از سطح دریا قرار دارد. مساحت حوضه آبریز 4390 کیلومتر مربع و طول رودخانه اصلی 156 کیلومتر است. این حوضه در عرض شمالی 55°/44' تا 55°/76' (55°/45' تا 55°/26'42') و طول شرقی 3°/49' تا 3°/49' درجه (3°/29'46' تا 3°/59'27') قرار دارد. شکل (1) موقعیت و شاخه‌های آبراهه‌ای توید را نشان می‌دهد. آمار آب و هواشناسی شامل دما، رطوبت، بارش و دبی روزانه 21 ایستگاه واقع در حوضه به مدت هفت سال در اختیار است. نمونه‌های برداشت شده از آب رودخانه طی سال‌های 1994-1999 از ایستگاه‌های مختلف آب‌سنجی داخل حوزه نیز در دسترس است (12).

الگوی INCA-N

الگوی تعیینی INCA-N، فرآیند - مینا است و میزان جریان آب و نیتروژن را در یک حوضه آبریز با معادلات جنبشی واکنش تعیین می‌کند. همچنین عوامل و فرآیندهای تاثیرگذار بر میزان تئیرات (NO₃) و آمونیاک (NH₄) ذخیره شده در خاک و سامانه‌های آب زیر زمینی را شبیه‌سازی و خروجی را با استفاده از این سامانه در یک الگوی رودخانه چند آبراهه‌ای تولید می‌کند. ساختار الگوی INCA-N از پنج مولفه: GIS، الگوهای نیتروژن ورودی، هیدرولوژیکی، فرآیندهای نیتروژن حوضه آبریز و عملکردهای نیتروژن رودخانه تشکیل شده است (38، 36، 35). این الگو ثمره تلاش بیش از یک دهه اساتید دانشگاه Reading انگلستان و انجمن‌های تحقیقاتی

صنعتی به منابع آب، دستخوش تغییر می‌شود. کودهای شیمیایی سبب افزایش این ماده در خاک، آبهای جاری و زیر زمینی می‌شوند. نیترات از طریق آب و مواد غذایی وارد بدن انسان شده و افزایش سطح آن موجب می‌شود که به ترکیبات دیگری چون نیتريت و نیتروسامین تبدیل شود که این ترکیبات، سمی بوده و برای سلامت انسان خطرناک هستند. وجود بیش از حد ترکیب‌های نیتروژن دار می‌تواند مانعی جدی در انتقال اکسیژن در خون باشد. نیترات در حالت بحرانی باعث بروز بیماری‌هایی مانند سرطان، ناقص‌الخلقه بودن نوزادان، بزرگ شدن تیروئید و التهاب غدد لنفاوی می‌شود. با توجه به اهمیت آب آشامیدنی و تاثیر مستقیم آن بر سلامت شهروندان، موضوع کنترل و پیشگیری از افزایش نیترات به سطوح بحرانی، امری اجتناب ناپذیر است (39، 20، 2 و 18).

متغیرهای موثر در فرآیند چرخه نیتروژن متنوع هستند. اندازه‌گیری آن‌ها توسط نمونه‌گیری پرهزینه بوده و همچنین زمان‌بر و مشکل است. لذا متخصصین راهکار شبیه‌سازی را با بنیان ریاضی و صرف هزینه کم، سرعت زیاد و کارایی مناسب ابداع کرده‌اند که منجر به خلق الگوهای متعددی برای برآورد میزان بار نیتروژن ورودی به رودخانه‌ها شده است (19). پیکربندی این الگوها براساس معادلات دیفرانسیل خطی، غیرخطی و مشتق‌های جزئی است. کد یا نرم افزار رایانه‌ای که بتواند این معادلات را حل نماید، الگوی رایانه‌ای¹ و اجرای این الگو با ورودی‌های مختلف را آزمایش رایانه‌ای² می‌گویند (30). خروجی یک آزمایش رایانه‌ای، تعیینی³ است یعنی اجرای مکرر آزمایش با ورودی یکسان، خروجی‌های همانند تولید می‌کند. الگو فرایند مینا⁴ INCA-N یکی از معروفترین آن‌ها برای برآورد میزان میزان نیتروژن ورودی به آب رودخانه‌ها است. معادلات جنبشی واکنش‌ها و مکانیزم‌های اصلی عملیاتی رودخانه در این الگو شبیه سازی می‌شوند. این الگو برای رودخانه‌های کشورهای مانند: انگلستان (10 رودخانه)، فرانسه (7 رودخانه)، هلند (6 رودخانه) و سایر کشورها به کار گرفته شده و نتایج رضایت بخشی ارائه داده است (35، 36، 37، 38 و 17).

کاهش تعداد متغیرهای ورودی و ساده‌سازی الگوهای رایانه‌ای به علت تنوع متغیرها و وجود اثرات متقابل آنها، ضرورتی است که در قالب تحلیل حساسیت الگوهای تعیینی به آن پرداخته می‌شود (27). روش‌های تحلیل حساسیت متنوع بوده که از آن جمله میتوان به روش‌های مشتق مینا، نمونه‌گیری مینا، صافی مونت کارلو و غربالگری اشاره نمود. هریک از روش‌های مذکور به منظور نیل به

1- Computer Model

2- Computer Experiment

3- Deterministic Model

4- Process-based

5- Integrated Nitrogen in Catchments

6- Tweed

در طول مسیر رودخانه اصلی است. این سه سری زمانی، توسط رابطه (1) ترکیب شده و میزان بار نیتروژن غیرآلی روزانه را نتیجه می‌دهد.

(میزان غلظت آمونیوم + میزان غلظت نیترات) × دبی آب = بار نیتروژن غیرآلی روزانه

سری زمانی بار نیتروژن، هفت ساله است. لذا خروجی نهایی، با میانگین‌گیری از متوسط‌های سالیانه به‌دست آمده و آن را "متوسط سالانه بار ورودی نیتروژن غیر آلی به رودخانه" می‌نامند.

تحلیل حساسیت

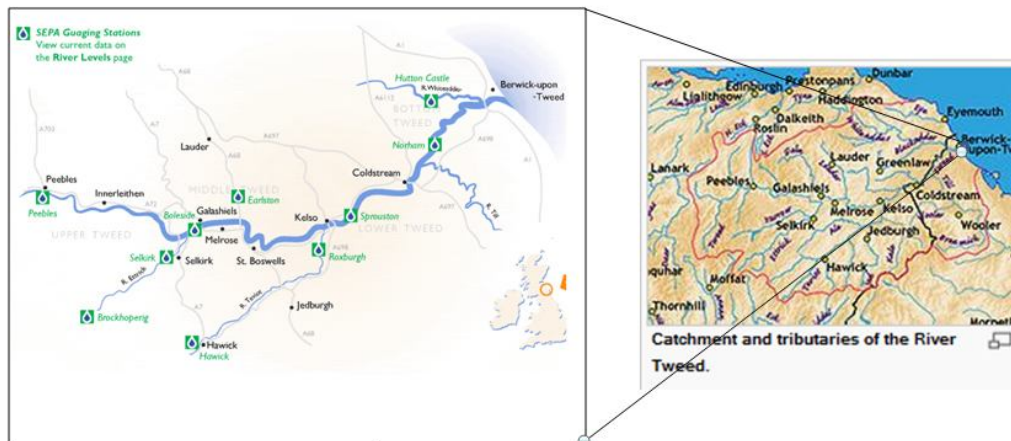
تعدد و تنوع متغیرهای ورودی در الگوهای رایانه‌ای سبب پیچیدگی آن می‌شود و لذا مسئله ساده‌سازی الگو، حائز اهمیت است (اصل امساک). این مهم با شناسایی متغیرهای ضروری و کنارگذاشتن متغیرهای غیرضروری در قالب تحلیل حساسیت بررسی می‌شود. اندازه‌های حساسیت میزان اهمیت متغیرهای ورودی را بیان می‌کند. تاثیر گذار یا بی‌تاثیر بودن متغیرها و نیز تقابل هر یک از آن‌ها با سایر متغیرها در مدیریت ریسک اهمیت دارد.

فعال در محیط زیست، سرمایه‌گذاری و حمایت اتحادیه اروپا است (21). معادلات فرآیندهای این الگو، طی سال‌های اخیر، تغییر و بهبود یافته‌اند. این الگو در 10 حوضه آبریز انگلستان و 21 حوضه آبریز در دیگر کشورهای اروپائی، آزمون و اعتبارسنجی شده است. نتایج بگونه‌ای بوده که از آن در سایر کشورها نیز استفاده شده است (36 و 38). الگوی INCA-N را می‌توان برای نشان‌دادن تاثیرمنابعی مانند شهرنشینی، تغییرات آب و هوایی، مدیریت اجرایی، مدیریت‌های بومی (افزایش یا کاهش زمین، تغییر در مقدار یا توزیع NH_3 و NO_2) استفاده کرد. قابلیت بالا و خروجی‌های متنوع این الگو (به دلیل وجود ساختار یکپارچه و پیچیده در آن) امکان شبیه‌سازی چرخه نیتروژن را در حوضه آبریز فراهم می‌کند (38). ساختار این الگو در شکل (2) نشان داده شده است (31). جدول (1) مشخصات پارامترهای ورودی‌ها است. ورودی‌های الگو شامل: عوامل طبیعی (بارش، دما و ...)، دخالت انسانی (کوددهی، انتقال مستقیم و...) و پارامترهای الگو (شرایط اولیه، نرخ تبادلات نیتروژن، پارامترهای هیدرولوژیکی) هستند. خروجی شامل سری‌های زمانی دبی روزانه، غلظت‌های نیترات و آمونیاک در ایستگاه‌های مختلف آب‌سنجی واقع

جدول 1- مشخصات پارامترهای ورودی الگو INCA-N

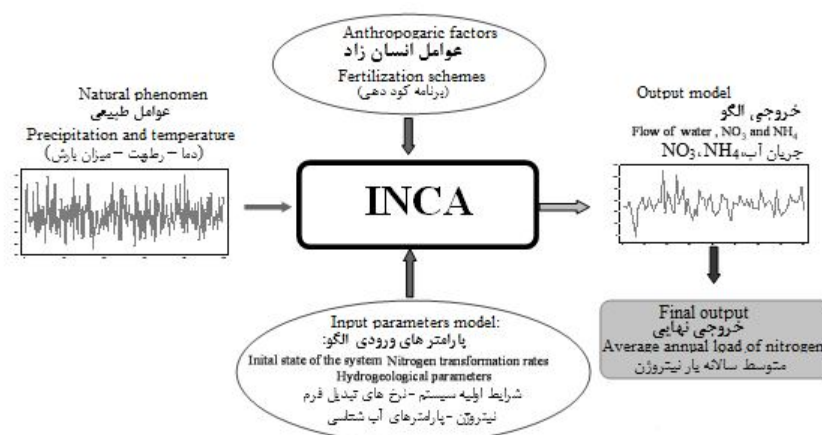
Table 1- properties of input parameters in the INCA-N model

گروه	نام متغیر	واحد	دامنه تغییرات
Groups	Variable name	Unit	Range
شرایط اولیه Initial condition	Surface flow X_1 : جریان سطحی	m^3/s	[0 .0/01]
	Surface nitrate X_2 : نیترات سطحی	mg N/l	[0 .10]
	Surface ammonium X_3 : آمونیوم سطحی	mg N/l	[0 .2]
	Surface drainage volume X_4 : حجم زه کش سطحی	m^3	$[10^5, 10^7 \times 2]$
	Sub-surface flow X_5 : جریان زیرسطحی	m^3/s	[0 .0/01]
	Sub-surface nitrate X_6 : نیترات زیر سطحی	mg N/l	[0 .10]
	Sub-surface ammonium X_7 : آمونیوم زیرسطحی	mg N/l	[0 .2]
	Sub-surface volume X_8 : حجم زه کش زیرسطحی	m^3	$[10^5, 10^7 \times 2]$
متغیرهای نرخ تبادلات نیتروژنی Nitrogen transformation (rate)	Denitrification X_9 : نیترات زدایی	mol/day	[0 .0/01]
	Nitrogen fixation X_{10} : ثابت نیتروژن جو	kg N/ha/day	[0 .0/01]
	Plant nitrate uptake X_{11} : نیترات جذبی گیاهان	mol/day	[0 .0/05]
	Maximum nitrate uptake X_{12} : بیشینه نیترات جذبی	kg N/ha/year	[80 .140]
	Mineralization X_{13} : معدنی سازی	kg N/ha/day	[0 .1]
	Immobilization X_{14} : آلی سازی	mol/day	[0 .0/1]
پارامترهای هیدرولوژیکی Hydro geological parameters	Plant ammonium uptake X_{15} : جذب آمونیوم گیاهی	mol/day	[0 .0/05]
	Soil moisture deficit X_{16} : کمبود رطوبت خاک	Mm	[100 .170]
	X_{17} : زمان ماندگاری آب در خاک (Soil water residence time)	Day	[0/05 .5]
	X_{18} : زمان ماندگاری آب زیرزمین (Groundwater residence time)	Day	[100 .200]
	X_{19} : بیشترین حجم نگهداری آب در خاک (Maximum soil retention time)	M	[0/۱۰۰۱]



شکل 1- موقعیت و شاخه‌های آبراهه‌ای رودخانه Tweed

Figure 1- Position and Tributaries of Tweed river



شکل 2 - شمای ساختار الگوی INCA-N

Figure 2- Structure of INCA-N Model

گوناگونی انجام می‌شود. روش واریانس مینا توانایی‌های مناسبی در تحلیل حساسیت الگوهای خطی و غیرخطی دارد (27). این روش نخستین بار توسط کیوکر¹ شیمیدان و همکارانش مطرح شد (۴،۵۶). شاخص‌های حساسیت این روش بر مبنای امید ریاضی و واریانس شرطی بیان می‌شوند. شاخص‌های دیگری نیز در همین راستا با عنوان اندازه اهمیت و نسبت همبستگی معرفی شدند (33، 26، 25، 24، 16، 14، 11، 10، 8، 32 و 34). سبیل (33) کارهای کیوکر را گسترش و به آن عمومیت بخشید و روش مونت کارلو- مینا² را برای محاسبه اندازه حساسیت پیشنهاد داد. سالتلی و همکارانش (23) با معرفی شاخص حساسیت دیگری به نام اثر کل، گامی نو در این مسیر گذاشتند. از آن جا که زمان اجرای الگو، پارامتری مهم جهت انتخاب

هزینه‌های: تحمیلی، نگهداری و کنترل متغیرها نیز تصمیم‌گیری را با چالش مواجه می‌سازند. از این رو برای تصمیم‌گیری بهتر، به‌ویژه در مواقع بحرانی، بایستی متغیرهای با اهمیت قابل کنترل و غیرقابل کنترل، کم‌اهمیت و بی‌اهمیت شناسایی شوند. لذا تحلیل حساسیت از دیدگاه مدیریتی موجب می‌شود تا تصمیمات از پشتوانه محکم و منطقی برخوردار باشند و نتایج حاصل از این تصمیم‌گیری نیز تا حد امکان بهینه شوند. می‌توان از آن به عنوان ابزاری برای کشف خطاهای فنی در الگو، شناسایی نواحی بحرانی متغیرهای ورودی، مشخص کردن اولویت بندی متغیرهای مورد بررسی و ساده سازی الگو نیز بهره گرفت (27 و 24). لذا تحلیل حساسیت الگوهای تعیینی رویکردی مهم در مدیریت و پژوهش تلقی می‌شود.

تحلیل حساسیت الگوهای رایانه‌ای از دیدگاه ریاضی عبارتست از "بررسی نوسانات متغیر پاسخ (خروجی) بر اثر تغییرات متغیرهای توضیحی (ورودی)" (28). این کار با روش‌ها و شاخص‌های حساسیت

1- Cuiker

2- Monte carlo- base

$$1 = \sum_{i=1}^k S_i + \sum_{1 \leq i < j \leq k} S_{ij} + \dots + S_{1,2,\dots,k} \quad (5)$$

این بدان معنی است که اگر مجموع اثرات اصلی متغیرها برابر با یک باشد ($\sum_{i=1}^k S_i = 1$)، آنگاه اثرات متقابل دیگری بین متغیرهای الگو وجود نخواهد داشت و الگو، جمعی² خواهد بود. اگر $\sum_{i=1}^k S_i < 1$ ، بدین معنا است که اثر متقابل بین متغیرها وجود دارد که الگو را در این حالت غیر جمعی می‌گویند. شایان ذکر است که هزینه محاسباتی اثرات متقابل ورودی‌های الگو با افزایش تعداد ورودی‌ها، به صورت نمایی افزایش می‌یابد و پیچیدگی الگو دوچندان می‌شود. لذا محاسبه شاخص‌های حساسیت مرتبه دوم، سوم و مراتب بالاتر در عمل مقرون به صرفه نیست. از این رو بسیاری از محققین به دنبال شاخص جایگزینی بودند که علاوه بر کاهش هزینه محاسباتی حاوی اطلاعات مفیدی درباره اثرات متقابل باشد. سرانجام هما و سالتی (8) شاخصی را تحت عنوان شاخص حساسیت کل یا اثر کل معرفی نمودند.

شاخص حساسیت کل³

ایده اصلی این شاخص مانند شاخص حساسیت مرتبه اول است. تمامی متغیرهای ورودی در این حالت به جز X_i ، یعنی $X_{\sim i}$ را بر روی دامنه تغییراتشان تغییر می‌کنند و خروجی الگو محاسبه می‌شود. حال قادریم تمامی اثراتی که متغیر X_i در آن دخالت دارد را با اندازه‌گیری نوسانات خروجی الگو محاسبه کنیم. این شاخص را شاخص حساسیت کل می‌نامند و آن را با نماد S_T نشان می‌دهند. به عنوان مثال اگر خروجی الگو تابعی از 3 متغیر باشد، آنگاه اثر کل X_1 به صورت $S_{T_1} = S_1 + S_{12} + S_{13} + S_{123}$ تعریف می‌شود. بنیان ریاضی این اندازه مطابق ذیل است.

می‌توان $V(E(Y | X_{\sim i}))$ را با تعاریف قبلی به عنوان اثر مرتبه اول $X_{\sim i}$ در نظر گرفت. لذا عبارت $E(V(Y | X_{\sim i})) = V(Y) - V(E(Y | X_i))$ دربرگیرنده تمام اثراتی است که به نوعی متغیر X_i در آن مشارکت دارد. شاخص حساسیت کل با تقسیم کردن طرفین این رابطه بر $V(Y)$ ، مطابق رابطه (6) معرفی می‌شود.

$$S_{T_i} = 1 - \frac{V(E(Y | X_{\sim i}))}{V(Y)} \quad (6)$$

می‌توان اثرات بین متغیر X_i و سایر متغیرهای ورودی را با استفاده از اثر کل و اثر اصلی اندازه‌گیری کرد. محاسبه تفاضل

روش تحلیل حساسیت به‌شمار می‌رود، سالتی (25) روش جدیدی را برای کاهش محاسبات روش مونت کارلو - مینا پیشنهاد کرد. سالتی و همکاران (26) پیشنهادی را برای کاهش هزینه محاسبات در همین راستا ارائه دادند.

شاخص‌های حساسیت

شاخص حساسیت مرتبه اول¹ (اثر اصلی)

یکی از راهکارهای اندازگیری حساسیت خروجی الگو نسبت به متغیرهای ورودی این است که تمامی متغیرهای ورودی بجز متغیر X_i ثابت باشند و تنها متغیر X_i مقادیر مختلفی روی دامنه تغییراتش اختیار نموده و خروجی الگو برای هر تنظیم محاسبه شود. طبیعتاً اگر متغیر موردنظر یک عامل تأثیرگذار باشد، بایستی خروجی الگو با نوسانات شدیدی همراه باشد. این اندازه حساسیت از دیدگاه ریاضی به صورت رابطه (2) تعریف می‌شود.

$$V_i = V_{X_i}(E_{X_{\sim i}}(Y | X_i)) \quad (2)$$

که $X_{\sim i}$ نشان دهنده تمام عوامل به جز X_i است. عملگر E در عبارت $V_{X_i}(E_{X_{\sim i}}(Y | X_i))$ ، امیدریاضی Y را وقتی که فقط عامل X_i ثابت باشد اندازه‌گیری می‌کند. پراش این مقادیر توسط عملگر واریانس V به ازای تمام مقادیر ممکن X_i محاسبه می‌شود. میزان حساسیت خروجی الگو نسبت به پارامتر ورودی X_i با تقسیم این کمیت بر واریانس Y مطابق رابطه (3) تعیین می‌شود.

$$S_i = \frac{V(E(Y | X_i))}{V(Y)} \quad 0 \leq S_i \leq 1 \quad (3)$$

هر چه میزان اهمیت متغیر X_i بیشتر باشد، مقدار S_i به یک نزدیکتر خواهد بود و بالعکس اگر متغیر مورد بررسی بی‌اهمیت یا کم‌اهمیت باشد آنگاه S_i به صفر میل خواهد کرد. این شاخص، یک کمیت بدون مقیاس است که آن را شاخص حساسیت مرتبه اول یا اثر اصلی X_i می‌نامند (22). می‌توان شاخص حساسیت مرتبه دوم را به‌طور مشابه با ثابت نگه داشتن تمامی متغیرهای به جز دو متغیر X_i و X_j مطابق رابطه (4) اندازه‌گیری نمود.

$$S_{ij} = \frac{V_{ij}}{V(Y)} = \frac{V(E(Y | X_i, X_j))}{V(Y)} - S_i - S_j \quad (4)$$

که $V(E(Y | X_i, X_j))$ اندازه اثر توأم X_i و X_j بر خروجی الگو (Y) است. شاخص حساسیت مراتب بالاتر را به‌همین منوال بیان می‌شود. اهمیت شاخص‌های حساسیت مراتب بالا زمانی مطرح می‌شوند که اثر متقابل بین متغیرهای مورد بررسی موجود باشد و نتوان حساسیت خروجی الگو را تنها با شاخص حساسیت مرتبه اول تبیین کرد. ثابت می‌شود که مجموع تمامی اثرات مرتبه اول، دوم و مراتب بالاتر از نظر ریاضی برابر با یک است (رابطه 5).

2- Additive

3- Total sensitivity index

1- First order sensitivity index

$$\begin{aligned}\hat{S}_{T_i} &= 1 - \frac{\hat{V}(E(Y | X_i))}{\hat{V}(Y)} \\ &= 1 - \frac{(1/N) \sum_{j=1}^N y_{C_i}^{(j)} \cdot y_{C_i}^{(j)} - f_0^2}{(1/N) \sum_{j=1}^N (y_A^{(j)})^2 - f_0^2} \quad (8) \\ \text{که } f_0^2 = \hat{E}^2(Y) &= (1/N) \sum_{j=1}^N y_A^{(j)} \end{aligned}$$

6-2 بررسی عدم قطعیت در پیش‌بینی‌ها

از آن‌جا که برآورد شاخص حساسیت مبتنی بر نمونه‌های تصادفی $S_1, \dots, S_k$ است. لذا با تکرار نمونه‌گیری برآوردهای جدیدی برای شاخص‌های حساسیت به دست می‌آید. بنابراین ضروری است تا مساله میزان اطمینان شاخص حساسیت توسط فاصله اطمینان $100(1-\alpha)\%$ برآورد شود (α ضریب اطمینان). فنون متفاوتی برای این منظور پیشنهاد شده که در این پژوهش از روش بوت استرپ² استفاده شده است (1). فاصله اطمینان بوت استرپی برای اثر اصلی و اثر کل متغیر X_i در این روش مطابق روابط 9 و 10 است.

$$\hat{S}_i \pm 1.96 \times \sqrt{\frac{1}{B-1} \sum_{b=1}^B (S_i^b - S_i^{*b})^2} \quad (9)$$

$$\hat{S}_{T_i} \pm 1.96 \times \sqrt{\frac{1}{B-1} \sum_{b=1}^B (S_{T_i}^b - S_{T_i}^{*b})^2} \quad (10)$$

که در آن $\hat{S}_i$ و $\hat{S}_{T_i}$ برآورد شاخص حساسیت مرتبه اول و کل در نمونه اولیه، B تعداد نمونه‌های جایگذاری، S_i^b و $S_{T_i}^b$ برآورد اثر اصلی و کل در نمونه b جایگذاری i -ام،

$$S_{T_i}^{*b} = \frac{1}{B-1} \sum_{b=1}^B S_{T_i}^b \text{ و } S_i^{*b} = \frac{1}{B-1} \sum_{b=1}^B S_i^b \text{ است.}$$

نتایج و بحث

هدف این بررسی حذف متغیرهای غیرضروری در الگوی نیتروژن INCA-N با تحلیل حساسیت واریانس مبنای کمک روش مونت کارلو و اعداد شبه تصادفی است. تعداد متغیرهای مورد بررسی الگو 7 عدد است که باید با روش تحلیل حساسیت کاهش یابند (جدول 1). ابتدا حجم نمونه بهینه بشرح ذیل تعیین و سپس تحلیل حساسیت و

$S_i - S_{T_i}$ برای این منظور کافی است. اثرات اصلی و کل برای همه متغیرهای ورودی براساس تعاریف ریاضی انتگرال‌هایی چند بعدی از تابع تحت بررسی $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_k)$ هستند. از طرف دیگر رابطه بین خروجی و ورودی‌های این تابع بسیار پیچیده بوده و شامل تعداد زیادی از دستگاه‌های معادلات دیفرانسیل است که یک جعبه سیاه محسوب می‌شود. لذا دو مشکل اساسی در محاسبه شاخص حساسیت مرتبه اول و کل وجود دارد بعد فضای انتگرال‌گیری بسیار بالا است.

رابطه ریاضی ورودی - خروجی (f) به طور صریح معلوم نیست. این مشکلات سبب طرح مسئله تقریب انتگرال‌ها و در نتیجه برآورد شاخص‌های حساسیت می‌شود

الگوریتم برآورد شاخص مرتبه اول و شاخص کل

هزینه محاسبات با افزایش تعداد متغیرهای ورودی، به صورت نمایی افزایش می‌یابد و برآورد شاخص‌های حساسیت با چالشی دوچندان مواجه می‌شود. از اینرو سالتلی راهکار زیر را برای کاهش این هزینه‌ها ارائه کرده است (25).

ماتریسی به ابعاد $(N, 2k)$ از اعداد تصادفی تولید و دو ماتریس A و B را که هر کدام شامل نیمی از نمونه‌های تولید شده هستند در نظر می‌گیریم. در اینجا، k تعداد متغیرهای ورودی الگو و N حجم نمونه تصادفی است. پیشنهاد سبل، استفاده از اعداد شبه تصادفی¹ برای شبیه‌سازی است (32). دنباله‌های اعداد شبه تصادفی فضای متغیرهای ورودی را کاوش نموده و از دقت و سرعت همگرایی بالایی برخوردار هستند (14، 15، 26).

ماتریس‌های جدید C_i را با ترکیب دو ماتریس A و B می‌سازیم. ماتریس C_i ، همان ماتریس B است که ستون i -ام آن که برگرفته از ستون i -ام ماتریس A است.

خروجی الگو را برای تمام سطرهاى ماتریس‌های A ، B ، $C_1, \dots, C_k$ و C_k محاسبه می‌کنیم تا بردارهای خروجی N تایی $y_B = f(B)$ ، $y_A = f(A)$ و $y_{C_i} = f(C_i)$ به ازای $i = 1, \dots, k$ به دست آیند. برآورد شاخص حساسیت مرتبه اول و کل هر یک از متغیرهای الگو مطابق روابط (7) و (8) بیان می‌شوند.

$$\begin{aligned}\hat{S}_i &= \frac{\hat{V}(E(Y | X_i))}{\hat{V}(Y)} = \frac{(1/N) y_A \cdot y_{C_i} - f_0^2}{(1/N) y_A \cdot y_A' - f_0^2} \\ &= \frac{(1/N) \sum_{j=1}^N y_A^{(j)} \cdot y_{C_i}^{(j)} - f_0^2}{(1/N) \sum_{j=1}^N (y_A^{(j)})^2 - f_0^2} \quad (7)\end{aligned}$$

کاهش تعداد متغیرهای الگو انجام شد.

حجم نمونه اولیه و بهینه :

روش مونت کارلو با حجم نمونه اولیه 10000 برای تحلیل حساسیت و کاهش متغیرهای غیر ضرور الگو INCA-N استفاده شد. هزینه محاسبات (تعداد اجراهای الگو) برابر $9 \times 10000 = (k + 2) \times N$ است. نقاط آزمایش روش مونت کارلو با دنباله شبه تصادفی در نرم افزار R با استفاده از بسته randtoolbox تولید شد. امکان برآورد شاخص‌های حساسیت در حجم نمونه‌های کمتر از نمونه اولیه بدون اجرای دوباره الگو با اعداد شبه تصادفی مقدور است. لذا روند همگرایی مقادیر برآورد شده شاخص‌های حساسیت در حجم نمونه‌های پایین‌تر نیز قابل دستیابی است. شکل (3) روند همگرایی اثر اصلی و اثر کل متغیر "میزان جذب نیترات توسط گیاهان"¹ (X_{11}) را به عنوان نمونه نشان می‌دهد. برآورد اثر اصلی و اثر کل متغیر میزان جذب نیترات توسط گیاهان در حجم نمونه 4000 پایدار می‌شود. مقدار همگرایی اثر کل X_{11} حدود 0/50 و اثر اصلی برابر با 0/45 است. این مقادیر نشان از موثر بودن این متغیر در خروجی الگو دارند. سایر متغیرهای مورد بررسی نیز از نظر پایداری رفتار مشابه این متغیر داشتند (جدول 2). نتیجه اینکه حجم نمونه بهینه برابر 4000 است و تحلیل حساسیت با این حجم انجام می‌شود.

نتایج تحلیل حساسیت با حجم نمونه بهینه

فرآیند شبیه‌سازی 50 بار برای بررسی عدم قطعیت برآوردها تکرار شد. شاخص‌های حساسیت متغیرهای ورودی در هر تکرار برآورد شد که نتایج با فاصله اطمینان بوت استرپی و در جدول (2) و شکل‌های (4) و (5) آمده است. متغیرهای تاثیرگذار و ضروری در الگو براساس شاخص‌های حساسیت و نتایج به‌دست آمده در جداول (2) و (3) مشخص شدند که به ترتیب اهمیت بشرح زیر است:

1. "میزان جذب نیترات توسط گیاهان"، میانگین اثر اصلی و اثر کل این متغیر به ترتیب 0/44 و 0/49 است. اختلاف اثر کل و اثر اصلی 0/051 است که نشان می‌دهد این عامل اثر متقابل زیادی با سایر متغیرهای ورودی الگو ندارد. همچنین انحراف معیارهای آن‌ها به ترتیب 0/059 و 0/26 است (جدول 2).
2. "نرخ نیترات زدایی"، میانگین و انحراف معیار اثر اصلی این متغیر به ترتیب 0/189 و 0/247 است. این معیارها برای اثر کل 0/248 و 0/366 است (جدول 2). میزان اثر متقابل این متغیر با سایر ورودی‌های الگو بسیار ناچیز و برابر 0/059 است.

3. "آلی‌سازی"²، میانگین و انحراف معیار اثر اصلی در متغیر آلی‌سازی به ترتیب 0/182 و 0/787 و مقادیر این معیارها برای شاخص حساسیت کل برابر 0/227 و 0/373 است (جدول 2). میزان اثر متقابل این عامل با سایر ورودی‌های الگو برابر 0/045 است که حاکی از اثر متقابل بسیار ناچیز دارد.
4. "نرخ معدنی‌سازی"، میانگین و انحراف معیار اثر اصلی برای این متغیر به ترتیب 0/072 و 0/268 و این معیارها برای اثر کل به ترتیب برابر با 0/106 و 0/391 است (جدول 2). میزان اثر متقابل این عامل با سایر ورودی‌های الگو بسیار ناچیز و برابر 0/034 است (جدول 3).

میانگین اثر اصلی متغیرهای تثبیت نیتروژن هوا³، برداشت آمونیاک توسط گیاه⁴ و بیشینه برداشت نیتروژنی⁵ به ترتیب برابر با 0/01-، 0/029- و 0/01- و میانگین اثر کل برابر 0/003، 0/019 و 0/026 است. مقادیر شاخص‌های حساسیت این سه متغیر بسیار کوچک و نزدیک صفر می‌باشد.

بنابر مطالب فوق، بار نیتروژن ورودی به آب رودخانه نسبت به این سه متغیر حساسیتی نداشته (غیر ضروراند) و می‌توان آن‌ها را از الگو کنار گذاشت. نتایج جدول (2) نشان می‌دهد که نسبت شاخص‌های حساسیت میزان جذب نیترات توسط گیاهان به نیترات‌زدایی و آلی‌سازی به ترتیب حدود (2/35 - 1/99)، (2/43 - 2/18) برابر و نسبت به نرخ معدنی‌سازی (6/18 - 4/67) برابر است. در نتیجه اهمیت متغیر جذب نیترات توسط گیاهان تقریباً دو برابر متغیرهای نیترات‌زدایی و آلی‌سازی است. این نسبت برای نرخ معدنی‌سازی بیش از چهار برابر است. همچنین نسبت اهمیت نرخ نیترات زدایی و آلی‌سازی به معدنی‌سازی به ترتیب حدود (1/09 - 1/03) و (2/33 - 1/9) برابر است. لذا اهمیت معدنی‌سازی از سه متغیر دیگر کمتر است و می‌توان در شرایط بحرانی این متغیر را نیز از الگو کنار گذاشت. بنابراین تعداد متغیرهای ضروری که چهار عدد به‌دست آمد قابل کاهش به سه متغیر در شرایط بحرانی است. نمودار فاصله اطمینان بوت استرپی شاخص‌های حساسیت برآوردی هر متغیر برای درک بهتر ترسیم شده است (اشکال 4 و 5). اشکال (4) و (5) نیز نتایج و مطالب بیان شده در جداول را تایید می‌کند. کوتاه بودن طول فاصله اطمینان حاکی از دقت بالا و نوسانات کم (واریانس) برآوردها دارد.

نتیجه‌گیری

هدف مقاله حاضر کاهش متغیرهای ورودی الگو INCA-N با

2- Immobilization

3- Nitrogen fixation

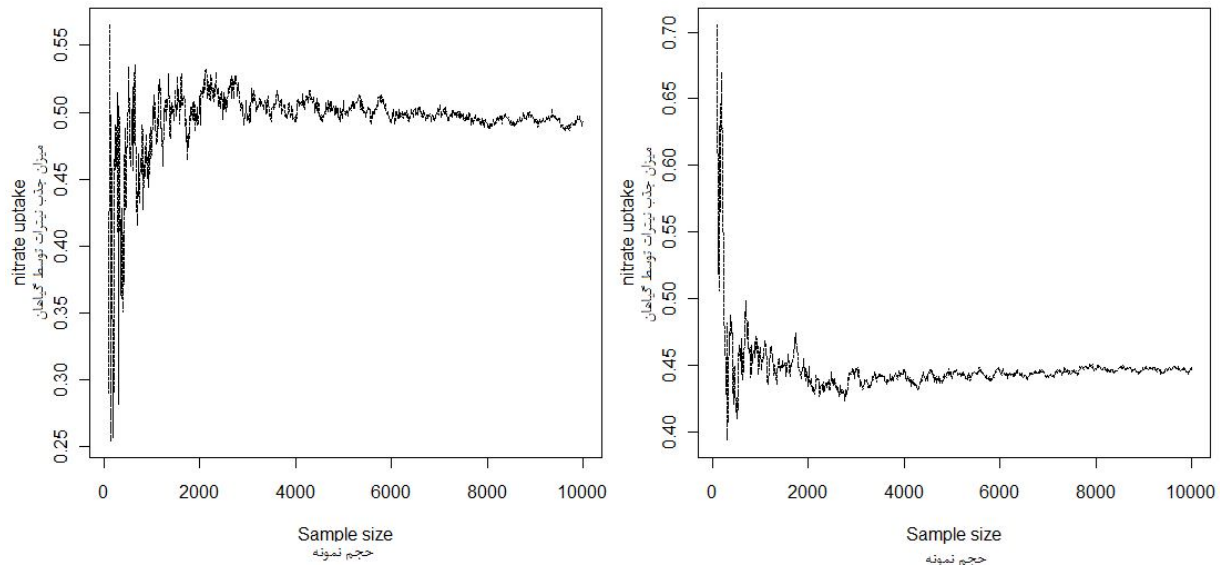
4- Plant ammonium uptake

5- Max nitrate uptake

1- Plant nitrate uptake

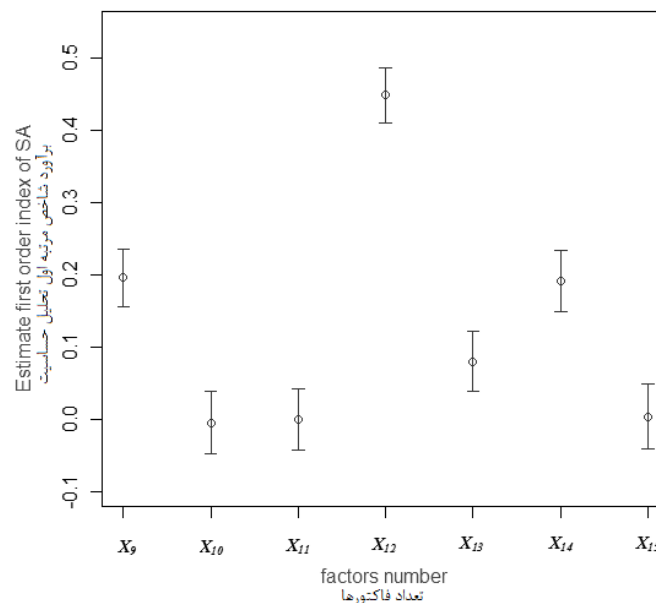
نزدیکتر باشد میزان اهمیت متغیر مورد بررسی بیشتر و بالعکس هرچه مقدار این شاخص به صفر نزدیکتر باشد عامل مورد بررسی غیرضروری خواهد بود، میانگین برآوردی این شاخص برای متغیرهای "میزان جذب نیترات توسط گیاهان"، "نرخ نیترات زدایی"، "آلی سازی" و "معدنی سازی" به ترتیب برابر 0/44، 0/189، 0/182 و 0/072 است.

روش تحلیل حساسیت واریانس مبنا و به کارگیری شاخص های حساسیت مرتبه اول و کل بود. منطقه مورد مطالعه و اطلاعات مربوطه از حوضه آبریز رودخانه توید اخذ شده است. تعداد متغیرهای اولیه الگو برابر 7 است. شاخص های حساسیت واریانس - مبنا با روش مونت کارلو مینا و اعداد شبه تصادفی برآورد شد تا امکان شناسایی متغیرهای ضروری و غیرضروری بر میزان بار نیتروژن ورودی به آب رودخانه فراهم گردد. اگر شاخص حساسیت اصلی (اثر اصلی) به یک



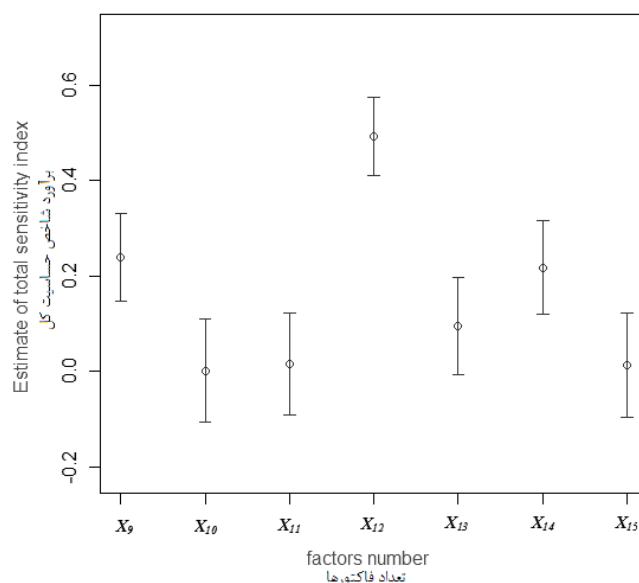
شکل 3- روند همگرایی اثر اصلی (سمت راست) و اثر کل (سمت چپ) در متغیر X_{10}

Figure 3- convergence trend of main effect (Right side) and Total effect (left side) variable X_{10}



شکل 4- فاصله اطمینان 95% اثر اصلی متغیرهای الگو INCA-N در نمونه به حجم 4000

Figure 4- 95% Confidence Interval of Main Effect INCA-N Variables In sample Size 4000



شکل 5- فاصله اطمینان 95% اثر کل متغیرهای الگو INCA-N در نمونه به حجم 4000
Figure 5- 95% Confidence Interval of Total Effect INCA-N Variables In sample Size 4000

جدول 2- کران‌های بالا و پایین (فاصله اطمینان استرایی) متغیرهای الگو INCA-N در حجم نمونه 4000

Table 2- Confidence interval (Bootstrap) of variables of INCA-N in sample size 4000

رتبه متغیر Rank of variable	متغیر Variable	اثر اصلی Main effect			اثر کل Total effect		
		کران پایین LCL	میانگین Mean	کران بالا UCL	کران پایین LCL	میانگین Mean	کران بالا UCL
2	(X ₉) نترات زدایی Nitrification	0.0701	0.1896	0.3084	-0.0145	0.2489	0.5123
7	(X ₁₀) ثابت نیتروژن جو Nitrogen Fixation	-0.1478	-0.0106	-0.0106	-0.3051	0.0043	0.3138
1	(X ₁₁) نترات جذبی گیاهان Plant nitrate uptake	0.323	0.4453	0.4453	0.2492	0.4961	0.743
6	(X ₁₂) بیشینه نترات جذبی Maximum nitrate uptake	-0.1426	-0.01	-0.01	-0.2756	0.0266	0.3298
4	(X ₁₃) معدنی سازی Mineralization	-0.0684	0.0725	0.0725	-0.1937	0.1059	0.4056
3	(X ₁₄) آلی سازی Immobilization	0.061	0.1826	0.1826	-0.0472	0.2272	0.5017
5	(X ₁₅) جذب آمونیوم گیاهی Plant ammonium uptake	-0.1404	-0.004	-0.004	-0.2874	0.0189	0.3253

جدول 3- اثرات متقابل متغیرهای تاثیرگذار با سایر متغیرها

Table 3- Interaction of variable with other variable

نام متغیر Name	جذب توسط گیاهان Plant nitrate uptake	نرخ نترات زدایی Nitrification rate	آلی سازی Immobilization	نرخ معدنی سازی Mineralization
اثرات متقابل با سایر متغیرها Interaction effect	0.051	0.04	0.044	0.023

متغیرها غیرضروری هستند (جداول 2 و 3). از این رو می‌بایست برای کنترل نیتروژن ورودی به آب رودخانه ابتدا میزان جذب نترات توسط

مقادیر این شاخص برای سه متغیر نیتروژن هوا، برداشت آمونیاک توسط گیاه و ماکزیمم برداشت نیتروژنی نزدیک به صفر بوده و این

عبارتنداز: میزان جذب نیتروژن توسط گیاهان، آلی سازی، نرخ نیترات زدایی و معدنی سازی (31). متغیرهای میزان جذب نیتروژن توسط گیاهان، نرخ نیترات زدایی، آلی سازی و معدنی سازی در هر دو پژوهش ضروری تشخیص داده شدند. اما اولیّت بندی اهمیت متغیرهای بین متغیر دوم و سوم (نرخ نیترات زدایی، آلی سازی) در دو پژوهش متفاوت است. علت رخداد این اختلاف در انتخاب حجم نمونه اولیه، نداشتن حجم نمونه بهینه در تحقیق شاهسونی و گریموال است. در واقع این محققین بدون در نظر گرفتن مسئله پایایی شاخص های حساسیت و انتخاب حجم نمونه مناسب، تحلیل حساسیت مدل INCA-N را تنها با محاسبه اثر اصلی و حجم نمونه برابر 9000 انجام دادند. همچنین شرایط بحرانی می توان متغیر آلی سازی را حذف کرد. زیرا میزان جذب نیترات توسط گیاهان، تقریباً دو برابر نیترات سازی، آلی سازی و حدود 5 برابر متغیر معدنی سازی است. یعنی متغیر معدنی سازی اهمیت کمتری نسبت به سه متغیر دیگر دارد (شکل های 5 و 6). بنابراین می توان الگو INCA-N را تابعی با حداکثر چهار متغیر و حداقل 3 در نظر گرفت. اینکار موجب صرفه جوی در وقت و هزینه می شود.

گیاهان، سپس نرخ نیترات زدایی، آلی سازی و در نهایت نرخ معدنی سازی مورد توجه و کنترل قرار گیرند. رابطه میزان بار نیتروژن ورودی به آب رودخانه با متغیرهای 1 تا 3 رابطه معکوس (هرچه میزان عوامل مذکور بیشتر باشد نیتروژن ورودی به آب رودخانه کمتر) و با نرخ معدنی سازی رابطه مستقیم (هرچه مقدار معدنی سازی کمتر باشد نیتروژن ورودی به آب رودخانه کمتر) است. اثر کل متغیرهای مذکور به ترتیب برابر 0/49، 0/248، 0/227 و 0/106 است. مجموع اثرات اصلی متغیرها برابر 0/89 است که نشان می دهد 0/11 اثرات متقابل بین متغیرها (تفاوت اثر کل و اثر اصلی) وجود دارد. اثر متقابل میزان جذب نیترات توسط گیاهان با سایر متغیرهای برابر 0/05 متغیر نرخ نیترات زدایی 0/059، آلی سازی 0/045 و معدنی سازی 0/034 است. نتایج نشان داد که حضور چهار متغیر به دلیل داشتن مقادیر بیشتر اثر اصلی و اثر کل در مقایسه با سایر متغیرهای در الگو ضروری هستند. بررسی اثر متقابل متغیرها نیز نشان داد که اثرات متقابل بین این متغیرها ناچیز و حداکثر 0/059 بود. لذا متغیرها، اثر متقابل قابل توجهی نیز ندارند و قابل چشم پوشی است (جدول 3). شاهسونی و گریموال در این راستا و تنها با برآورد اثر اصلی نشان دادند مهمترین عوامل تاثیر گذار بر میزان بار نیتروژن ورودی به آب رودخانه به ترتیب

منابع

- 1- Archer G.E.B. Saltelli A., and Sobol I.M. 1997. Sensitivity Measures, Anova-Like Techniques and the Use of Bootstrap. Statistical Computation. 58: 99-120.
- 2- Bhattacharyya K.G., and Gupta S.S. 2006. Pb (II) uptake by kaolinite and montmorillonite in aqueous medium: Influence of acid activation of the clays. Colloids Surface. 277:191-200.
- 3- Campolongo F., Cariboni J., and Saltelli A. 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. Environmental Modelling and Software. 22:1509-1518.
- 4- Cuiker R.I., Schaibly J.H., Schuler A.G. 1975. Study of the Sensitivity of coupled Reaction System to Uncertainties in Rate Coefficient. III Analysis of the Approximations. Chemical Physics. 63:1140-1149.
- 5- Cukier R.I., Fortuin C.M., Schuler K.E., Petschek A.G., and Schaibly J.H. 1973. Study of the sensitivity of coupled reaction systems to uncertainties in rate coefficients in theory. Chemical Physics. 59: 3873-3878.
- 6- Cukier R., Levine H., and Shuler K. 1978. Nonlinear sensitivity analysis of multiparameter model systems, Computational Physics. 26:1-42.
- 7- Helton J.C., Johnson J.D., Salaberry C.J., Storlie C.B. 2006. Survey of sampling based methods for uncertainty and sensitivity analysis. Reliability Engineering and System Safety. 91:1175-1209.
- 8- Homma T., and Saltelli. A. 1996. Importance measures in global sensitivity analysis of nonlinear models. Reliability Engineering and System Safety. 52:1-17.
- 9- Hornberger G., and Spear, R. 1981. An approach to the preliminary analysis of environmental systems. Environmental Management. 7: 7-18.
- 10- Iman R., and Hora S. 1990. A robust measure of uncertainty importance for use in fault tree system analysis. Risk Analysis. 10(3):401-403.
- 11- Ishigami T., and Homma T. 1996. An importance qualification technique in uncertainty analysis for compute models, in: Proceedings of the Isuma '90. First International Symposium on Uncertainty Modelling and Analysis, University of Maryland, 3-5 December.
- 12- Jarvie H. P., Wade A.J., Butterfield D., Whitehead P.G., Tindall C. I., Virtue, W.A., Dryburgh W. and McCraw A. 2002. Modelling nitrogen dynamics and distributions in the River Tweed, Scotland: an application of the INCA-N model, Hydrol. Earth Sys. Sci. 6:443-453.
- 13- Karaivanova A., Dimov I., and Ivanovska S. 2000. A Quasi-Monte Carlo Method for Integration with Improved Convergence.
- 14- Krzykacz-Hausmann B. 1990. Gesellschaft fuer Reaktor Sicherheit (GRS) MbH. Technical Report GRS-A-1700,

Garching.

- 15- Levy G., An introduction to quasi-random numbers. 2002. NAG Ltd, Oxford, UK
- 16- McKay M., 1996. Variance-based methods for assessing uncertainty importance in nureg-1150 analysis. Technical Report LA-UR-96-2695, 1, Los Alamos Laboratories.
- 17- Medici C., Bernal S., Butturini A., Sabater F., Martin M., Wade A.J., and Frances F. 2010. Modelling the inorganic nitrogen behaviour in a small Mediterranean forested catchment, Fuirosos (Catalonia). *Hydrology and Earth System Sciences*. 14 (2):223-237.
- 18- Mishra P.C., and Patel R.K. 2009. Use of agricultural waste for the removal of nitrate- nitrogen from aqueous medium. *Environmental Management*. 90:519-522.
- 19- Morris M.D. 1991. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics*. 33:161–174.
- 20- Ozturk N., and Ennil Kose T. 2008. A kinetic study of nitrite adsorption onto sepiolite and powdered activated carbon. *Desalination*. 223:174-179.
- 21- Ranzin M., Forti M.C., Whitehead P.G., Arcova F.C.S., Cicco V.de and Wade A.J. 2007. Integrated Nitrogen Catchment model (INCA-N) applied to a tropical catchment in the Atlantic Forest, Sao Paulo, Brazil. *Hydrology and Earth System Sciences*. 11(1):pp.614-622.
- 22- Saltelli A., Sobol' IM., 1995. About the use of rank transformation in sensitivity analysis model. *Reliable Eng Syst. Saf.* 50:225–39.
- 23- Saltelli A, Tarantola S, Chan K. A. 1999. quantitative model-independent method for global sensitivity analysis of model output, *J. of Technometrics*. 41(1).
- 24- Saltelli A., Andres T.H. Homma, T. 1993. Some new techniques in sensitivity analysis of model output. *Comput. Statist. Data Anal.* 15:211–238.
- 25- Saltelli, A. 2002. Sensitivity Analysis for Importance Assessment. *Risk Analysis*. 22:3.
- 26- Saltelli A., Annoni P., Azzini I., Campolongo F., Ratto M., Tarantola S., 2010. Variance based sensitivity analysis of model output. Design and estimator for the total sensitivity index, *J. Computer Physics Communications*. 181:259–270.
- 27- Saltelli A., Ratto M., Andres T., Campolongo F., Cariboni J., Gatelli D., Saisana M., Tarantola S. 2008. *Global sensitivity analysis The Primer*. John Wiley & Sons Ltd. 1.
- 28- Saltelli A., Sobol' I.M. 1995. About the use of rank transformation in sensitivity analysis of model output *Reliability Engrg. Syst. Safety*. 50:225–239.
- 29- Saltelli A., Tarantola S., Campolongo F., Ratto M., 2004. *Sensitivity Analysis in Practice*. John Wiley & Sons Ltd. 1.
- 30- Santner T.J., Williams B.J., Notz W. I. 2003. *The Design and Analysis of Computer Experiments*. Springer, New York . 1.
- 31- Shahsavani D., Grimvall A. 2011. Variance-based sensitivity analysis of model outputs using surrogate models. *Environmental Modelling and Software*. 26(6): 723-730.
- 32- Sobol I.M. 1998. On quasi-Monte Carlo integrations. *Mathematics and Computers in Simulation*. 47, 103±112.
- 33- Sobol I. M. 1993. Sensitivity analysis for non-linear mathematical models. *Mathematical Modelling and Computational Experiment*. 1:407–414. English translation of Russian original paper Sobol' (1990).
- 34- Tarantola S. Gatellia D., Mara T. A. 2006. Random balance designs for the estimation of first order global sensitivity indices. *Reliability engineering and system safety*. 91(6):717-727.
- 35- Wade A. J., Durand P., Beaujouan V., Wessel W. W., Raat K. J., Whitehead P. G., Butterfield D., Rankinen K., Lepisto A. 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA-N, new model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*. 6:559-582.
- 36- Whitehead P. G., Wilson E. J., Butterfield D. 1998a. A semi-distributed nitrogen model for multiple source assessments in catchments (INCA-N): Model structure and process equations. *Science of the Total Environment*. 210/211:547-558.
- 37- Whitehead P., Butterfield, D. and Wade, A. 2008. Potential impacts of climate change on river water quality, Environment Agency, Science Report – SC070043/SR1.
- 38- Whitehead., P. 2007. A Water Quality Modelling Study of Roşia Montană and the Abrud, Aries and Mures River Systems: Assessing Restoration Strategies and the Impacts of Potential Pollution Events model systems, *Computational Physics*. 26:1–42.
- 39- Xing X., Gao B., Yue Q., and Zhong Q.Q., 2010. Preparation of agricultural by-product based anion exchanger and its utilization for nitrate and phosphate removal. *Bioresource Technology*. 101: 8558-8564.



Reduction of variable nitrogen river water loading model by variance based sensitivity analysis, Case Study: Tweedriverbasin

M. Janfada^{1*} - D. Shahsavani²

Received: 05-08-2014

Accepted: 21-01-2015

Introduction: The nitrogen cycle may be affected by chemical fertilization and industrial waste water. Nitrate can affect the human body through water and food, which can be transformed into nitrate and nitrosamine as a threat for humans and aquatic life. Therefore, detecting the influential elements and factors on this cycle, are essential from the environmental protection point of view. Many of scientists utilize mathematical models for these kind of problems. These models encompass linear and nonlinear differential equations that are solved by numerical computer codes. The numerical codes are called "Deterministic computer models", and running the model with different input values is called a computer experiment. One of the most famous models for the estimation of nitrogen river load is INCA-N (Integrated Nitrogen in Catchments).

Materials and Methods: INCA-N is a semi-distributed, process-based deterministic model of the flow of water and nitrogen through catchments. It simulates the key factors and processes that affect the amount of NO_3 and NH_4 stored in the soil and groundwater systems, and it feeds the outputs from these systems into a multi-reach river model. INCA-N has different input variables, thus detection of inactive variables of INCA-N is important. Because of reducing the input variables and simplifying of model, sensitivity analysis methods are used.

Sensitivity analysis involves sampling based, screening based and monte-carlo based and variance based method. Variance based method, which is used in this paper, detects the important variable and interaction effects. The main effect (first-order index) and total effect are most popular and important indices in variance based sensitivity analysis. These indices are multiple integrals based on the concepts of conditional mathematical expectation and conditional variance. The first-order index represents the main effect contribution of each input factor to the variance of the output. The total effect index accounts for the total contribution to the output variation due to factor X_i , i.e. its first-order effect plus all higher-order interaction effects. These indices are defined based on multidimensional integral which is estimated by simulation techniques.

In this paper, after introducing variance based approach and estimation of sensitivity indices with Monte Carlo and quasi random number, our attention is focused on sensitivity analysis of INCA-N model in the Tweed river. In this study the derived output is the average annual riverine load of inorganic nitrogen over a period of seven years.

Results and Discussion: The results of sensitivity analysis in optimized sample size showed that four variables, out of seven, of INCA-N are important:

1. "Plant nitrate uptake." The average main effect and total effect of this variable are 0.44 and 0.49, respectively. The difference between the total effect and main effect, which is 0.051, indicates that this factor does not have any significant interaction with other input variables in the model.

2. "Denitrification rate". The mean and standard deviation for the main effect were 0.247 and 0.189, whereas these two measures for the total effect are 0.248 and 0.366, respectively.

3. "Immobilization". The mean and standard deviation of immobilization were 0.182 and 0.787 for the main effect, and they are 0.227 and 0.3736 for the total effect respectively.

4. "Mineralization rate". The mean and standard deviation of this variable were 0.072 and 0.268 for the main effect, and 0.106 and 0.391 for the total effect, respectively.

The main and total effect of these four variables are (0.44, 0.49), (0.247, 0.248), (0.182, 0.227), (0.072, 0.106). It can be mentioned that, the interaction between these variables are so weak (maximum = 0.059). Three other variables nitrogen fixation, ammonium plant uptake and maximum nitrogen uptake is not important. Thus the sensitivity analysis method has good efficiency in the reduction of variation.

Conclusions: To manage the riverine load of inorganic nitrogen in the Tweed River at least four factors, including nitrate uptake rate by plants, denitrification rates, immobilization and mineralization, should be controlled. The variance based method makes it possible to detect the important variables. In other words, the

1 and 2- M.Sc. in Statistics and Associate Professor in Statistics, Division of Statistics, Department of Mathematics, Shahrood University of Technology

(*- Corresponding Author Email: Ma.janfada65@gmail.com)

sensitivity analysis Its of INCA-N model showed that for controlling the nitrogen entering the Tweed River, at least three factors of "plants nitrate uptake," "denitrification rate" and "immobilization" should be taken into consideration. In addition to these three factors, mineralization can be considered as the fourth factor affecting the nitrogen load.

Keywords: Deterministic computer models, Nitrogen, Dimension reduction, Monte Carlo method, INCA-N model



بهینه‌سازی تخصیص اراضی و آب آبیاری مبتنی بر دیدگاه بیلان آب با استفاده از برنامه‌ریزی خطی

حمیدرضا مرادی^{۱*} - خلیل جلیلی^۲ - امید بزرگ حداد^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۰۹

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۰/۲۸

چکیده

بهینه‌سازی تخصیص منابع یکی از راهکارهای مناسب برای دستیابی به توسعه پایدار و کاهش هدررفت منابع است. در دشت اسلام‌آباد غرب استان کرمانشاه به منظور دستیابی به توسعه پایدار و تخصیص بهینه اراضی به محصولات الگوی کشت، محدودیت‌های موجود لحاظ گردید و برای بیشینه سازی سود تولید، توابع هدف و محدودیت با برنامه‌ریزی خطی فرموله و با استفاده از روش سیمپلکس به کمک نرم افزار LINGO حل شد. سه سناریوی مدیریتی و ۶ برنامه عملیاتی با لحاظ محدودیت‌های موجود شامل دسترسی به منابع، تناوب زراعی، اجتماعی-اقتصادی و غیر منفی بودن متغیرها تحلیل و آنالیز حساسیت شدند. نتایج حاصله بیانگر آن است که در کلیه سناریوهای مدیریتی کشت‌های آبی محصولاتی چون چغندر، ذرت، نخود، گوجه فرنگی و جالیز از الگوی کشت بهینه حذف شدند. گندم در ۲ سناریو و ۵ برنامه عملیاتی، افزایش سطح زیر کشت داشته است. میزان سود حاصل از بهینه‌سازی در کلیه سناریوهای مدیریتی مثبت بوده و این افزایش از ۱۹ تا ۵۵ درصد متغیر است نتایج بدست آمده از تجزیه و تحلیل حساسیت نیز نمایانگر تاثیر پذیری زیاد توابع هدف از میزان آب در دسترس، سطح کل اراضی و سطح کشت یونجه است.

واژه‌های کلیدی: اسلام آباد غرب، الگوی کشت، توسعه پایدار، روش سیمپلکس، نرم افزار LINGO

مقدمه

بهینه‌سازی مصرف و تخصیص منابع آب موجود بویژه در بخش کشاورزی به عنوان یک عامل تاثیرگذار در حفاظت محیط زیست و یک راهکار پایدار در مدیریت منابع آب ضروری است (۱۷) و برای مدیریت مؤثر منابع و تحقق توسعه پایدار منابع تجدیدپذیر آب زیرزمینی یک منطقه، محاسبه بیلان و رعایت محدودیت‌های برداشت یک پیش‌نیاز اساسی است (۷). این مهم در مورد منابع آب زیرزمینی با کنترل تغییرات تراز میسر می‌شود (۱۳).

حفظ تعادل مناسب بین مسائل زیست محیطی و تقاضاهای انسانی و بهره‌برداری بهینه از منابع تحت تقاضاهای پیچیده در یک حوضه و یا آبخوان نیازمند استفاده از تکنیک‌های ریاضی است (۱۷) در این راستا، ترکیبی از دو تکنیک قدرتمند تجزیه و تحلیل، شامل شبیه‌سازی و بهینه‌سازی در فرآیند تصمیم‌گیری و مدیریت بهینه

اقتصادی پروژه‌ها بسیار مؤثر و راهگشا است (۳). کارایی بالای مدل برنامه‌ریزی خطی در تخصیص بهینه آب آبیاری در الگوی چند محصوله توسط مهدیمرادی و همکاران (۱۲)، بهینه سازی برداشت تلفیقی منابع آب توسط ودولا و همکاران (۱۹) گزارش شده است. جلیلی و همکاران (۹) بهینه سازی کاربری اراضی را به منظور کمینه سازی فرسایش خاک و بیشینه سازی سود با استفاده از برنامه‌ریزی خطی و بکارگیری مدل بهینه ساز ADBASE انجام دادند. نتایج نشان دهنده کارایی مدل در حل مسئله و کاهش ۷/۷۸ درصدی فرسایش و افزایش ۱۸/۶۲ درصدی سود سالانه در حالت بهینه می‌باشد. نتایج تحقیقات مولینا و همکاران (۱۴) در بکارگیری سیستم پشتیبانی تصمیم‌گیری برای مدیریت جامع منابع آب در جنوب شرقی اسپانیا، نشان داد که در شرایط فعلی، بیلان آبخوان منفی بوده و حتی با استفاده از ملاحظات منطقی نیز ممکن نیست که آبخوان به حالت طبیعی برگردد. به این ترتیب هر گونه مداخله برای کاهش افت نیز به ناچار تأثیر منفی روی درآمد کشاورزی می‌گذارد. جلیلی و همکاران (۱۰) برداشت بی رویه و مدیریت نامناسب و نظارت ناکافی دهه گذشته بر میزان آب استخراجی از آبخوان اسلام‌آباد غرب را عامل افت ۷ متری سطح آب زیرزمینی و کشت دیم ۱۶ هزار هکتار از

۱ و ۲- دانشیار و دانش آموخته دکتری گروه مهندسی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

(*)- نویسنده مسئول: (Email: hrmoradi@modares.ac.ir)

۳- دانشیار گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشگاه تهران

کشت موجودف بهترین سناریوی مدیریتی را ارائه می دهد که علاوه بر تأمین تقاضای مواد غذایی منطقه، محدودیت های اجتماعی و اقتصادی نیز رعایت گردیده است. تخصیص بهینه آب با لحاظ ۳ هدف اجتماعی و ۲ موضوع اقتصادی و زیست محیطی در جهت تخصیص پایدار آب توسط روزبهرانی و همکاران (۱۶) مورد پژوهش قرار گرفت. استفاده از تکنیک های برنامه ریزی نشان از اختصاص ۸۳ درصد از منابع آبی حوضه آبخیز به نیازمندی های زیست محیطی حوضه دارد.

بهبودسازی استحصال با لحاظ محدودیت های مرتبط با بهره برداران و تحلیل شرایط بهینه در وضعیت فعلی و سناریوهای مدیریتی مبتنی بر اسناد توسعه پایدار بخش آب در سازمان مدیریت منابع آب ایران، با استفاده از مدل های برنامه ریزی ریاضی هدف اصلی این تحقیق می باشد. نتایج حاصل یک دید مدیریتی جامع را برای کارشناسان و تصمیم گیران فراهم خواهد نمود تا بتوانند با یک دید جامع نگر و با تحلیل روند بهره برداری منابع از گذشته تاکنون، تصمیمات اصولی اتخاذ نمایند. به عبارت دیگر، هدف اصلی این مقاله یافتن مناسب ترین تخصیص زمین به محصولات مختلف کشاورزی و باغی با هدف قرار دادن بیشینه سازی درآمد خالص بهره برداران و رعایت محدودیت دسترسی به منابع آب و زمین می باشد.

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه دشت اسلام آباد غرب، در حوضه آبریز سیمره و کرخه علیا در جنوب غربی استان کرمانشاه و در محدوده ۱۵ ۴۶ تا ۲۴ ۳۳ طول شرقی و ۲۰ ۳۴ تا عرض شمالی واقع است. حداقل و حداکثر ارتفاع منطقه به ترتیب ۱۲۹۱ و ۲۳۴۲ متر از سطح دریا می باشد. دشت اسلام آباد غرب دارای ۱۹۴۳۸ هکتار مساحت، ۱۴ محصول کشاورزی و باغی در الگوی کشت می باشد. بارش متوسط سالانه منطقه ۴۶۳/۲ میلیمتر می باشد. دسترسی مناسب، وجود ۵ حلقه چاه اکتشافی و ۲۰ حلقه چاه مشاهده ای، اطلاعات قابل استنادی را در زمینه شبیه سازی آبخوان و تحلیل بیلان آن و نیز روند برنامه ریزی و مدیریت نوسانات سطح آب زیرزمینی فراهم نموده است. شکل ۱ موقعیت جغرافیایی دشت اسلام آباد غرب را در استان و کشور نشان می دهد.

داده ها و اطلاعات مورد نیاز تحقیق

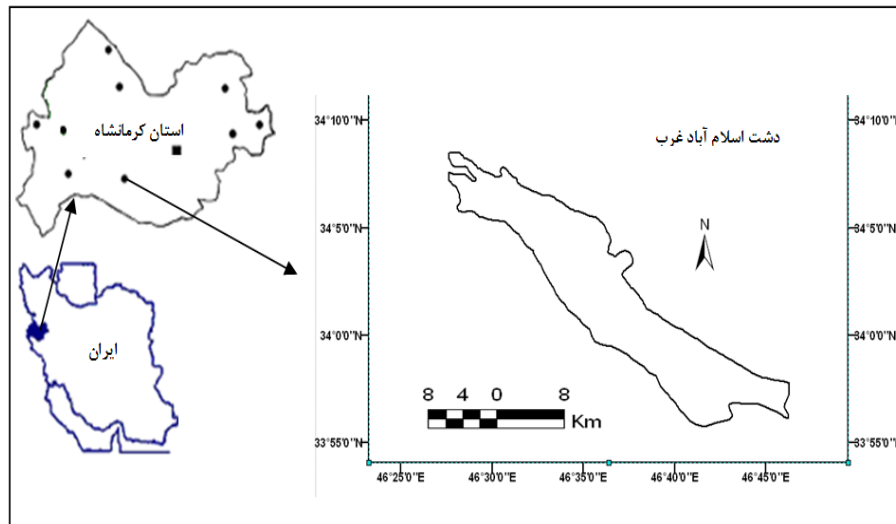
داده ها و اطلاعات پایه و نیز اطلاعات ژئوهیدرولوژی منطقه از شرکت آب منطقه ای استان کرمانشاه دریافت گردید. با توجه به موقعیت مکانی و اطلاعات استخراجی از چاه های مشاهده ای و اکتشافی، تحلیل های لازم در بخش آب زیرزمینی صورت گرفت و ضرایب ذخیره و نیز نقشه های هم سطح آب زیرزمینی به منظور

اراضی حاصلخیز این دشت معرفی نموده اند. فلاح مهدی پور و همکاران (۶) نشان دادند که دیدگاه شبیه سازی مبتنی بر برنامه ریزی ژنتیک یک ابزار مؤثر در تعیین سطوح آب زیرزمینی است. سفلی و همکاران (۱۸) و آلکالا و همکاران (۱) و حسن اصفهانی و همکاران (۸) و روزبهرانی و همکاران (۱۶) بر ضرورت پیش بینی تأثیرات زیست محیطی سناریوهای مدیریتی و ضرورت تعیین اقتصادی ترین سناریوی پیشنهادی تأکید نموده اند. این محققان علاوه بر حفظ پایداری سیستم های طبیعی، بیشینه سازی سوددهی منابع در جهت حفظ منافع بهره برداران را مدنظر قرار داده اند. فرموله نمودن شرایط پیچیده حاکم بر اکوسیستم های طبیعی به منظور بهینه سازی مدیریت منابع توسط پژوهشگران مختلفی از جمله صادقی و همکاران (۱۷) در بهینه سازی کاربری اراضی در مقیاس حوضه آبخیز؛ لی و گوو (۱۱) در بهره برداری بهینه تخصیص منابع آب آبیاری در شرایط عدم قطعیت و با بهینه کردن مزایای اکولوژیکی، اقتصادی و اجتماعی اراضی؛ آلماراز و همکاران (۲) در طراحی شبکه های تخصیص آب مورد توجه قرار گرفته است. همچنین حسن اصفهانی و همکاران (۸)، در ارزیابی تخصیص بهینه آب آبیاری با استفاده از دیدگاه بیلان آب و روزبهرانی و همکاران (۱۶) در تخصیص بهینه و پایدار آب برای دستیابی به منافع اقتصادی، اجتماعی و زیست محیطی آب، روش بهینه سازی مدیریت منابع را پیشنهاد نموده اند.

دیوکار و همکاران (۵) در تایلند از مدل ترکیبی تعیین آب قابل دسترس و مدل بهینه ساز تخصیص استفاده نموده و نشان دادند که سطح رضایت مندی و بازگشت اقتصادی حالت بهینه نسبت به تجارب وضعیت موجود بهبود یافته است. سفلی و همکاران (۱۸) با شبیه سازی سناریوهای مدیریت آب زیرزمینی در آبخوان، علاوه بر پیش بینی تأثیرات محیطی بر شرایط بهره برداری کنونی و آتی در کل سیستم، اقتصادی ترین سناریوی بهره برداری را تا سال ۲۱۰۰ پیشنهاد نمودند. آلکالا و همکاران (۱)، یک مدل هیدرولوژی-اقتصادی را به منظور تشریح پویایی وابستگی آب زیرزمینی و مسائل اقتصادی برای استفاده پایدار در اراضی خشک با داده های محدود معرفی نمودند. آلماراز و همکاران (۲) به منظور طراحی شبکه تخصیص آب و تعیین عناصر و معیارهای تأثیرگذار در فرآیند حل مسائل چند هدفه، شبکه های بهینه سازی مختلف را با یکدیگر مقایسه نمودند. حسن اصفهانی و همکاران (۸) به ارزیابی تخصیص بهینه آب آبیاری با استفاده از دیدگاه بیلان آب پرداخته و یک دیدگاه مدل سازی را معرفی نمودند که با کاهش ۲۰ درصدی در کمیت آب مورد استفاده تغییری در میزان سود حاصل ایجاد نخواهد شد. داس و همکاران (۴) استفاده تلفیقی آب های سطحی و زیرزمینی را برای بسیاری از مناطق جهان مفید دانسته و با استفاده از مدل برنامه ریزی خطی، تخصیص منابع آب و خاک را به بخش های مختلف حوضه بهینه نمودند. نتایج مدل نشان داد که ۲۰ درصد انحراف در الگوی

شد. حجم آب استحصالی با بررسی کاربری‌های مختلف صنعتی، شرب، کشاورزی و دامی در منطقه و آبدی قنات و چاه‌های کشاورزی با سنجش میدانی به دست آمد.

تحلیل نوسانات سطح ایستابی در دشت ترسیم گردید. نیاز آبی محصولات مختلف الگوی کشت منطقه با استفاده از نتایج تحقیقات انجام شده این محصولات با استفاده از نرم افزار Cropwat محاسبه



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی دشت اسلام آباد غرب

Figure 1- Geographical location of West Islam Abad Plain

$$Max(Z) = \sum_{i=1}^n C_{Bi} X_i \quad (1)$$

توابع محدودیت شامل روابط (۲) تا (۱۲) می‌باشند:

$$C_{WUi} \leq B_1 \quad (2)$$

$$X_1 + X_2 + \dots + X_{14} \leq B_2 \quad (3)$$

$$X_1 = X_2 + X_3 + X_4 + X_5 + X_8 + X_9 \quad (4)$$

$$X_{11} + X_{12} = X_{13} + X_{14} \quad (5)$$

$$X_{10} \geq B_3 \quad (6)$$

$$X_{10} \leq B \quad (7)$$

$$X_7 \geq B_5 \quad (8)$$

$$X_7 \leq B_6 \quad (9)$$

$$X_6 \geq B_7 \quad (10)$$

$$X_7 \leq B_8 \quad (11)$$

$$X_1, X_2, \dots, X_{14} \geq 0 \quad (12)$$

که در این روابط Z درآمد خالص سالانه، X_i ، CB_i ، CWU_i به ترتیب مساحت زیرکشت، درآمد خالص و نیاز آبی هر محصول، B_1 حجم آب قابل بهره‌برداری مطابق سناریوهای مدیریتی، B_2 سطح کل اراضی دشت، B_3 ، B_5 و B_7 ، سطح اراضی باغی، سبزی کاری و یونجه کاری، B_4 ، B_6 و B_8 نیز به ترتیب بیشترین سطح اراضی باغی، سبزی کاری و یونجه کاری است.

برای افزایش دقت و نزدیک شدن به حجم واقعی برداشت، نوع محصول، سطح زیر کشت هر چاه، تعداد روز دور آبیاری و میزان ساعت متوسط کارکرد چاه در روزهای آبیاری نیز از طریق مصاحبه با بهره‌برداران ثبت گردید. با داشتن اطلاعات برداشت، افت سطح آبخوان در سال بیلان، سطح بیلان و ضریب ذخیره دشت که از تحلیل‌های ژئوهیدرولوژی چاه‌های اکتشافی منطقه به دست آمد؛ حجم اضافه برداشت آب زیرزمینی محاسبه گردید. حجم آب مجاز قابل استحصال نیز از تفاضل آب برداشت شده و حجم اضافه برداشت آبخوان در سال بیلان به دست آمد.

سناریوهای مدیریتی و برنامه‌های عملیاتی نیز منتج از برنامه توسعه بلند مدت مدیریت منابع آب زیرزمینی کشور است که بر اساس آن طی ۵ سال باید بیلان منفی آبخوان جبران شده و طی ۲۰ سال سطح آب زیرزمینی به سطح ایستابی اولیه برسد. لذا بهینه‌سازی برای ۳ سناریوی مدیریتی و ۶ برنامه عملیاتی مطابق جدول ۱ صورت گرفت.

روش تحقیق

پس از تهیه اطلاعات مورد نیاز برای حل مسئله و تعیین محدودیت‌های موجود در منطقه، مسئله بهینه‌سازی در دشت اسلام‌آباد غرب به صورت زیر فرمول‌بندی گردید:

تابع هدف طبق رابطه (۱) بیان می‌شود:

توابع هدف و محدودیت در مدل بهینه‌سازی

در شرایط فعلی امکان تغییر در استفاده از اراضی مسکونی، صنعتی و راه‌ها وجود ندارد. لذا مناطق مذکور از سطح کل کسر شده و سطح بهینه‌سازی (۱۹۴۳۸ هکتار) به دست آمد. پس از محاسبه تولید، درآمد ناخالص و هزینه‌های کاشت، داشت و برداشت؛ سود خالص سالانه هر محصول به عنوان ضریب در تابع هدف مورد استفاده قرار گرفت. برای محدودیت دسترسی به آب، نسبت به تعیین نیاز آبی محصولات مختلف اقدام و به عنوان ضریب برای متغیرها مورد استفاده قرار گرفت. سایر محدودیت‌ها نیز از طریق پیمایش میدانی و مصاحبه چهره به چهره در منطقه استخراج و توابع محدودیت نهایی شد. شکل عمومی مسئله موجود در دشت اسلام آباد غرب به صورت رابطه (۱۳) نوشته شد:

$$\begin{aligned} \text{Max}(Z) = & 3.821 \cdot X_1 + 7.67 \cdot X_2 + 3.439 \cdot X_3 + 8.1 \cdot X_4 + 1.698 \cdot X_5 \\ & + 2.196 \cdot X_6 + 4.72 \cdot X_7 + 1.24 \cdot X_8 + 6.14 \cdot X_9 + 7.4 \cdot X_{10} \\ & + 0.726 \cdot X_{11} + 0.072 \cdot X_{12} + 1.71 \cdot X_{13} + 1.09 \cdot X_{14} \end{aligned} \quad (13)$$

که در آن:

متغیرهای تصمیم که با اندیس i در الگوی برنامه‌ریزی خطی مشخص شده‌اند شامل ۱۴ محصول عمده زراعی و باغی به ترتیب گندم آبی ($i=1$)، چغندرقد ($i=2$)، ذرت ($i=3$)، سیب زمینی ($i=4$)،

نخود آبی ($i=5$)، یونجه ($i=6$)، سبزیجات ($i=7$)، جالیز ($i=8$)، گوجه فرنگی ($i=9$)، باغات میوه ($i=10$)، گندم دیم ($i=11$)، جو دیم ($i=12$)، نخود دیم ($i=13$) و عدس ($i=14$) است. و چهار دسته محدودیت زیر در مدل لحاظ گردید:

الف) محدودیت‌های دسترسی به منابع

الف-۱: محدودیت دسترسی به منابع آب: از ۴۴/۵۴ میلیون متر مکعب آب بهره‌برداری شده در سال بیلان مجموع شرب شهری و روستایی و دامپروری و فضای سبز (۱۰/۵۹ میلیون متر مکعب) کسر شده و ۳۳/۹۵ میلیون متر مکعب باقی مانده مربوط به بخش کشاورزی و قابل مدیریت و بهینه‌سازی است. رابطه شماره (۱۴) تابع محدودیت دسترسی به منابع آب است که در آن نیاز آبی محصولات بر حسب هزار متر مکعب به عنوان ضرایب متغیرهای تابع در نظر گرفته شد و مقدار سمت راست معادله نماینده مقدار در اختیار بودن منبع بر حسب هزار متر مکعب است و عدد ۲۵۳۸۰ در این ستون همان کمیت آب قابل بهره‌برداری بر اساس سناریوهای مختلف مدیریتی است که در برنامه‌های مختلف عملیاتی با اعداد ۱۸۸۷۰، ۲۷۰۹۰، ۲۸۸۱۰، ۳۰۵۳۰ و ۳۲۲۴۰ جایگزین می‌شود. جزییات موضوع در جدول ۱ ارائه گردیده است.

جدول ۱- سناریوهای مدیریتی و آب قابل استحصال آبخوان دشت اسلام آباد غرب

Table 1- Management scenarios and available water of Islamabad plain aquifer

سناریوی مدیریتی Management scenarios	افت سطح آب زیرزمینی در سال بیلان Slump og groundwater level in water balance year (m)	حجم کسری مخزن Reservoir shortage volume (MCM)	آب قابل بهره‌برداری (برنامه عملیاتی) (MCM) Available water (Action plan)
ثبات سطح آبخوان Water table stability	1.26	8.57	25.38
طی ۵ سال بیلان منفی به صفر برسد Negative water balance will be zero in the end of 5th year	0.252	1.71	سال‌های اول تا پنجم به ترتیب: First year till 5th year Respectively 28.81 ,30.53 ,32.24 25.38 ,27.09
طی ۲۰ سال سطح آبخوان به سطح ایستایی اولیه برسد Water table will be the previous level in the end of 20th year	11.58 متر طی ۱۵ سال: 0.772 m/year 11.58 m in 15 years:0.772 m/year	5.25	18.87

صنعتی کم می‌شود و لذا سطح باقی مانده برای تخصیص به محصولات ۱۴ گانه الگوی کشت ۱۸۸۴۸ هکتار است. بنابراین مجموع سطح اراضی زیر کشت این محصولات حداکثر می‌تواند مطابق رابطه (۱۵) به میزان پیش گفته باشد.

$$\begin{aligned} & 3.31X_1 + 10.05 X_2 + 7.17 X_3 + 7.42 X_4 + 3.86 X_5 + 9.89 X_6 + 7.87 X_7 + 4.505 X_8 + 7.86 X_9 + \\ & 6.783 \cdot X_{10} \leq 25380 \end{aligned} \quad (14)$$

الف-۲: محدودیت سطح اراضی کل: از مساحت ۱۹۴۳۸ هکتاری آبخوان، ۵۹۰ هکتار مربوط به اراضی مسکونی شهری و روستایی و

(۱۵)

$$X_1+X_2+X_3+X_4+X_5+X_6+X_7+X_8+X_9+X_{10}+X_{11}+X_{12}+X_{13}+X_{14} \leq 18848$$

(ب) محدودیت‌های تناوب زراعی

ب-۱: محدودیت تناوب زراعی آبی: در تناوب زراعی الگوی کشت منطقه، ۵۰ درصد کشت های آبی به گندم اختصاص دارد و تناوب تکمیلی گندم، یکی از محصولات ذرت، چغندر قند، سیب زمینی و نخود آبی، جالیز و گوجه فرنگی است. رابطه (۱۶) این تناوب را بیان می کند:

$$X_1 = X_2 + X_3 + X_4 + X_5 + X_8 + X_9 \quad (16)$$

ب-۲: محدودیت تناوب زراعی دیم: با کسر سطح اراضی آبی از سطح کل آبخوان، سطح مربوط به کشت محصولات دیم به دست می آید که در کشت دیم نیز بایستی تناوب رعایت شود. یعنی مطابق رابطه (۱۷) میزان سطحی که به کشت گندم و جو اختصاص می یابد با کشت های تکمیلی تناوب سالانه یعنی کشت نخود و عدس برابر خواهد بود:

$$X_{11} + X_{12} = X_{13} + X_{14} \quad (17)$$

(ج) محدودیت های اجتماعی و اقتصادی

ج-۱: سطح اراضی باغی: این سطح در منطقه ۲۱/۸ هکتار بوده و این اراضی مطابق رابطه (۱۸) از این میزان نمی تواند کمتر باشد دلیل این امر اینست که در حال حاضر به علت بهره دهی مناسب، مردم منطقه تمایلی به تغییر این کاربری ندارند.

$$X_{10} \geq 21.8 \quad (18)$$

ج-۲: بیشترین سطح اراضی باغی: سطح اراضی باغی ۲۱/۸ هکتار بوده اما این میزان می تواند به ۳۲/۷ هکتار افزایش یابد. رابطه (۱۹) این شرایط را بیان می نماید. دلیل این افزایش که از نتایج حاصل از مصاحبه با باغداران منطقه به دست آمد این است که به دلیل شرایط اقلیمی منطقه و وقوع سرمازدگی و درصد ریسک نسبتاً بالا، باغداران تنها حاضر به افزایش سطح زیرکشت خود تا ۵۰ درصد می باشند.

$$X_{10} \leq 32.7 \quad (19)$$

ج-۳: سطح اراضی سبزی کاری: این کشت در منطقه ۶ هکتار بوده و این اراضی از این میزان نمی تواند کمتر باشد (رابطه ۲۰). زیرا در حال حاضر به علت بهره دهی مناسب و چند ساله بودن برخی از گونه های کشت شده، مردم منطقه تمایلی به تغییر این کاربری ندارند.

$$X_7 \geq 6 \quad (20)$$

ج-۴: بیشترین سطح اراضی سبزی کاری: سطح اراضی زیر کشت سبزیجات ۶ هکتار بوده اما نتایج حاصل از مصاحبه با کشاورزان

منطقه نشان داد که این سطح تا دو برابر قابل افزایش است که در رابطه (۲۱) به عنوان تابع محدودیت اعمال شده است. دلیل این امر اینست که به دلیل نیاز به نیروی انسانی در طی دوره رشد و تولید محصول و نیز امکان پذیر نبودن نگهداری در شرایط بازار مصرف اغلب مردم حاضر به کشت این محصول نمی باشند. زیرا معتقدند این کشت بواسطه نیاز به حضور نیروی کار در حضور مشتری برای فروش محصول، با نیروی کارگری نمی تواند به درستی مدیریت شود و نیاز به خانوارهایی است که تعداد افراد بیشتری را برای کار در مزرعه دارند بنابراین:

$$X_7 \leq 12 \quad (21)$$

ج-۵: سطح اراضی یونجه کاری: سطح اراضی زیر کشت یونجه در منطقه ۶۸/۵ هکتار بوده و این اراضی از این میزان نمی تواند کمتر باشد (رابطه ۲۲). زیرا در حال حاضر به علت چند ساله بودن و بهره دهی مناسب، مردم منطقه تمایلی به تغییر این کاربری ندارند.

$$X_6 \geq 68.5 \quad (22)$$

ج-۶: بیشترین سطح اراضی یونجه کاری: سطح اراضی زیر کشت یونجه ۶۸/۵ هکتار بوده اما این میزان می تواند به ۱۰۲/۸ هکتار افزایش یابد. رابطه (۲۳) این وضعیت را نشان می دهد. دلیل این افزایش از نتایج حاصل از مصاحبه با کشاورزان منطقه به دست آمد که به دلیل شرایط آبی منطقه و طول دوره تولید این محصول امکان افزایش تا ۱۰۲/۸ هکتار را دارند.

$$X_{10} \leq 102.8 \quad (23)$$

(د) محدودیت غیر منفی بودن متغیرها

در شرایط مدل برنامه ریزی خطی سطح اختصاص یافته به هر کاربری باید غیرمنفی باشد که رابطه (۲۴) بیانگر این موضوع است.

(۲۴)

$$X_1, X_2, X_3, X_4, X_5, X_6, X_7, X_8, X_9, X_{10}, X_{11}, X_{12}, X_{13}, X_{14} \geq 0$$

اجرای مدل بهینه سازی

با توجه به موارد گذشته و توابع هدف و محدودیتی که بیان شد به منظور دستیابی به مناسب ترین وضعیت سطح کشت اراضی آبی برای رسیدن به اهداف تحقیق با استفاده از روش سیمپلکس (۱۷) و با کمک نرم افزار LINGO نسخه ۱۱، مسئله برنامه ریزی خطی موجود برای سه سناریوی مدیریتی در قالب شش برنامه عملیاتی مدل سازی و اجرا گردید. به منظور شناسایی مؤثرترین محدودیت منابع و همچنین محصولات کشاورزی در تغییر مقدار تابع هدف از تحلیل حساسیت استفاده شد. برای این منظور میزان درصد تغییر تابع هدف مرتبط با درصد مشخصی از تغییرات (۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۵۰ درصد) هر یک از منابع محدودیت بررسی و در نهایت حساسیت تابع هدف نسبت

به آنها مورد ارزیابی قرار گرفت.

نتایج و بحث

یافته‌های حاصل از پژوهش در دو بخش بهینه‌سازی توزیع سطح زیر کشت با استفاده از مدل‌های برنامه‌ریزی ریاضی با استفاده از مدل‌های نرم افزاری بهینه‌ساز و آنالیز حساسیت مربوط به آن به تفکیک انجام شده و در ادامه ارائه می‌گردد.

بهبهینه‌سازی توزیع محصولات موجود در الگوی کشت با استفاده از مدل‌های برنامه‌ریزی ریاضی

در این تحقیق بهینه‌سازی سود تولیدات الگوی کشت دشت اسلام آباد غرب با لحاظ محدودیت منابع آب فرموله و با استفاده از نرم افزار LINGO این الگوی کشت تعیین گردید. در شرایطی که حل مسائل بهینه‌سازی با اهداف متضاد حفظ محیط زیست و دستیابی به بیشینه سود مواجه است در دشت مورد مطالعه، یک افزایش معنی‌دار در سود حاصل ایجاد گردید. از سوی دیگر تحقیق حاضر نشان دهنده قابلیت بالای مدل LINGO برای حل مسائل خطی با ویژگی‌های مسئله مورد بررسی این تحقیق می‌باشد. این مدل بعد از GAMZ قوی‌ترین نرم افزار تحقیق در عملیات است. به این ترتیب، امکان اجرای مدل در سناریوهای مختلف مدیریتی و نیز تغییرات ۱۰ تا ۵۰ درصدی منابع برای تحلیل حساسیت میسر می‌باشد. مسئله تحقیق، از طریق GAMZ نیز حل گردید و نتایج آن با نتایج حاصل کاملاً منطبق بود. اما به دلیل کاربر دوست بودن و اجرای سریع و آسان LINGO، در این تحقیق بکار گرفته شد.

تلفیق مدل‌های برنامه‌ریزی ریاضی در پژوهش‌های علوم کشاورزی و محیطی بسیار موفقیت‌آمیز بوده و نتایج حاصل از این پژوهش نیز مؤید این موضوع است. از جمله پژوهش‌های انجام شده در این زمینه می‌توان به تحقیقات جلیلی و همکاران (۹) در بهینه‌سازی کاربری اراضی و بهینه‌سازی سود و کمینه‌سازی فرسایش منابع تولید حوضه، نیک‌کامی و همکاران (۱۵) در بهینه‌سازی کاربری اراضی، مهدیمرادی و همکاران (۱۲) در تخصیص بهینه آب آبیاری در الگوی چند محصوله، حسن‌اصفهان‌ی و همکاران (۸) در ارزیابی تخصیص بهینه آب آبیاری با استفاده از دیدگاه بیلان آب، اشاره نمود. همه این پژوهش‌های انجام شده کارایی مدل برنامه‌ریزی خطی در حل مسائل چند هدفه مدیریت منابع آب و خاک و تخصیص بهینه سطح اراضی و منابع آب کشاورزی در راستای رسیدن به حداکثر سود تولیدات کشاورزی و دستیابی به کشاورزی پایدار را تأیید نموده و استفاده آن را پیشنهاد نموده‌اند.

نتایج توزیع بهینه محصولات مختلف کشاورزی و باغی حاصل از اجرای مدل بهینه‌ساز در جدول ۲ آورده شده است.

با دقت در جدول ۲ مشخص است که در کلیه سناریوهای مدیریتی تغییرات انجام شده بیشتر با جایگزینی گندم و سیب‌زمینی با گندم دیم و نخود دیم روی داده است. دلیل این موضوع اینست که سود این محصولات به ازاء واحد حجم آب مورد نیاز نسبت به سایر محصولات بیشتر است. عکس این موضوع در مورد دو محصول پرمصرف آب یعنی ذرت و چغندر قند اتفاق افتاده است که در آن‌ها کاهش سطح نسبت به وضعیت موجود مشاهده می‌گردد. چغندر قند به رغم آنکه دومین محصول با ارزش اقتصادی و سود تولید بالاست اما به دلیل نیاز آبی زیاد آن در مقایسه با سایر محصولات و سودآوری به ازاء مصرف واحد حجم آب با کاهش سطح مواجه شده است. در خصوص سیب‌زمینی، به‌رغم سودخالص بالاتر اما به دلیل عدم اطمینان از قیمت محصول و نیز نیاز به سرمایه اولیه بالا برای مراحل کاشت و داشت، کشاورزان تمایلی به کشت این محصول در منطقه نشان نداده‌اند. نیک‌کامی (۱۵) نیز در بهینه‌سازی کاربری اراضی یکی از زیرحوضه‌های دماوند به نتایج مشابهی دست یافته و افزایش ۳/۵ برابری در سطح اراضی باغی، افزایش در سطح محصولات آبی پرسود و کاهش ۱۰۰ درصد در سطح اراضی دیم را پیشنهاد نموده است. جلیلی و همکاران (۹) نیز در پژوهش خود در حوضه آبخیز بریموند کرمانشاه، کاهش ۵۰/۰۷ درصدی اراضی دیم و افزایش ۱۳/۵ برابری سطح اراضی باغی نسبت به حالت فعلی را گزارش نموده‌اند.

دقت در جدول‌های ۲ و ۳ نشان می‌دهد که تغییر سطح زیر کشت محصولات زراعی و باغی در دشت اسلام آباد غرب با رعایت کلیه محدودیت‌های موجود در منطقه، در همه سناریوها و کلیه برنامه‌های عملیاتی، سبب افزایش سود تولید نسبت به وضعیت موجود می‌شود. از همه مهم‌تر اینکه حتی در سناریوی سوم و یا برنامه عملیاتی ۶ علیرغم اینکه دستیابی به سطح ایستابی اولیه آب زیرزمینی که شاید ۲۰ سال پیش اتفاق افتاده باشد دور از ذهن است باز هم میزان سود از سود تولید در وضعیت موجود و با این حجم اضافه برداشت بیشتر است و این نشان می‌دهد که برای دستیابی به کشاورزی پایدار، الگوی کشت منطقه نیازمند تحقیق و پژوهش است. در سناریوهای مختلف میزان سود حاصل از بهینه‌سازی در کلیه سناریوهای مدیریتی مثبت بوده و این افزایش از ۱۹ تا ۵۵ درصد است. نتایج پژوهش صادقی و همکاران (۱۷) نشان داد که بهینه‌سازی کاربری اراضی در حوضه آبخیز علاوه بر کاهش هدررفت منابع، میزان سوددهی کاربری‌های مختلف را نیز بهبود می‌بخشد و در نتیجه علاوه بر حفظ منابع به سودآوری بیشتری می‌انجامد و افزایش ۱۱۹ درصد، میزان سودآوری حوضه آبخیز پس از بهینه‌سازی کاربری اراضی است. نیک‌کامی و همکاران (۱۵) نیز در یکی از زیرحوضه‌های حوضه دماوند افزایش ۱۳۴ درصد در سودآوری کاربری‌های حوضه آبخیز پس از بهینه‌سازی آن را اعلام نموده‌اند.

حسن اصفهانی و همکاران (۸) در پژوهش خود پیرامون تخصیص بهینه آب آبیاری، بهینه‌سازی مصرف آب در سیستم‌های آبیاری با استفاده از دیدگاه بیلان آب و صرفه‌جویی ۲۰ درصدی در مصرف آب بدون کاهش سود را از نتایج مدیریت صحیح و بهینه‌سازی تخصیص و مصرف آب گزارش نموده‌اند.

تحلیل حساسیت

تحلیل حساسیت برای تغییرات ۱۰ تا ۵۰ درصدی در منابع و اثر آن در تابع هدف انجام شده و در شکل‌های ۲ تا ۷ ارائه شده است. در خصوص آنالیز حساسیت می‌توان نتیجه گرفت که هم افزایش

و هم کاهش سود، بیشترین حساسیت را نسبت به کاهش حجم آب قابل بهره‌برداری دارد. دلیل این مسئله آن است که در منطقه مورد بررسی حجم آب قابل استحصال مطابق سناریوهای مدیریتی، محدود کننده‌ترین عامل اثر گذار است چرا که در دشت اسلام‌آباد کمتر از ۲۰ درصد اراضی حاصلخیز دشت به کشت آبی اختصاص دارد و محصولات آبی الگوی کشت منطقه سود بیشتری نسبت به محصولات دیم دارند بنابراین حساسیت مدل نسبت به این موضوع بسیار زیاد است و سطح اراضی در دسترس برای کشت آبی در مقایسه با آب به عنوان عامل محدود کننده محسوب نمی‌شود.

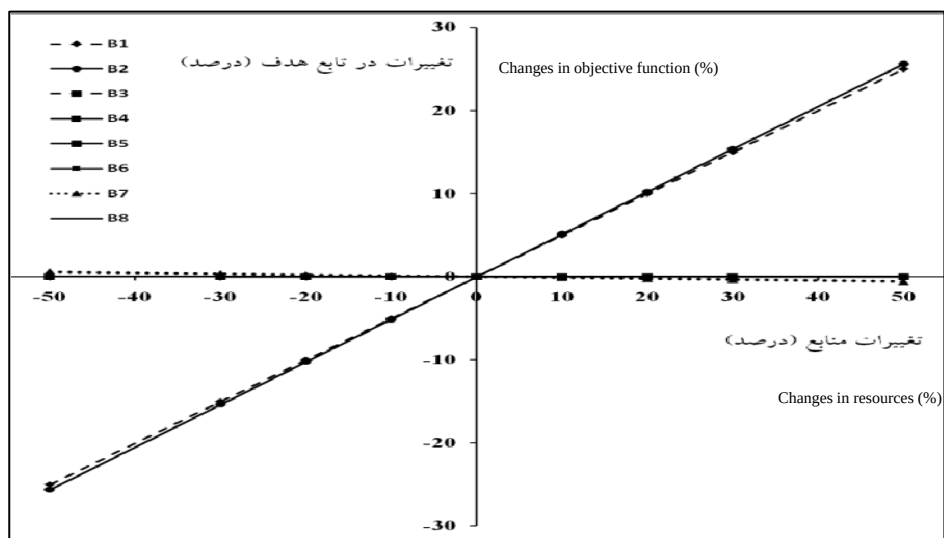
جدول ۲- توزیع محصولات الگوی کشت در وضعیت موجود و شرایط بهینه سناریوهای مدیریتی (هکتار)

Table 2- Distribution of crop pattern productions in current condition and optimal condition of management scenarios(ha)

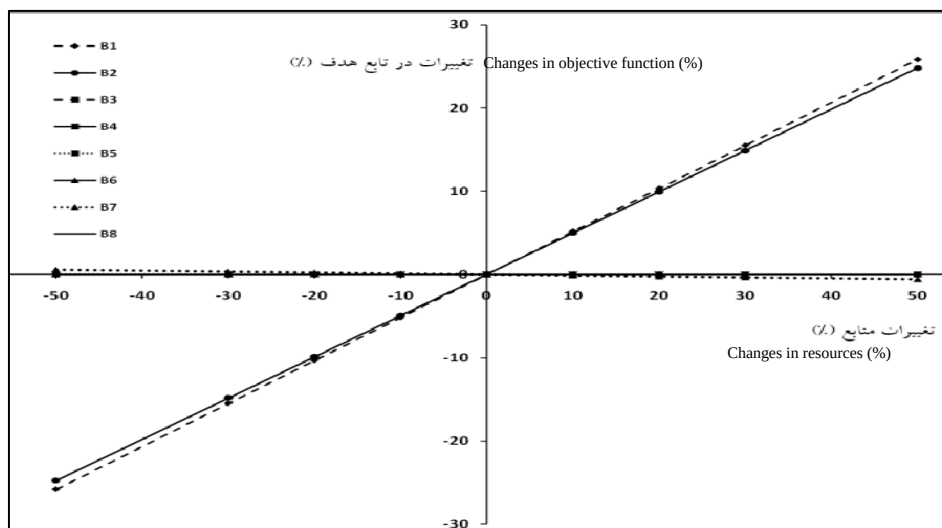
محصولات Production	وضعیت موجود Current condition	برنامه عملیاتی ۱ Action plan1	برنامه عملیاتی ۲ Action plan2	برنامه عملیاتی ۳ Action plan3	برنامه عملیاتی ۴ Action plan4	برنامه عملیاتی ۵ Action plan5	برنامه عملیاتی ۶ Action plan6
گندم Irrigated wheat	1901.9	2277.1	2916.5	2757.2	2596.8	2436.7	1670.4
چغندر قند sugar beet	407.5	0	0	0	0	0	0
ذرت Corn	545.3	0	0	0	0	0	0
سیب زمینی Potato	112.3	2277.1	2916.5	2757.2	2596.8	2436.7	1670.4
باغ Garden	21.8	32.7	32.7	32.7	32.7	32.7	32.7
یونجه Alfafa	68.5	68.5	68.5	68.5	68.5	68.5	68.5
سبزیجات Vegetables	6	6	6	6	6	6	6
نخود Irrigated Chick-pea	22.8	0	0	0	0	0	0
گوچه فرنگی Tomato	28	0	0	0	0	0	0
جالبز Melon	223.3	0	0	0	0	0	0
گندم دیم Dry wheat	7745.4	7093.3	6454	6613.2	6773.6	6933.7	7700
جو دیم Hordeum vulgare	36.8	0	0	0	0	0	0
نخود دیم Dry Chick-pea	7725.4	7093.3	6454	6613.2	6773.6	6933.7	7700
عدس دیم dry lentil	3.2	0	0	0	0	0	0
میزان سود Benefit	32844.68	44845.31	50910.27	49399.06	47877.67	46359.12	39090.76
درصد تغییر سود Benefit change percent	----	36.5	55.0	50.4	45.8	41.1	19.0

جدول ۳- سود حاصل از توزیع بهینه سطح کشت محصولات کشاورزی و باغی (بر حسب میلیون ریال)
Table 3- Benefit of optimal crop areas distribution of agriculture and garden productions (Million Rials)

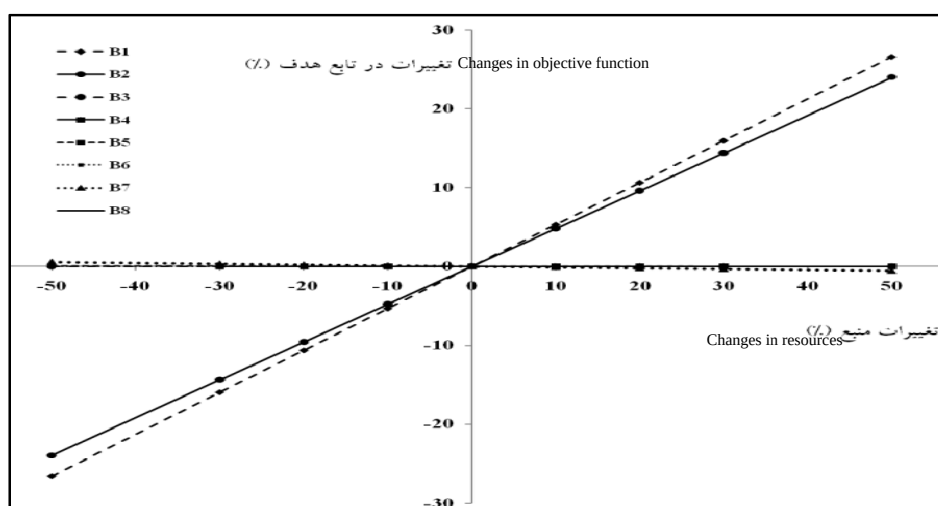
سود کل (Total benefit)	سود واحد سطح Benefit per area unit)	مساحت (ha) Area(ha)	محصول Production	سناریوی ۲۵/۳۸ مترمکب (Scenario 25.35(MCM)	سود کل (Total benefit)	سود واحد سطح Benefit per area unit)	مساحت (ha) Area(ha)	محصول Production	سناریوی ۱۸/۸۷ مترمکب (Scenario 18.87(MCM)
87008.0	38.21	2277.1	X1		63826.0	38.21	1670.4	X1	
184445.1	81.00	2277.1	X4		135302.4	81.00	1670.4	X4	
1504.3	21.96	68.5	X6		1504.3	21.96	68.5	X6	
283.2	47.20	6.0	X7		283.2	47.20	6.0	X7	
2419.8	74.00	32.7	X10		2419.8	74.00	32.7	X10	
51497.4	7.26	7093.3	X11		55902.0	7.26	7700.0	X11	
121295.4	17.10	7093.3	X13		131670.0	17.10	7700.0	X13	
سود کل (Total benefit)	سود واحد سطح Benefit per area unit)	مساحت (ha) Area(ha)	محصول Production	سناریوی ۲۵/۳۸ مترمکب (Scenario 25.35(MCM)	سود کل (Total benefit)	سود واحد سطح Benefit per area unit)	مساحت (ha) Area(ha)	محصول Production	سناریوی ۲۷/۰۹ مترمکب (Scenario 27.09(MCM)
99223.7	38.21	2596.8	X1		93106.3	38.21	2436.7	X1	
210340.8	81.00	2596.8	X4		197372.7	81.00	2436.7	X4	
1504.3	21.96	68.5	X6		1504.3	21.96	68.5	X6	
283.2	47.20	6.0	X7		283.2	47.20	6.0	X7	
2419.8	74.00	32.7	X10		2419.8	74.00	32.7	X10	
49176.3	7.26	6773.6	X11		50338.7	7.26	6933.7	X11	
115828.6	17.10	6773.6	X13		118566.3	17.10	6933.7	X13	
سود کل (Total benefit)	سود واحد سطح Benefit per area unit)	مساحت (ha) Area(ha)	محصول Production	سناریوی ۳۲/۳۴ مترمکب (Scenario 32.24(MCM)	سود کل (Total benefit)	سود واحد سطح Benefit per area unit)	مساحت (ha) Area(ha)	محصول Production	سناریوی ۳۰/۵۳ مترمکب (Scenario 30.53(MCM)
111439.5	38.21	2916.5	X1		105352.6	38.21	2757.2	X1	
236236.5	81.00	2916.5	X4		223333.2	81.00	2757.2	X4	
1504.3	21.96	68.5	X6		1504.3	21.96	68.5	X6	
283.2	47.20	6.0	X7		283.2	47.20	6.0	X7	
2419.8	74.00	32.7	X10		2419.8	74.00	32.7	X10	
46856.0	7.26	6454.0	X11		24011.8	7.26	6613.2	X11	
110363.4	17.10	6454.0	X13		113085.7	17.10	6613.2	X13	



شکل ۲- آنالیز حساسیت برنامه عملیاتی ۱
Figure 2- Sensitive analysis of action plan 1



شکل ۳- آنالیز حساسیت برنامه عملیاتی ۲
Figure 3- Sensitive analysis of action plan 2



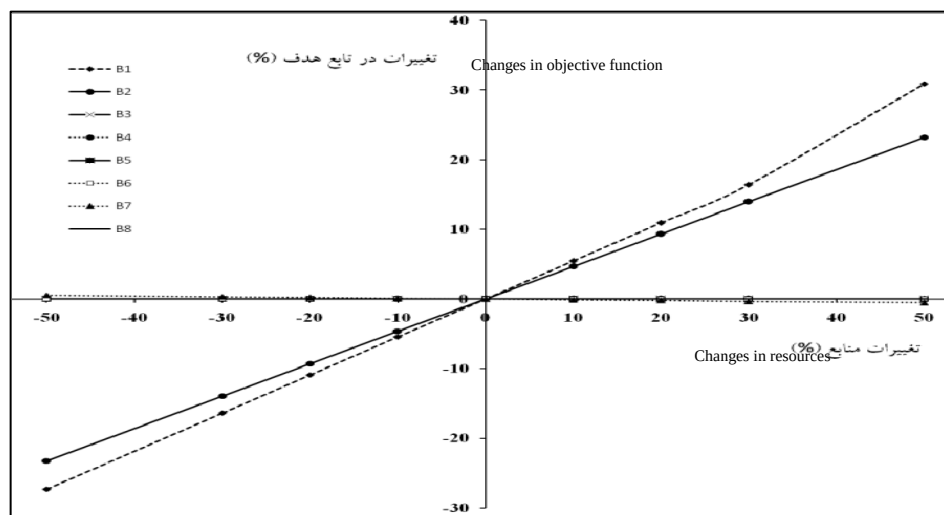
شکل ۴- آنالیز حساسیت برنامه عملیاتی ۳
Figure 4- Sensitive analysis of action plan 3

روند افت سطح ایستابی آب زیرزمینی به شدت درآمد بهره برداران را تحت تأثیر قرار می دهد که مولینا و همکاران (۱۴) نیز بر این مهم تأکید داشته اند. از طرفی بهینه سازی منابع موجود و تعیین سطح بهینه کشت در دشت اسلام آباد غرب، امکان افزایش ۱۹ تا ۵۵ درصدی سود حاصل از الگوی کشت موجود را فراهم می نماید که نتایج جلیلی و همکاران (۹) مبنی بر افزایش ۱۸/۶ درصدی سود حاصل از بهینه سازی را تأیید می نماید. نتایج این تحقیق با تحقیق صادقی و همکاران (۱۷) آنجا که بیان داشتند در تغییرات مقادیر پارامتر در مقابل تغییرات نسبی متغیرهای تصمیم گیری توسط برنامه نویسی بهینه سازی، تغییر برخی از تخصیص ها تأثیر بیشتری را در راه حل نهایی بهینه تولید شده ایجاد می کند و نیز نتایج محسنی ساروی و

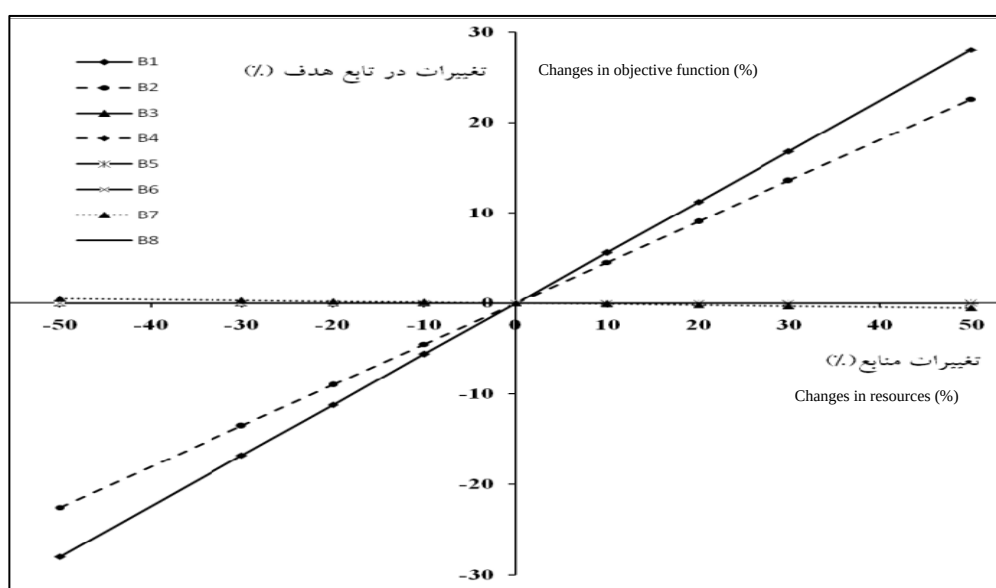
اما سطح کل اراضی تخصیص یافته نیز در رتبه دوم حساسیت قرار دارد در این خصوص هرچه سطح اراضی بیشتر باشد به یقین میزان سود حاصل بیشتر است دلیل این موضوع آن است که به رغم آنکه امکان کشت آبی وجود ندارد اما اختصاص زمین بیشتر سبب افزایش سطح زیر کشت محصولات کشاورزی و در نتیجه افزایش سود تولید می شود و بالعکس در مورد کاهش سطح اراضی نیز این موضوع وجود دارد. پس از آن حساسیت کاهش و افزایش تابع بهینه ساز سود به سطح اراضی یونجه کاری در منطقه است. با افزایش این سطح سود کاهش و با کاهش سطح اراضی زیر کشت یونجه سود افزایش می یابد. علت این امر نسبت نیاز آبی یونجه نسبت به افزایش سود تولید در واحد سطح است. بنابراین سناریوهای پیشنهادی جهت تعدیل

سود در مورد کشت یونجه مربوط به پایین بودن سطح کشت این محصول نسبت به کشت‌های دیگر است که علیرغم سود قابل قبول تأثیری زیادی در افزایش درصد سود کل منطقه ندارد.

همکاران (۲۰۰۲) نشان دادند که الگوی پیشنهادی بر اساس دیدگاه اقتصادی دارای برتری نسبی نسبت به دیدگاه‌های اجتماعی و زیست محیطی است همخوانی دارد. البته کم بودن میزان و درصد افزایش



شکل ۵- آنالیز حساسیت برنامه عملیاتی ۴
Figure 5- Sensitive analysis of action plan 4

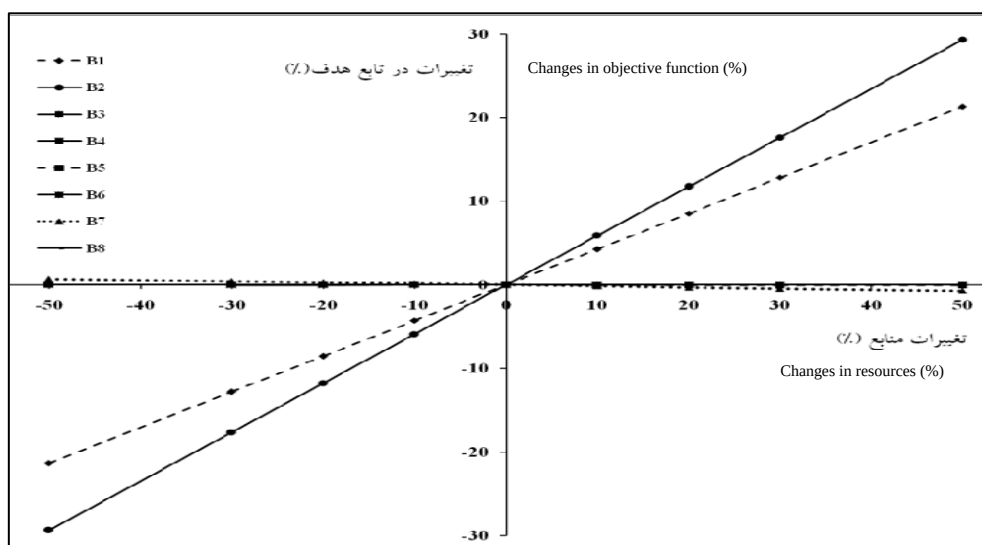


شکل ۶- آنالیز حساسیت برنامه عملیاتی ۵
Figure 6- Sensitive analysis of action plan 5

یک الزام است. از آنجا که برخی از محصولات الگوی کشت موجود در برنامه‌نویسی بهینه‌سازی حذف می‌گردند لذا به منظور حفظ تنوع محصولات برای حضور در الگوی کشت، معرفی گونه‌های جدید مانند کلزا و نظایر آن که با داشتن نیاز آبی کمتر سود بیشتری را در اختیار کشاورزان قرار دهند مورد نیاز است که جلیلی و همکاران (۱۰) نیز بر این مهم تأکید نموده‌اند.

نتیجه‌گیری کلی

با توجه به نتایج پژوهش، در دشت اسلام‌آباد بیلان آب منفی است و هر ساله این وضعیت تشدید می‌گردد. بنابراین، محدودیت اصلی وجود منابع آبی است لذا در این دشت به منظور استفاده بهینه از منابع آب موجود در جهت تحقق اهداف بلند مدت مدیریت منابع آب و کاهش افت سالانه تراز آب زیرزمینی، اصلاح الگوی کشت موجود



شکل ۷- آنالیز حساسیت برنامه عملیاتی ۶
Figure 7- Sensitive analysis of action plan 6

وضعیت و بهینه‌سازی تخصیص منابع، پیشنهاد می‌گردد مطابق با شرایط حاکم در منطقه، از سایر روش‌های برنامه‌ریزی ریاضی اعم از خطی یا غیر خطی و با بکارگیری نرم‌افزارهای بهینه‌ساز موجود، کارایی آنها در حل مسائل پیچیده اکوسیستم‌های طبیعی ارزیابی و مدل‌های مناسب در این زمینه معرفی گردند.

تراز سطح آب زیرزمینی و مدیریت آن یک شاخص مؤثر در برنامه‌ریزی پایدار مدیریت منابع آب زیرزمینی است (۷). بنابراین، اعمال کنترل منطقی بر میزان برداشت منابع آب زیرزمینی و تحویل حجمی آب به بهره‌برداران مطابق برنامه توسعه‌ای بلند مدت منطقه می‌تواند زمینه‌ساز بهبود وضعیت آبخوان گردد. در پایان علیرغم تأکید بر توانمندی و کارایی بالای مدل برنامه‌ریزی خطی در تحلیل

منابع

- 1- Alcalá F.J., Martínez-Valderrama J., Robles-Marín P., Guerrero F., Martín-Martín M., Raffaelli G., and Asebriy L. 2015. A hydrological-economic model for sustainable groundwater use in sparse-data drylands: Application to the Amtoudi Oasis in southern Morocco, northern Sahara. *Science of The Total Environment*. 537:309-322.
- 2- Almaraz S.D.L., Marianne B., Catherine A.P., Ludovic M., and Serge D. 2015. Design of a multi-contaminant water allocation network using multi-objective optimization. *Computer Aided Chemical Engineering*. 37: 911-916.
- 3- Bozorg Haddad O., and Marino M.A. 2010. Optimum operation of wells in coastal aquifers. *Proceedings of the ICE - Water Management*. 164(3):135-146.
- 4- Das B., Singh A., Panda S.N., and Yasuda H. 2015. Optimal land and water resources allocation policies for sustainable irrigated agriculture. *Land Use Policy*. 42: 527-537.
- 5- Divakar L., Babel M.S., Perret S., Das G.A. 2013. Optimal water allocation model based on satisfaction and economic benefits. *International Journal of Water*. 7(4):363-381.
- 6- Fallah-Mehdipour E., Bozorg Haddad O., and Marino M.A. 2013. Prediction and simulation of monthly groundwater levels by genetic programming. *Journal of Hydro-Environment Research*. 7: 253-260.
- 7- Ganji Khorramdel N., Mohammadi K., and Monem M.J. 2008. Optimization of observation well network for the estimation of groundwater balance using double water table fluctuation method. *Journal of Soil and Water*. 22(2): 358-370.
- 8- Hassan-Esfahani L., Torres-Rua A., and McKee M. 2015. Assessment of optimal irrigation water allocation for pressurized irrigation system using water balance approach, learning machines, and remotely sensed data. *Agricultural Water Management*. 153: 42-50.
- 9- Jalili Kh., Sadeghi S.H.R., and Nikkani D. 2006. Land use optimization of watershed for soil erosion minimization using linear programming. *Journal of Science & Technology of Agriculture and Natural Resources*. 10(4): 15-26.
- 10- Jalili Kh., Moradi H.R., and Bozorg Haddad O. 2015. Analysis of aquifer water level drawdown in Islamabad due to the allocation of groundwater resources. p. 499-509. In S.M. Tajbakhsh Fakhrebadi (ed.) *Proceedings of Water*

- Harvesting and Watershed Management Congress. 18-19 Feb. 2015. Birjand University, Birjand, Iran.
- 11- Li M., and Guo P. 2014. A multi-objective optimal allocation model for irrigation water resources under multiple uncertainties. *Applied Mathematical Modelling*. 38(19–20): 4897–4911.
- 12- Mahdi-Moradi J., BozorgHaddad O., Karney M.A., and Marino B.W. 2007. Reservoir operation in assigning optimal multi-crop irrigation areas. *Agricultural Water Management*. 90: 149-19.
- 13- Mohammadrezapour Tabari M., Ebadi T., and Maknoon R. 2010. Development of a smart model for groundwater level prediction based on aquifer dynamic conditions. *Journal of Water and Waste Water*. 4: 70-80.
- 14- Molina J.L., Bromley J., Grcia-Arostegui J.L., Sullivan C., and Benavete J. 2010. Integrated water resources management of overexploited hydrological system using objected-oriented bayesian networks. *Environmental Modeling & Software*. 25(4): 383-397.
- 15- Nikkami D. 1999. Optimizing the management of soil erosion using GIS, Ph.D dissertation. Concordia University. 108 pp.
- 16- Roozbahani R., Schreider S., and Abbasi B. 2015. Optimal water allocation through a multi-objective compromise between environmental, social, and economic preferences. *Environmental Modelling & Software*. 64:18–30.
- 17- Sadeghi S.H.R., Jalili Kh., and Nikkami D. 2009. Land use optimization in watershed scale. *Land Use Policy*. 26(2009)186-193.
- 18- Sefelnasr A., Gossel W., and Wycisk P. 2015. Groundwater management options in an arid environment: The Nubian Sandstone Aquifer System, Eastern Sahara. *Journal of Arid Environments*. 122:46-58.
- 19- Vedula S., Mujumdar, P.P., and Sekhar G.C. 2004. Conjunctive use modeling for multicrop irrigation. *Journal of Agricultural Water Management*. 73: 193-221.



Optimization of Land and Irrigation Water Allocation Based on Water Balance Approach Using Linear Programming

H.R. Moradi^{1*} –K. Jalili² –O. Bozorg Hadad³

Received: 30-12-2015

Accepted: 17-01-2017

Introduction: The conflict between environmental protection and the economic development by different land uses within a watershed are challenges facing land use planners in many developing countries. Because of the growing demand for water, water resources optimization allocation management is at the forefront in formulating sustainable development policies for many countries. Conjunctive use of surface water and groundwater is being practiced in many regions of the world to bring more areas under irrigation, increase agricultural production and productivity, and also maintain overall system balance. Successful agricultural water management policies put the physical, hydro-geological, and socio-economic constraints on these integrated water supplies. Application of optimization approaches has been started since the human faced a low efficiency production of the system. Optimization of resource allocation is one of the proper strategies to achieve sustainable development and to reduce resource dissipation. So land and irrigation water allocation based on water balance approach is the aim of this research and this paper proposed an optimal land and water resource allocation model based on linear programming to Islamabad plain's irrigation areas.

Materials and Methods: The Islamabad plain aquifer is located in Seymareh watershed and 55 km of Kermanshah city in the Kermanshah Province; it comprises 19438 ha and extends between 33°20' to 34°24' N latitude and 46°15' to 46°47' E longitude. Annual precipitation and annual temperature of study area are 445.1 mm and 12 °C respectively. The mean net benefit of irrigated wheat, sugar beet, corn, potato, irrigated chick-pea, alfalfa, vegetables, melon, tomato, fruit garden, dry wheat, dry barley, dry chick-pea and dry lentil were therefore calculated to be respectively some 38.21, 76.7, 34.39, 81.0, 16.98, 21.69, 47.2, 12.4, 61.4, 74.0, 7.26, 0.72, 17.1 and 10.9 Mir/ha and the objective functions of the benefit maximization problem in the Islamabad aquifer was formulated. The problem was structured in the study area to maximize economic return. The information and data required for defining constants and coefficients of objective Function and constraints, viz. Land availability, water availability/supply, present crop pattern, socio-economic conditions were extracted from the available comprehensive Hydrogeology, field studies and farmers viewpoints. A linear optimization problem has been formulated for the Islamabad plain to achieve sustainable development and optimal land allocation to crop pattern, then solved using the simplex method with the help of LINGO software packages and the optimal solution was ultimately determined. Three management scenarios and six action plan with resources accessibility, crop rotation, socio-economic constraints and nonnegative variables have analyzed and sensitivity analysis was done.

Results and Discussion: The results of the study verified that the linear optimization problem was successfully solved using the LINGO software program and the results led to maximize benefits in the Islamabad plain. The results also showed the successful linkage between economic aspects and environmental outcomes at an aquifer scale. Results show that in all scenarios sugar beet, corn, chick-pea, tomato and melon have been removed from the optimal cropping pattern. Wheat areas in two scenarios and five action plans have been increased. Benefit of optimization in management scenarios and in the entire optimal crop pattern was positive and increase from 19 to 55 percent. Sensitivity analysis showed that the change of some specific allocations would create much more impact on the final optimal solutions generated by the optimization programming. The results of sensitivity analyses also showed that the objective function was strongly susceptible to the constraint of water availability and total area of plain.

Conclusions: A benefit problem was formulated and then solved to maximize benefits using optimization of allocable land and irrigation water resources to 14 productions of present crop pattern within the Islamabad plain in Kermanshah province. The LINGO optimization software program was successfully applied and led to determine appropriate areas allotted to different crop. The results obtained during the study approved the applicability of optimization model in solving problems which sometimes conflicting each other. On the study

1 and 2- Associate Professor and Ph.D. Student of Watershed Management Engineering Department, College of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Mazandaran Province

(*- Corresponding Author Email: hrmoradi@modares.ac.ir)

3- Associate Professor, Department of Irrigation & Reclamation Engineering, University of Tehran

plain there appears a significant augmentation in profit from allocating the optimal cultivated areas. The approach could provide better information on where changes are required, how large the changes need to be, and how much the changes will benefit the people when improving. The conjunction of optimization techniques with other tools like geographical information system, genetic algorithm, fuzzy logic, artificial neuron networks and applying different softwares and simulation techniques are also suggested to be taken into account in further studies to draw ultimate necessary conclusions.

Keywords: Crop Pattern, LINGO Software, Simplex Method, Sustainable Development, West Islamabad



ارتباط انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی با شاخص S در خاک‌های با بافت

متوسط و سبک

مهدی زنگی‌آبادی^{۱*} - منوچهر گرجی^۲ - مهدی شرفا^۳ - پیمان کشاورز^۴ - سعید سعادت^۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۱/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۳/۱۷

چکیده

کیفیت فیزیکی خاک یکی از مهم‌ترین مباحث مطرح در ارتقاء کارایی مصرف آب در بخش کشاورزی محسوب می‌گردد. شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی به‌عنوان یکی از شاخص‌های فیزیکی کیفیت خاک، بیان‌گر مقدار انرژی مورد نیاز گیاه برای جذب واحد حجم آب خاک است. این پژوهش با هدف بررسی ارتباط انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی با شاخص S در پنج کلاس بافتی خاک شامل لوم، لوم شنی، لوم سیلتی، لوم رسی و لوم رسی سیلتی در ایستگاه تحقیقات کشاورزی طرق در استان خراسان رضوی انجام شد. در این مطالعه پس از انجام نمونه‌برداری‌های لازم از خاک ۳۰ نقطه ایستگاه و انجام اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی و صحرایی، پارامترهای منحنی رطوبتی، شاخص S، آب قابل استفاده گیاه، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت، گنجایش انتگرالی آب و انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی محاسبه و در نهایت رابطه آماری ویژگی‌های اندازه‌گیری شده با شاخص انرژی انتگرالی آب مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. نتایج نشان داد که افزایش شاخص S، با کاهش معنی‌دار مقدار انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده گیاه (ظرفیت مزرعه در مکش ۱۰۰ سانتی‌متر آب) و گنجایش انتگرالی آب و به بیان دیگر کاهش مقدار انرژی مورد نیاز گیاه جهت جذب واحد حجم آب خاک همراه بود. بر اساس نتایج این مطالعه، عامل شکل منحنی رطوبتی خاک و شاخص S مهم‌ترین عوامل تعیین‌کننده مقدار شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی بودند. در مجموع این مطالعه نشان داد که با استفاده از شاخص انرژی انتگرالی آب، امکان تمایز کیفیت فیزیکی خاک‌های با مقادیر یکسان دامنه رطوبتی میسر می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: آب قابل استفاده گیاه، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت، گنجایش انتگرالی آب

مقدمه

فیزیکی خاک هستند که رشد گیاهان را تحت تأثیر قرار می‌دهند. با وجود این که کل مقدار آب قابل دسترس برای گیاهان، همبستگی خوبی با عملکرد و پاسخ گیاه دارد، ولی برای جذب واحد حجم آب موجود در خاک توسط گیاه انرژی مشخصی مورد نیاز است که میزان سهولت جذب آب توسط گیاه را توجیه می‌کند. میناسنی و مک‌برانتسی (۱۲) انرژی انتگرالی^۷ را به‌عنوان معیاری جهت برآورد آب قابل استفاده گیاه خاک ارائه نمودند. آنها نشان دادند که منحنی رطوبتی خاک^۸ ابزاری مناسب در خصوص برآورد انرژی مورد نیاز گیاه جهت غلبه بر انرژی آب در خاک و جذب واحد حجم آب می‌باشد. مفاهیم قبلی آب قابل استفاده گیاه به‌طور مستقیم مقادیر انرژی مورد نیاز گیاه جهت جذب آب را نشان نمی‌دهند. این انرژی تابعی از مقدار آب یا به بیان دیگر تابعی از نقاط شروع و خاتمه دامنه رطوبتی در خاک می‌باشد. انرژی انتگرالی، بیان‌گر مقدار انرژی مورد نیاز گیاه برای

مطالعات مختلف نشان داده است که آب خاک نه تنها می‌تواند وضعیت فیزیکی خاک را مدیریت نماید بلکه می‌تواند وضعیت شیمیایی و زیستی خاک مانند جذب عناصر غذایی توسط گیاه و همچنین فعالیت ریزجاندانان را نیز تحت تأثیر قرار دهد (۱). لتی (۱۱) معتقد است که آب، تهویه، مقاومت فروروی^۶ و دما چهار عامل

۱ و ۴- به ترتیب محقق و دانشیار بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران

(*) - نویسنده مسئول: (Email: m.zangiabadi@areeo.ac.ir)

۲ و ۳- استادان گروه علوم و مهندسی خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، ایران

۵- استادیار بخش تحقیقات اصلاح خاک و مدیریت پایدار اراضی، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران

7- Integral energy (EI)

8- Soil moisture release curve (SMRC)

است، محاسبه می‌شود. دکستر (۵) معتقد است که این عامل به بافت خاک، جرم مخصوص ظاهری، میزان مواد آلی و رشد ریشه گیاه در خاک ارتباط دارد. رینولدز و همکاران (۱۴) عقیده دارند که شاخص S با بسیاری از خصوصیات مهم خاک مانند هدایت هیدرولیکی، تراکم، میزان پهنه آب خاک جهت انجام عملیات خاک‌ورزی، مقاومت فروروی، آب قابل استفاده، رشد ریشه و پایداری ساختمان خاک مرتبط است. امامی و همکاران (۷) جهت بررسی کیفیت خاک، شاخص S، مقاومت فروروی، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت و آب قابل استفاده گیاه در خاک‌های تحت کشت گندم در جنوب شرقی تهران را اندازه‌گیری و مطالعه نمودند. نتایج آنها نشان داد که شاخص S را می‌توان به عنوان معیاری برای اندازه‌گیری ساختمان خاک در نظر گرفت. بر اساس نظر این محققین، شاخص S ابزاری مناسب جهت مقایسه خاک‌های مختلف و همچنین بررسی اثر مدیریت‌های مختلف بر خصوصیات فیزیکی خاک محسوب می‌گردد. بیگی و بنی‌طالبی (۳) در مطالعه‌ای پیرامون اثر کاربرد پساب شهری بر شاخص‌های کیفیت فیزیکی خاک، گزارش نمودند که شاخص S دارای همبستگی مثبت و معنی‌دار با تخلخل کل، آب قابل استفاده گیاه و گنجایش هوایی کل و همبستگی منفی و معنی‌دار با جرم مخصوص ظاهری و محتوای نسی آب بود. امامی و همکاران (۶) رابطه بین شاخص S و برخی ویژگی‌های فیزیکی کیفیت خاک در دشت مشهد را بررسی نمودند. نتایج این تحقیق نشان داد که مقدار شاخص S در خاک‌های مطالعه شده دارای دامنه بین ۰/۱۷۰-۰/۱۰۳ و میانگین ۰/۱۳۳ بود. ضرایب همبستگی حاکی از وجود رابطه معکوس بین شاخص S با درصد رس، جرم مخصوص ظاهری، قابلیت هدایت الکتریکی، عصاره اشباع، نسبت جذب سدیم و مقاومت فروروی خاک و رابطه مستقیم با میانگین وزنی قطر خاک‌دانه، ماده آلی، آهک، آب قابل استفاده گیاه و دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت بود. عسگرزاده و همکاران (۲) معتقدند که وجود رابطه منفی و معنی‌دار بین انرژی انتگرالی دامنه آب قابل استفاده گیاه و شاخص S نشان‌دهنده امکان استفاده از شاخص S جهت تخمین مقدار انرژی مورد نیاز گیاه برای جذب واحد وزن آب خاک در دامنه آب قابل استفاده گیاه می‌باشد.

مشکل اصلی آب در ایران، بهره‌وری کم آب به خصوص در بخش کشاورزی و عدم برنامه‌ریزی برای افزایش آن است. از آنجا که کیفیت فیزیکی خاک یکی از مهم‌ترین مباحث مطرح در ارتقاء کارایی مصرف آب در بخش کشاورزی محسوب می‌گردد، لذا نتایج مطالعاتی که با هدف بررسی ارتباط خصوصیات فیزیکی کیفیت خاک و مصرف آب توسط گیاه انجام شود، می‌تواند کمک شایانی در جهت بهبود کارایی مصرف آب و افزایش بهره‌وری از اراضی کشاورزی کشور نماید.

با توجه به محدود بودن مطالعات انجام شده در مورد شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی به‌عنوان یکی از

جذب واحد حجم آب خاک در محدوده ظرفیت آب قابل دسترس می‌باشد (البته با علم بر این که گیاهان برای جذب آب، انرژی مصرف نمی‌کنند، باید بیان نمود که منظور اختلاف انرژی بین آب خاک و کل آب جذب شده توسط گیاه می‌باشد). در محاسبه انرژی انتگرالی فرض بر این است که زمان کافی برای جذب آب توسط گیاه وجود داشته و شرایط دما و خشکی خیلی زیاد و همچنین تفاوت گیاهان در جذب آب و مراحل رشد گیاه در نظر گرفته نشده است. با این وجود، شاخص انرژی انتگرالی به عنوان شاخصی مناسب برای آب قابل استفاده گیاه توصیه شده است. میناسنی و مک‌برانتی (۱۲) معتقدند که در خاک‌های مشابه از نظر مقدار آب قابل استفاده، که مقدار انرژی انتگرالی متفاوت است، رشد و عملکرد گیاه و به تبع آن کارایی مصرف آب متفاوت خواهد بود. نتایج مطالعه آنها نشان داد که این شاخص با مقدار شن و عامل شکل منحنی رطوبتی (n) خاک دارای همبستگی منفی و معنی‌دار و با مقدار رس خاک دارای همبستگی مثبت و معنی‌دار می‌باشد و به عبارت دیگر گیاهان برای جذب واحد حجم آب در محدوده ظرفیت آب قابل استفاده گیاه در خاک‌های ریز بافت باید انرژی بیشتری صرف کنند.

نتایج مطالعه عسگرزاده و همکاران (۲) که با هدف محاسبه و ارزیابی انرژی انتگرالی برای مقادیر آب قابل استفاده گیاه (اختلاف رطوبت در نقاط ظرفیت مزرعه و پژمردگی دائم)، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت^۱ و گنجایش انتگرالی آب^۲ در همدان انجام شد نشان داد که بیشترین و کمترین انرژی انتگرالی به‌ترتیب برای آب قابل استفاده گیاه و گنجایش انتگرالی آب حاصل شده است. وجود ارتباط قوی و معنی‌دار بین انرژی انتگرالی، گنجایش انتگرالی آب، و مکش در نقطه دارای مقاومت فروروی معادل ۱/۵ مگاپاسکال و همچنین بین انرژی انتگرالی، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت، و مکش در نقطه دارای مقاومت فروروی معادل دو مگاپاسکال، بیان‌گر وابستگی زیاد انرژی انتگرالی به مقاومت فروروی خاک در دامنه خشک آن می‌باشد.

در منابع شاخص‌های فیزیکی مختلفی جهت ارزیابی کیفیت فیزیکی خاک‌های کشاورزی پیشنهاد شده است که از این بین، شاخصی که توسط دکستر و برد (۴) و دکستر (۵) پیشنهاد شد، توانست به بررسی کیفیت خاک (قابلیت کار بر روی آن، نفوذ آب در خاک، پایداری ساختمان و ...) کمک شایانی نماید. این شاخص که شاخص S نام گرفته است عبارت است از شیب منحنی رطوبتی خاک در نقطه عطف آن. این شاخص از طریق تعیین منحنی رطوبتی خاک با استفاده از رطوبت وزنی به عنوان تابعی از مکش ماتریک (با استفاده از معادله وان گنوختن) که در برابر لگاریتم طبیعی مکش رسم شده

1- Least limiting water range (LLWR)

2- Integral water capacity (IWC)

شاخص‌های فیزیکی کیفیت خاک، در این مطالعه سعی شده است تا با اندازه‌گیری این شاخص در خاک‌های با بافت متوسط و سبک در استان خراسان رضوی و تعیین ارتباط آماری آن با ویژگی‌های فیزیکی و به طور ویژه شاخص S، کارایی شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی، در ارزیابی کیفیت فیزیکی خاک مورد بررسی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه

این مطالعه در طی سالهای ۱۳۹۳-۱۳۹۲ در ایستگاه تحقیقات طرق مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی انجام شد. این ایستگاه با متوسط ارتفاع ۱۰۱۰ متر از سطح دریا، در مختصات جغرافیایی ۵۹ درجه و ۳۷ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۳۹ دقیقه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۱۲ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۱۴ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های ایستگاه ذکر شده جهت انجام این مطالعه، وجود تنوع در خصوصیات خاک و به طور ویژه بافت خاک می‌باشد. با توجه به توزیع کلاس‌های بافت خاک در استان خراسان رضوی، بیش از ۹۰ درصد خاک‌های این استان در قالب پنج کلاس بافتی لوم، لوم شنی، لوم سیلتی، لوم رسی و لوم رسی سیلتی قرار می‌گیرند و ویژگی بارز ایستگاه تحقیقات طرق، طبقه‌بندی بافت خاک آن در پنج کلاس بافتی ذکر شده می‌باشد. به بیان دیگر، ایستگاه تحقیقات طرق از این منظر به عنوان نمونه‌ای بسیار جامع از مجموعه خاک‌های کشاورزی استان خراسان رضوی محسوب می‌گردد.

نمونه‌برداری از خاک

بر اساس اطلاعات موجود در خصوص ویژگی‌های خاک قسمت‌های مختلف اراضی ایستگاه (۱۵)، ۳۰ نقطه با بافت، ساختمان و ماده آلی متفاوت انتخاب شد. برای اندازه‌گیری خصوصیات مختلف خاک از هر نقطه دو نمونه از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری، شامل یک نمونه دست‌خورده و یک نمونه دست‌نخورده با استفاده از استوانه‌های فلزی با قطر ۵ و ارتفاع ۵/۳ سانتی‌متر تهیه شد.

اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی

در این مطالعه پارامترهای منحنی رطوبتی خاک، با برازش معادله وان-گنوختن در برنامه RETC^۱ به داده‌های رطوبتی خاک در مکش‌های ۰، ۱۰، ۳۰، ۶۰ و ۹۰ سانتی‌متر (با استفاده از دستگاه

جعبه شن^۲) و مکش‌های ۳۳۰، ۱۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۱۵۰۰۰ سانتی‌متر (با استفاده از صفحات فشاری) به دست آمد (۱۳ و ۱). این پارامترها شامل رطوبت حجمی اشباع (θ_{vs}) (سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب)، رطوبت حجمی باقی‌مانده (θ_{vr}) (سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب)، عکس مکش ماتریک در نقطه ورود هوا (α) (بر سانتی‌متر)، عامل شکل و تعیین‌کننده شیب منحنی برازش شده (n) و m که معادل $(1 - 1/n)$ بودند (۱۴). توزیع اندازه ذرات خاک به روش هیدرومتری دو زمانه (۱۰)، جرم مخصوص ظاهری و حقیقی به ترتیب با استفاده از نمونه دست‌نخورده و روش پیکنومتر (۹) و کربن آلی به روش اکسیداسیون تر (۱۶) اندازه‌گیری شد. جهت تعیین مقاومت فروروی خاک از فروسنج^۳ مخروطی مارک Eijkelkamp با دقت یک سانتی‌متر و مخروط دارای زاویه ۶۰ درجه و سطح مقطع ۱ سانتی‌متر مربع، استفاده شد. این اندازه‌گیری در پنج مرتبه با رطوبت-های مختلف در محل‌هایی نزدیک به محل برداشت نمونه خاک دست‌خورده و دست‌نخورده انجام شد. هم‌زمان با هر اندازه‌گیری، یک نمونه خاک جهت تعیین رطوبت به روش وزنی تهیه گردید.

جهت تعیین یک تابع پیوسته از مقاومت فروروی خاک، با استفاده از نرم‌افزار اکسل یک مدل نمایی (رابطه شماره ۱) به داده‌های به دست آمده، برازش گردید.

$$PR(h) = ah^b \quad (۱)$$

که در آن $PR(h)$: مقاومت فروروی خاک به عنوان تابعی از مکش (مگاپاسکال)، h : مکش خاک (سانتی‌متر)، a و b : ضرایب تجربی مدل می‌باشد (۸).

انرژی انتگرالی آب

انرژی انتگرالی آب در هر دامنه رطوبتی حاصل انتگرال قدرمطلق شیب منحنی رطوبتی خاک در همان دامنه رطوبتی می‌باشد (۲). مقدار انرژی انتگرالی آب خاک بر حسب ژول بر کیلوگرم با استفاده از رابطه ارائه شده توسط میناسنی و مک‌براتی (۱۲) و به صورت رابطه شماره ۲ محاسبه شد.

$$E_I = 1/10 W \int_{h_i}^{h_f} h (\prod_{i=1}^m \omega_i(h)) C(h) dh \quad (۲)$$

که در آن h_i : مکش در نقطه شروع دامنه رطوبتی (مرطوب) (سانتی‌متر)، h_f : مکش در نقطه خاتمه دامنه رطوبتی (خشک) (سانتی‌متر)، W : مقدار رطوبت حجمی در دامنه رطوبتی مربوطه (سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب)، $C(h)$: قدرمطلق شیب منحنی رطوبتی خاک (بر سانتی‌متر)، $\omega_i(h)$: توابع وزن‌دهی^۴ (جهت وزن‌دهی به محدودیت‌های فیزیکی مختلف به عنوان تابعی از مکش

2- Sand box

3- Penetrometer

4- Weighting functions

1- Retention curve program

در این مطالعه انرژی انتگرالی آب برای آب قابل استفاده گیاه و دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (ظرفیت مزرعه در مکش ۱۰۰ و ۳۳۰ سانتی‌متر) و همچنین گنجایش انتگرالی آب به ترتیب به صورت $EI(PAW_{100})$, $EI(PAW_{330})$, $EI(LLWR_{100})$, $EI(LLWR_{330})$ و $EI(IWC)$ نشان داده شده است. برای انجام محاسبات انتگرالی در راستای تعیین مقدار شاخص انرژی انتگرالی آب، از نرم‌افزار Mathcad Prime 3 استفاده شد.

شاخص S

یکی از پرکاربردترین روش‌های محاسبه شاخص S، استفاده از معادله وان‌گنوختن (۱۹۸۰) می‌باشد. در این روش، شاخص S با استفاده از رابطه شماره ۴ محاسبه می‌گردد.

$$S = |-n(\theta_{gs} - \theta_{gr})[1 + 1/m]^{-(m+1)}| \quad (۴)$$

که در آن θ_{gs} و θ_{gr} به ترتیب رطوبت وزنی اشباع (کیلوگرم بر کیلوگرم) و رطوبت وزنی باقی‌مانده (کیلوگرم بر کیلوگرم) می‌باشند. با توجه به این که مقدار شاخص S همواره منفی است لذا از قدر مطلق آن استفاده می‌شود.

تجزیه‌های آماری

جهت تعیین رابطه بین شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت و گنجایش انتگرالی آب و خصوصیات اندازه‌گیری شده در این مطالعه، از همبستگی پیرسون و رگرسیون خطی چند متغیره در نرم‌افزار آماری JMP نسخه ۹/۰۲ استفاده گردید.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از اندازه‌گیری ویژگی‌ها و محاسبه پارامترهای منحنی رطوبتی خاک در نمونه‌های مورد مطالعه به اختصار در جدول ۱ ارائه شده است. نتایج حاکی از آن است که ۴۰ درصد از نمونه خاک‌های مورد مطالعه دارای بافت لوم، ۲۳ درصد بافت لوم سیلتی، ۱۷ درصد بافت لوم رسی سیلتی، ۱۳ درصد بافت لوم رسی و ۷ درصد بافت لوم شنی بودند.

خاک) و عدد ۱۰ نیز جهت تبدیل واحد از (سانتی‌متر) به (ژول بر کیلوگرم) می‌باشد.

از آنجا که اندازه دامنه‌های مختلف رطوبتی در محاسبه انرژی انتگرالی لحاظ می‌شود، لذا ابتدا مقادیر دامنه آب قابل استفاده، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت و گنجایش انتگرالی آب تعیین گردید. به این صورت که اختلاف رطوبت خاک در نقطه ظرفیت مزرعه (مکش ۱۰۰ و ۳۳۰ سانتی‌متر) و پژمردگی دائم (مکش ۱۵۰۰ سانتی‌متر) به عنوان آب قابل استفاده گیاه در نظر گرفته شد. دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت از طریق محاسبه اختلاف حد بالا (مقدار کوچک‌تر بین رطوبت ظرفیت مزرعه یا رطوبت تخلخل تهویه‌ای ۱۰ درصد) و حد پایین (مقدار بزرگ‌تر بین رطوبت پژمردگی دائم و مقاومت فروری دو مگاپاسکال) تعیین گردید. مقدار شاخص گنجایش انتگرالی آب نیز بر اساس رابطه شماره ۳ که توسط گرانولت و همکاران (۸) ارائه شده است، محاسبه شد.

$$IWC = \int_0^{\infty} (\prod_{i=1}^m \omega_i(h)) C(h) dh \quad (۳)$$

که در آن $C(h)$: قدر مطلق شیب منحنی رطوبتی خاک (بر سانتی‌متر)، و $\omega_i(h)$: توابع وزن‌دهی که محدودیت‌های فیزیکی مختلف را به عنوان تابعی از مکش خاک وزن‌دهی می‌کنند. مقدار تابع وزن‌دهی وقتی که محدودیت کامل در مقابل جذب آب توسط گیاه وجود داشته باشد معادل صفر و به صورت پیوسته تا یک افزایش پیدا می‌کند و وقتی که هیچ‌گونه محدودیتی برای جذب آب توسط گیاه وجود نداشته باشد به یک می‌رسد. نحوه محاسبه توابع وزن‌دهی مفصلاً توسط گرانولت و همکاران (۸) و عسگرزاده و همکاران (۱) ارائه شده است.

در محاسبه انرژی انتگرالی، مقادیر مکش در نقاط شروع و پایان دامنه رطوبتی برای آب قابل استفاده گیاه به ترتیب مکش در نقاط ظرفیت مزرعه و پژمردگی دائم و برای دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت مکش در حد بالا و حد پایین این دامنه می‌باشد. مقادیر توابع وزن‌دهی برای محدوده داخل این دو دامنه رطوبتی یک و در خارج از آن صفر در نظر گرفته می‌شود.

مکش در نقاط شروع و پایان دامنه رطوبتی برای گنجایش انتگرالی آب با تعیین این که چه موقع یکی از توابع وزن‌دهی در یکی از دو انتهای مرطوب و خشک صفر خواهد بود، در نظر گرفته می‌شود.

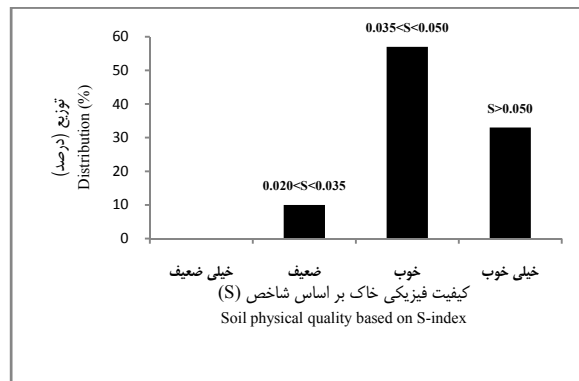
جدول ۱- جرم مخصوص ظاهری، کربن آلی و پارامترهای منحنی رطوبتی در خاک‌های مورد مطالعه

Table 1- Soil bulk density, organic carbon and soil moisture release curve parameters of studied soils

	D _b (gr cm ⁻³)	OC %	α (cm ³ cm ⁻³)		n -	
Max حداکثر	1.56	1.05	0.08	0.51	0.74	1.66
Min حداقل	1.29	0.26	0	0.40	0.02	1.16
Mean میانگین	1.45	0.53	0.01	0.45	0.08	1.27
SD انحراف معیار	0.064	0.222	0.023	0.026	0.129	0.121
CV ضریب تغییرات	4.46	41.87	161.48	5.69	159.00	9.53

دسته کیفیت فیزیکی خیلی خوب، خوب، ضعیف و خیلی ضعیف طبقه بندی نمود. نتایج این مطالعه نشان داد که هیچ یک از نمونه های خاک در دسته ساختمان خیلی ضعیف (شاخص کوچک تر از ۰/۰۲۰) قرار نگرفته است. نمودار توزیع خاک های مطالعه شده بر اساس شاخص S در شکل ۱ نشان داده شده است.

نتایج محاسبه شاخص S با استفاده از پارامترهای منحنی رطوبتی خاک نشان داد که مقدار این شاخص در خاک های محدوده مورد مطالعه، دارای دامنه ای بین ۰/۰۲۹-۰/۰۷۰ و میانگین ۰/۰۴۶ می باشد. رینولدز و همکاران (۱۴) معتقدند که با استفاده از این شاخص، می توان خاک ها را از منظر کیفیت فیزیکی در قالب چهار



شکل ۱- نمودار توزیع نمونه خاک های مطالعه شده بر اساس شاخص S

Figure 1- Soil samples distribution based on S-index

جدول ۲- پارامترهای منحنی رطوبتی در خاک شماره ۳۰

Table 2- Parameters of moisture release curve for soil No. 30

	α	n
$(\text{cm}^3 \text{cm}^{-3})$	(cm^{-1})	-
مقدار (Value)	0.00 0.471 0.076	1.238

جدول ۳- مقادیر رطوبت حجمی در دامنه های مختلف رطوبتی خاک شماره ۳۰

Table 3- Volumetric water content in different soil water ranges for soil No. 30

	IWC	LLWR ₃₃₀	LLWR ₁₀₀	PAW ₃₃₀	PAW ₁₀₀
	$(\text{cm}^3 \text{cm}^{-3})$				
مقدار (Value)	0.224	0.150	0.193	0.159	0.201

جدول ۴- عوامل مورد نیاز در محاسبات شاخص گنجایش انتگرالی و انرژی انتگرالی آب در خاک شماره ۳۰

Table 4- Required factors for calculation of integral water capacity and integral energy indices for soil No. 30

محدودیت (Limitation)	عامل (Factor)	محدودیت (Limitation)	عامل (Factor)
هدایت هیدرولیکی زیاد (High soil hydraulic conductivity)	$K_r(330) = 6.75 \times 10^{-6}$	مقاومت فروروی (Penetration resistance)	$a = 0.316 (\text{Mpa cm}^{-1})$ $b = 0.197$ $h_{1.5 \text{ MPa}} = 2713 (\text{cm})$ $h_{2.5 \text{ MPa}} = 36279 (\text{cm})$
تهویه (Soil aeration)	K $h_{10} = 24 (\text{cm})$ $h_{15} = 53 (\text{cm})$ $A = 2.98$	هدایت هیدرولیکی کم (Low soil hydraulic conductivity)	$d = -2.545$ α

$\omega_K(h)$: تابع وزنی دهی محدودیت هدایت هیدرولیکی زیاد، $\omega_a(h)$: تابع وزنی دهی محدودیت تهویه، $\omega_R(h)$: تابع وزنی دهی محدودیت مقاومت فروروی و $\omega_{dry}(h)$: تابع وزنی دهی محدودیت هدایت هیدرولیکی کم

$\omega_K(h)$: High soil hydraulic conductivity weighting function, $\omega_a(h)$: Soil aeration weighting function, $\omega_R(h)$: Soil penetration resistance weighting function, $\omega_{dry}(h)$: Low soil hydraulic conductivity weighting function

$$E_I(PAW_{100}) = 1/10 * 0.201 \left(\int_{100}^{15000} (h)C(h)dh \right) = 200.278 \text{ (J kg}^{-1}\text{)} \quad (5)$$

$$E_I(PAW_{330}) = 1/10 * 0.159 \left(\int_{330}^{15000} (h)C(h)dh \right) = 245.080 \text{ (J kg}^{-1}\text{)} \quad (6)$$

$$E_I(LLWR_{100}) = 1/10 * 0.193 \left(\int_{100}^{11688} (h)C(h)dh \right) = 171.550 \text{ (J kg}^{-1}\text{)} \quad (7)$$

$$E_I(LLWR_{330}) = 1/10 * 0.150 \left(\int_{330}^{11688} (h)C(h)dh \right) = 212.139 \text{ (J kg}^{-1}\text{)} \quad (8)$$

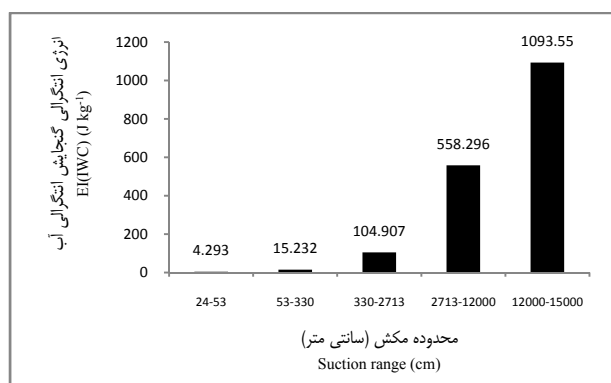
(۹)

$$E_I(IWC) = 1/10 * 0.224 \left(\int_{24}^{53} (h)(\omega_a(h) * \omega_k(h))C(h)dh + \int_{53}^{330} (h)(\omega_k(h))C(h)dh + \int_{330}^{2713} (h)C(h)dh + \int_{2713}^{12000} (h)(\omega_R(h))C(h)dh + \int_{12000}^{15000} (h)(\omega_R(h) * \omega_{dry}(h))C(h)dh \right) = 1/2.24 (0.687 + 13.709 + 89.171 + 167.489 + 21.871) = 130.771 \text{ (J kg}^{-1}\text{)}$$

نحوه محاسبه انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی خاک هستند.

نتایج محاسبه شاخص گنجایش انتگرالی آب در خاک شماره ۳۰ نشان داد که مقدار حجمی آب در مقاطع شامل محدودیت‌های هدایت هیدرولیکی زیاد همراه با محدودیت تهویه، هدایت هیدرولیکی زیاد، بدون محدودیت، مقاومت فروروی، و هدایت هیدرولیکی کم همراه با محدودیت مقاومت فروروی به ترتیب ۰/۰۱۶، ۰/۰۰۹، ۰/۰۸۵، ۰/۰۰۳ و ۰/۰۰۲ و مجموعاً ۰/۲۲۴ سانتی متر مکعب بر سانتی متر مکعب است. شکل ۲ مقادیر انرژی مورد نیاز جهت جذب واحد حجم آب خاک در پنج مقطع منحنی رطوبتی (گنجایش انتگرالی آب) خاک شماره ۳۰ را نشان می‌دهد.

بر این اساس، کیفیت فیزیکی خاک در ۹۰ درصد نمونه‌های بررسی شده در شرایط خوب و خیلی خوب قرار دارد. قبل از محاسبه شاخص انرژی انتگرالی آب، عوامل مورد نیاز در محاسبات مربوط به توابع وزن‌دهی و محدودیت‌ها با استفاده از پارامترهای منحنی رطوبتی خاک در قالب نرم‌افزار اکسل محاسبه و تعیین گردید. در ادامه محاسبات مربوط به توابع وزن‌دهی محدودیت‌ها و در نهایت تعیین شاخص انرژی انتگرالی آب برای خاک شماره ۳۰ با بافت لوم به عنوان نمونه آورده شده است. جداول ۲، ۳ و ۴ به ترتیب پارامترهای منحنی رطوبتی، مقادیر رطوبت حجمی در دامنه‌های مختلف رطوبتی و مقادیر عوامل مورد نیاز در محاسبات شاخص گنجایش انتگرالی و انرژی انتگرالی آب مربوط به نمونه خاک شماره ۳۰ را نشان می‌دهند. روابط شماره ۵ الی ۹ نیز نشان‌دهنده



شکل ۲- مقادیر انرژی مورد نیاز جهت جذب واحد حجم آب خاک در پنج مقطع منحنی رطوبتی (دامنه گنجایش انتگرالی آب) خاک شماره ۳۰

Figure 2- The energy requirements of soil No. 30 to take up a unit mass of soil water in integral water capacity range

خاک است.

مقایسه مقادیر حجمی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی و انرژی انتگرالی مربوط به هر دامنه در نمونه خاک‌های مطالعه شده نشان داد که در تعدادی از نمونه‌های خاک با وجود یکسان بودن مقدار حجمی آب در دامنه‌های رطوبتی متناظر، مقدار انرژی انتگرالی آب در همان دامنه‌ها متفاوت می‌باشد. به بیان دیگر در صورت استفاده از ویژگی

همان‌گونه که مشاهده می‌گردد در خاک شماره ۳۰ مقدار انرژی جهت جذب واحد حجم آب در مکش ۱۵۰۰-۱۲۰۰۰ سانتی متر بیش از ۲۵۰ برابر مقدار انرژی مورد نیاز در مکش ۲۴-۵۳ سانتی متر می‌باشد. عسگرزاده و همکاران (۲) نیز در مطالعه‌ای مشابه نشان دادند که مقدار انرژی مورد نیاز جهت جذب واحد حجم آب در مکش‌های انتهایی بیش از ۱۰۰ برابر مقدار آن در مکش‌های ابتدایی (مرطوب)

مقدار این شاخص در خاک شماره ۷، ۱/۷ برابر بیشتر از خاک شماره ۱۹ بوده و لذا می‌توان بیان نمود که خاک شماره ۱۹ از نظر کیفیت فیزیکی در شرایط بهتری قرار دارد. مقادیر حداکثر، حداقل و میانگین انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت و همچنین گنجایش انتگرالی آب در نمونه خاک‌های مورد بررسی در جدول ۵ ارائه شده است.

اندازه دامنه رطوبتی (یکی از تعاریف) به‌عنوان شاخص کیفیت فیزیکی خاک، تعداد زیادی از نمونه‌ها مشابه هم بوده و لذا اختلافی از نظر کیفیت فیزیکی خاک در این نمونه‌ها مشاهده نخواهد شد ولی با استفاده از شاخص انرژی انتگرالی در همان نمونه‌ها می‌توان خاک‌ها را از منظر کیفیت فیزیکی متمایز ساخت. به طور مثال اندازه دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (۱۰۰) در دو نمونه خاک شماره ۷ و ۱۹ یکسان و معادل ۰/۲۱ سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب بود ولی نتایج محاسبه انرژی انتگرالی در همین دامنه رطوبتی نشان داد که

جدول ۵- مقادیر انرژی جمعی آب در دامنه آب قابل استفاده، دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت و گنجایش انتگرالی آب
Table 5- Integral energy of plant available water, least limiting water range and integral water capacity

	EI(IWC)	EI(LLWR ₃₃₀)	EI(LLWR ₁₀₀)	EI(PAW ₃₃₀)	EI(PAW ₁₀₀)
	(J kg ⁻¹)				
حداکثر (Max)	224	270	236	306	236
حداقل (Min)	74	47	45	156	99
میانگین (Mean)	135	184	154	237	197

دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت نیز کمتر می‌باشد و نشان‌گر آن است که لحاظ نمودن محدودیت‌های جذب آب توسط گیاه به صورت تابعی پیوسته از مکش آب در خاک و محاسبه انرژی انتگرالی با توجه به اثر این محدودیت‌ها، نتیجه مطلوب‌تری حاصل می‌کند. این موضوع در محاسبات شاخص انرژی انتگرالی آب مربوط به خاک شماره ۳۰ کاملاً مشهود است. نتایج مطالعه عسگرزاده و همکاران (۲) نیز نشان داد که به طور متوسط مقدار انرژی انتگرالی در دامنه گنجایش انتگرالی آب کمترین و در دامنه آب قابل استفاده گیاه بیشترین مقدار را به خود اختصاص داد.

نتایج حاکی از آن است که میانگین مقدار انرژی انتگرالی آب در دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت که در آن علاوه بر رطوبت در نقاط ظرفیت مزرعه و پژمردگی دائم، محدودیت‌های تهویه و مقاومت فروری خاک نیز لحاظ شده است، از میانگین مقدار این عامل در محدوده آب قابل استفاده گیاه (ظرفیت مزرعه متناظر) کمتر می‌باشد. به بیان دیگر در دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت گیاه با صرف انرژی کمتری جهت غلبه بر پتانسیل آب در خاک می‌تواند آب را جذب نماید. نکته دیگر قابل توجه، میانگین مقدار انرژی انتگرالی آب در محدوده گنجایش انتگرالی آب است که از مقدار این شاخص در

جدول ۶- ضرائب همبستگی و سطوح معنی‌داری ویژگی‌های اندازه‌گیری شده خاک با مقادیر شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی

Table 6- Correlation coefficients of soil measured properties with integral energy of different soil water ranges

ویژگی‌های خاک (Soil properties)	EI(IWC)	EI(LLWR ₃₃₀)	EI(LLWR ₁₀₀)	EI(PAW ₃₃₀)	EI(PAW ₁₀₀)
شن (Sand)	-0.26 ^{ns}	-0.17 ^{ns}	-0.02 ^{ns}	-0.50 ^{**}	-0.59 ^{***}
سیلت (Silt)	0.18 ^{ns}	0.20 ^{ns}	0.07 ^{ns}	0.48 ^{**}	0.57 ^{**}
رس (Clay)	0.32 ^{ns}	0.07 ^{ns}	0.05 ^{ns}	0.41 [*]	0.49 ^{**}
کربن آلی (OC)	0.47 ^{**}	0.24 ^{ns}	0.34 ^{ns}	0.25 ^{ns}	0.46 [*]
جرم مخصوص ظاهری (D _b)	-0.17 ^{ns}	-0.12 ^{ns}	-0.03 ^{ns}	-0.47 ^{**}	-0.17 ^{ns}
رطوبت حجمی اشباع (θ _{vs})	-0.22 ^{ns}	0.11 ^{ns}	0.03 ^{ns}	0.53 ^{**}	0.21 ^{ns}
رطوبت حجمی باقی‌مانده (θ _{vr})	-0.51 ^{**}	-0.17 ^{ns}	-0.41 [*]	-0.45 [*]	-0.88 ^{***}
عکس مکش در نقطه ورود هوا (α)	-0.02 ^{ns}	0.14 ^{ns}	0.23 ^{ns}	-0.06 ^{ns}	0.17 ^{ns}
عامل شکل منحنی رطوبتی (n)	-0.58 ^{***}	-0.18 ^{ns}	-0.46 ^{**}	-0.47 ^{**}	-0.97 ^{***}

***: معنی‌دار در سطح ۰/۱٪، **: معنی‌دار در سطح ۱٪، *: معنی‌دار در سطح ۵٪، ^{ns}: غیرمعنی‌دار
***: significant (P < 0.001), **: significant (P < 0.01), *: significant (P < 0.05), ^{ns}: non-significant

خاک صورت می‌گیرد، لذا کاهش انرژی انتگرالی آب در نتیجه افزایش میزان شن منطقی به نظر می‌رسد. درخصوص اجزاء سیلت و رس خاک که به دلیل سطح ویژه زیاد موجب افزایش ظرفیت نگهداشت آب خاک و جذب و حبس آب درون خلل و فرج می‌گردند، میزان انرژی مورد نیاز جهت غلبه بر انرژی آب خاک در راستای جذب توسط گیاه افزایش می‌یابد. میناسنی و مک‌برانتی (۱۲) نیز گزارش نمودند که انرژی انتگرالی با مقدار شن دارای همبستگی منفی و معنی‌دار و با مقدار رس خاک دارای همبستگی مثبت و معنی‌دار می‌باشد. ضرایب منفی برای درصد شن و ضرایب مثبت برای درصد رس خاک در روابط رگرسیونی تخمین‌گر مقدار انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده گیاه که توسط عسگرزاده و همکاران (۲) ارائه شده است نیز مؤید این مطلب است.

بررسی ضرایب همبستگی بین پارامترهای منحنی رطوبتی خاک و انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی نشان داد که از چهار پارامتر منحنی رطوبتی در نمونه خاک‌های مطالعه شده، تنها دو پارامتر رطوبت حجمی باقی‌مانده و عامل شکل منحنی، دارای ارتباط منفی و معنی‌دار با انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی به جز دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (۳۳۰) می‌باشند. بر این اساس در خاک‌های با رطوبت باقی‌مانده بیشتر و عامل شکل بزرگتر، مقدار انرژی انتگرالی آب کاهش یافته و گیاه با سهولت بیشتری آب را جذب می‌کند. عسگرزاده و همکاران (۲) معتقدند در خاک‌های با شیب تند منحنی رطوبتی در محدوده غیراشباع که عمدتاً خاک‌های درشت بافت یا دارای ساختمان مناسب می‌باشند، مقدار انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده گیاه کمتر بوده و به تبع آن کیفیت فیزیکی خاک مناسب‌تر می‌باشد. نتایج بررسی مقادیر عامل شکل منحنی رطوبتی در نمونه خاک‌های مورد مطالعه نیز نشان داد که به طور متوسط بیشترین مقدار این عامل مربوط به بافت لوم شنی و کمترین آن مربوط به بافت لوم رسی و لوم رسی سیلتی بود که با نتایج ارائه شده در خصوص مقدار انرژی انتگرالی مطابقت دارد. در این مطالعه همبستگی بسیار قوی بین عامل شکل منحنی رطوبتی خاک و انرژی انتگرالی در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) مشاهده شد و نشان داد که این پارامتر را می‌توان به عنوان تخمین‌گر مناسبی برای انرژی انتگرالی در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) در نظر گرفت. این نتیجه با نتایج مطالعات میناسنی و مک‌برانتی (۱۲) و عسگرزاده و همکاران (۲) مطابقت دارد.

رابطه خطی بین انرژی انتگرالی در دو دامنه آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) و گنجایش انتگرالی آب و شاخص S به ترتیب در شکل‌های ۳ و ۴ نشان داده شده است. بر این اساس افزایش مقدار شاخص S کاهش انرژی انتگرالی در دامنه‌های رطوبتی ذکر شده را به دنبال دارد. به بیان دیگر با افزایش کیفیت فیزیکی خاک‌های مطالعه شده بر

نتایج بررسی مقادیر انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی در خاک‌های مطالعه شده نشان داد که به طور متوسط خاک‌های دارای بافت لوم شنی و لوم سیلتی کمترین و خاک‌های با بافت لوم رسی سیلتی بیشترین مقدار این شاخص را به خود اختصاص دادند.

ارتباط آماری بین ویژگی‌های اندازه‌گیری شده با مقادیر شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی در قالب ضریب همبستگی پیرسون در جدول ۶ ارائه شده است.

نتایج نشان داد که توزیع اندازه ذرات، کربن آلی و جرم مخصوص ظاهری خاک تأثیر معنی‌داری بر انرژی انتگرالی آب در دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت ندارد. در این تحقیق با افزایش مقدار کربن آلی خاک، انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی افزایش یافت و این رابطه مثبت در خصوص آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) و گنجایش انتگرالی آب به ترتیب در سطح پنج و یک درصد معنی‌دار شد. ارتباط مثبت مقدار کربن آلی خاک و انرژی انتگرالی آب را می‌توان به خصوصیت آب‌دوستی مواد آلی و جذب آب توسط این مواد ارتباط داد به گونه‌ای که با افزایش ماده آلی، مقدار آب جذب شده توسط آن افزایش یافته و در نتیجه انرژی مورد نیاز گیاه جهت غلبه بر انرژی آب خاک و جذب آب افزایش می‌یابد.

انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۳۳۰) با کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک افزایش معنی‌دار نشان داد. با توجه به ضریب همبستگی منفی و معنی‌دار بین مقدار کربن آلی و جرم مخصوص ظاهری خاک در این مطالعه، می‌توان تأثیر معکوس جرم مخصوص ظاهری بر انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۳۳۰) را به طور غیر مستقیم از طریق تأثیر کربن آلی بر این شاخص توجیه نمود. نتیجه‌ای مشابه در خصوص دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت توسط عسگرزاده و همکاران (۲) نیز گزارش شده است. این محققین بیان می‌دارند که با افزایش جرم مخصوص ظاهری، مقاومت فروروی خاک افزایش یافته و باعث می‌شود که مقاومت فروروی معادل دو مگاپاسکال در مکش‌های کمتری حاصل گردد. لذا انرژی انتگرالی آب در دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت به دلیل قرارگیری آب قابل استفاده گیاه در مکش‌های کمتر، کاهش می‌یابد. به بیان دیگر ایشان معتقدند که با وجود این که افزایش تراکم و فشردگی خاک باعث کاهش اندازه دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت می‌گردد ولی میزان کاهش انرژی انتگرالی آب در این دامنه رطوبتی بیشتر است.

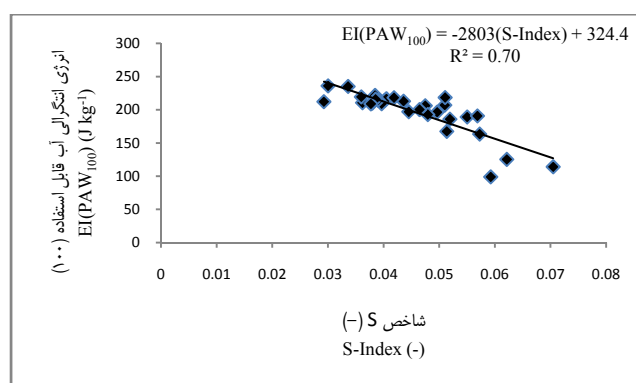
نتایج این مطالعه نشان داد که شن خاک دارای رابطه منفی و معنی‌دار با انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده گیاه بوده ولی در خصوص سیلت و رس خاک رابطه مثبت و معنی‌دار مشاهده شد. با توجه به این که حداقل میزان جذب و نگهداشت آب به وسیله جزء شن

به‌عنوان متغیرهای مستقل در نظر گرفته شد. نتایج این تجزیه در جدول ۷ ارائه شده است.

نتیجه تجزیه رگرسیون چند متغیره نشان داد که انرژی انتگرالی در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) از طریق عامل شکل منحنی رطوبتی خاک با ضریب تبیین ۰/۹۵ قابل تخمین است. در خصوص انرژی انتگرالی دامنه آب قابل استفاده گیاه (۳۳۰)، نتایج حاکی از ورود رطوبت حجمی اشباع و درصد شن خاک به رابطه تخمین گر این شاخص می‌باشند. بر اساس این رابطه ۴۳ درصد تغییرات انرژی انتگرالی در این دامنه رطوبتی توسط رطوبت حجمی اشباع با ضریب مثبت و درصد شن خاک با ضریب منفی تبیین می‌گردد. با توجه به این که مقدار رطوبت اشباع در خاک‌های ریزبافت بیشتر بوده و بر اساس آنچه که گفته شد مقدار انرژی انتگرالی نیز در این‌گونه خاک‌ها بیشتر است، لذا تأثیر مثبت این ویژگی بر مقدار انرژی انتگرالی در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۳۳۰) منطقی به نظر می‌رسد.

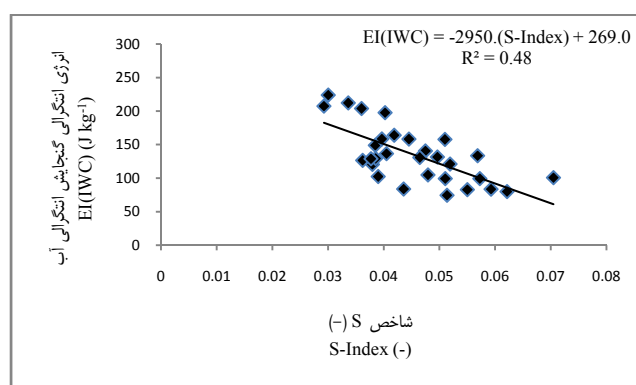
اساس شاخص S، مقدار انرژی انتگرالی در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) و گنجایش انتگرالی آب کاهش یافته است و حاکی از آن است که افزایش شاخص S، منجر به سهولت بیشتر جذب آب توسط گیاه شده است. این نتیجه تأییدی بر قابلیت استفاده از شاخص S به‌عنوان یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های فیزیکی کیفیت خاک بود. در این مطالعه رابطه منطقی بین شاخص S و انرژی انتگرالی در دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت و آب قابل استفاده گیاه (۳۳۰) مشاهده نشد. عسگرزاده و همکاران (۲) نیز رابطه خطی بین انرژی انتگرالی دامنه آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰ و ۳۳۰) و شاخص S با ضریب تبیین به‌ترتیب ۰/۵۱ و ۰/۴۶ را گزارش نموده‌اند.

در این پژوهش با استفاده از تجزیه رگرسیون خطی چند متغیره گام‌به‌گام، مقدار شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی با استفاده از ویژگی‌های فیزیکی اندازه‌گیری شده، تخمین زده شد. به این صورت که شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی به‌عنوان متغیر وابسته و ویژگی‌های فیزیکی خاک



شکل ۳- رابطه خطی بین انرژی انتگرالی آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) و شاخص S

Figure 3- Linear relation between integral energy of plant available water (100) and S-index



شکل ۴- رابطه خطی بین انرژی انتگرالی گنجایش انتگرالی آب و شاخص S

Figure 4- Linear relation between integral energy of integral water capacity and S-index

جدول ۷- تجزیه رگرسیون چند متغیره بین مقادیر شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی و ویژگی‌های فیزیکی خاک

Table 7- Multivariate regression analysis between integral energy of different soil water ranges and soil physical properties

متغیر وابسته (Dependent variable)	متغیر مستقل (Independent variable)	واحد (Unit)	ضریب (Coefficient)	ضریب تبیین جزئی (Partial R ²)	ضریب تبیین تجمعی (Cumulative R ²)	سطح معنی‌داری (Signification)
EI(PAW ₁₀₀)	عامل شکل منحنی رطوبتی (n)	-	-265.23	0.95	0.95	0.000
	عرض از مبدا (Intercept)	(J kg ⁻¹)	534.01	--	--	--
EI(PAW ₃₃₀)	رطوبت حجمی اشباع (θ_{vs})	(cm ³ cm ⁻³)	449.94	0.28	0.28	0.002
	شن (Sand)	(%)	-0.82	0.15	0.43	0.012
	عرض از مبدا (Intercept)	(J kg ⁻¹)	57.18	--	--	--
EI(LLWR ₁₀₀)	عامل شکل منحنی رطوبتی (n)	-	-236.39	0.22	0.22	0.009
	عرض از مبدا (Intercept)	(J kg ⁻¹)	454.70	--	--	--
EI(IWC)	شاخص S (S-Index)	-	-2557.52	0.48	0.48	0.000
	کربن آلی (OC)	(%)	58.84	0.09	0.57	0.025
	عرض از مبدا (Intercept)	(J kg ⁻¹)	57.18	--	--	--

نتایج نشان داد که عامل شکل منحنی رطوبتی خاک تنها ویژگی وارد شده به رابطه تخمین‌گر انرژی انتگرالی در دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (۱۰۰) بوده و ۲۲ درصد تغییرات این شاخص توسط عامل شکل منحنی قابل توجیه است. در این مطالعه شاخص S و درصد کربن آلی خاک مجموعاً ۵۷ درصد تغییرات انرژی انتگرالی در دامنه گنجایش انتگرالی آب خاک را توجیه نمودند که ۴۸ درصد این تغییرات توسط شاخص S تبیین می‌شود.

در مجموع می‌توان بیان نمود که عامل شکل منحنی رطوبتی خاک و شاخص S، مهم‌ترین ویژگی‌های مؤثر بر انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) و گنجایش انتگرالی آب می‌باشند.

نتایج ارائه شده در این پژوهش حاصل مطالعه بر روی خاک‌های دارای بافت متوسط رو به سبک می‌باشد. لذا پیشنهاد می‌گردد جهت بررسی‌های جامع‌تر مطالعاتی مشابه بر روی خاک‌های دارای بافت‌های متنوع انجام گردد.

نتیجه‌گیری کلی

پژوهش حاضر با هدف بررسی ارتباط انرژی انتگرالی آب خاک در دامنه‌های مختلف رطوبتی به‌عنوان یکی از شاخص‌های فیزیکی کیفیت خاک، با شاخص S در خاک‌های با بافت متوسط و سبک در استان خراسان رضوی انجام شد. در این مطالعه فرض بر این بود که در خاک‌های با مقادیر شاخص S بزرگتر، انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی کمتر است. به بیان دیگر در خاک‌های با

کیفیت فیزیکی مناسب، انرژی مورد نیاز گیاه جهت جذب واحد حجم آب خاک کمتر می‌باشد. در این مطالعه کیفیت فیزیکی خاک بر اساس شاخص S در ۹۰ درصد نمونه‌های خاک در شرایط خوب و خیلی خوب ارزیابی شد. نتایج بررسی مقادیر انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های مختلف رطوبتی در خاک‌های مطالعه شده نشان داد که به طور متوسط خاک‌های دارای بافت لوم شنی و لوم سیلتی کمترین و خاک‌های با بافت لوم رسی سیلتی بیشترین مقدار این شاخص را به خود اختصاص دادند. مقایسه مقدار انرژی انتگرالی در دامنه‌های مختلف رطوبتی حاکی از آن بود که میانگین مقدار انرژی انتگرالی آب در محدوده گنجایش انتگرالی آب از مقدار این شاخص در دامنه آب قابل استفاده گیاه و دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت کمتر بوده و نشان‌گر آن است که لحاظ نمودن محدودیت‌های جذب آب توسط گیاه به صورت تابعی پیوسته از مکش آب در خاک و محاسبه انرژی انتگرالی با توجه به اثر این محدودیت‌ها، نتیجه مطلوب‌تری حاصل می‌کند. تحلیل آماری نتایج، نشان داد که شاخص S مقدار انرژی انتگرالی آب در دامنه آب قابل استفاده گیاه (۱۰۰) و گنجایش انتگرالی آب را به طور معنی‌داری تحت تأثیر قرار داده و با افزایش این شاخص و به بیان دیگر کیفیت فیزیکی خاک، مقدار انرژی مورد نیاز گیاه جهت جذب واحد حجم آب خاک در این دو دامنه رطوبتی کاهش یافت. در مجموع می‌توان بیان نمود که عامل شکل منحنی رطوبتی خاک و شاخص S تعیین‌کننده مقدار شاخص انرژی انتگرالی آب در دامنه‌های رطوبتی ذکر شده می‌باشند.

منابع

- 1- Asgarzadeh H., Mosaddeghi M.R., Mahboubi A.A., Nosrati A., and Dexter A.R. 2010. Soil water availability for plants as quantified by conventional available water, least limiting water range and integral water capacity. *Plant Soil*, 335: 229–244.
- 2- Asgarzadeh H., Mosaddeghi M.R., Mahboubi A.A., Nosrati A., and Dexter A.R. 2011. Integral energy of conventional available water, least limiting water range and integral water capacity for better characterization of water availability and soil physical quality. *Geoderma*, 166: 34–42.
- 3- Beigi Harchegani H., and Banitalebi G. 2013. The effect of long-term application of municipal wastewater on soil physical quality indices: A case study in the Taqanak farms, Shahrekord. *Journal of Water and Soil*, 27(5): 1046–1056. (in Persian with English abstract)
- 4- Dexter A.R., and Bird N.R.A. 2001. Methods for predicting the optimum and the range of soil water contents for tillage based on the water retention curve. *Soil & Tillage Research*, 57: 203–212.
- 5- 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.
- 6- Emami H., Lakzian A., and Mohajerpour M. 2010. Study of the relationship between slope of retention curve and some physical properties of soil quality. *Journal of Water and Soil*, 24(5): 1027–1035. (in Persian with English abstract)
- 7- Emami H., Neyshabouri M.R., and Shorafa M. 2012. Relationships between some soil quality indicators in different agricultural soils from Varamin, Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 14: 951–959.
- 8- Groenevelt P.H., Grant C.D., and Semetsa S. 2001. A new procedure to determine soil water availability. *Australian Journal of Soil Research*, 39: 577–598.
- 9- Hao X., Ball B.C., Culley J.L.B., Carter M.R., and Parkin G.W. 2007. Soil density and porosity. p. 743-760. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.
- 10- Kroetsch D., and Wang C. 2007. Particle size distribution. p. 713–725. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.
- 11- Letey J. 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Advanced Soil Science*, 1: 277–294.
- 12- Minasny B., and McBratney A.B. 2003. Integral energy as a measure of soil–water availability. *Plant Soil*, 249: 253–262.
- 13- Reynolds W.D., and Clarke Topp G. 2007. Soil water desorption and imbibition: tension and pressure techniques. p. 981-997. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.
- 14- 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.
- 15- Sahebame A.A. 2002. The precise detailed study of soil and land classification of Torogh (Khorasan-Razavi) agricultural research station. Final report, 1146. Soil and Water Research Institute. (in Persian)
- 16- Skjemstad J.O., and Baldock J.A. 2007. Total and organic carbon. p. 225-237. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.



The Relationship Between Integral Energy (EI) of Different Soil Moisture Ranges and S-Index in Medium to Coarse-textured Soils

M. Zangiabadi^{1*} - M. Gorji² - M. Shorafa³ - P. Keshavarz⁴ - S. Saadat⁵

Received: 05-04-2016

Accepted: 06-06-2016

Introduction: Soil physical quality is one of the most important factors affecting plants water use efficiency in agricultural land uses. In the literature, some soil physical properties and indices such as S-index, Pore Size Distribution (PSD), porosity, Air Capacity (AC), Plant Available Water (PAW) content, Least Limiting Water Range (LLWR) and Integral Water Capacity (IWC) were mentioned as the soil physical quality indicators. It has been reported that the soils with the same PAW, LLWR and IWC may have different physical qualities. The index of Integral Energy (EI) of the soil moisture ranges may differ between the soils with equal soil moisture over a defined water content range. This index is defined as the required energy to uptake the unit mass of soil moisture by plants. According to this definition, the soils with low EI would have better physical quality for plants roots growth. In this research, we hypothesized that EI of different soil moisture ranges were negatively related to S-index which means the plants required energy to uptake the soil water in the soils with high S-index, is lower than the soils with poor physical quality (less S-index). So we examined our hypothesis in medium to coarse-textured soils of Khorasan-Razavi province (Iran).

Materials and Methods: This research was conducted in Torogh Agricultural and Natural Resources Research and Education Station in Khorasan-Razavi province, north-eastern Iran (59° 37' 33"-59° 39' 10" E, 36° 12' 31"-36° 13' 56" N). Soil textures of this research station, are classified into loam, silt loam, silty clay loam, clay loam, and sandy loam which is as the same in more than 90% of agricultural soils in Khorasan-Razavi province. Thirty points with different soil textures and organic carbon contents were selected. In order to measure different properties of the soil, two soil samples (5 cm diameter × 5.3 cm length core sample and a disturbed soil sample) were collected from 0-30 cm depth of each point. After conducting required laboratory and field measurements using standard methods, the Soil Moisture Release Curve (SMRC) parameters (RETC program), S-index, PAW and LLWR (measured in matric heads of 100 and 330 cm for the field capacity), IWC and EI of mentioned soil moisture ranges were calculated. In this regard, integration calculations were done by Mathcad Prime 3 software. Finally, the relationships between the measured properties and EI values (for PAW₁₀₀, PAW₃₃₀, LLWR₁₀₀, LLWR₃₃₀ and IWC) were analyzed using Pearson correlation coefficient and stepwise multivariate linear regression by JMP (9.02) statistical software.

Results and Discussion: The S-index of 30 soil samples were between 0.029-0.070 with average of 0.046. These results showed that 90% of studied soil samples had good and very good and 10% had poor physical quality. The lowest average EI values of different soil moisture ranges were observed in sandy loam and silt loam and the highest was observed in silty clay loam soil textures. The EI(IWC) mean value was lower than EI(PAW) and EI(LLWR) mean values which indicated that calculating the EI values based on continuous effects of water uptake physical limitations, resulted in lower required energy for plants to uptake the unit mass of soil moisture. Statistical analysis resulted in significantly negative relations between S-index and two indices of EI(PAW₁₀₀) and EI(IWC). Multivariate regression analysis showed that EI(PAW₁₀₀) and EI(LLWR₁₀₀) could be estimated by shape parameter (n) of SMRC by regression coefficients of 0.95 and 0.22, respectively and the value of EI(IWC) could be estimated by S-index and organic carbon content by regression coefficient of 0.57. The parameter of saturated volumetric water content (θ_{vs}) of SMRC and sand percentage were determining factors of EI(PAW₃₃₀). In this research, it was not obtained the significant relationship between EI(LLWR₃₃₀) values and measured soil physical properties. According to the results, increment of the shape parameter (n) of SMRC and S-index led to reducing the plants required energy to uptake the unit mass of soil moisture in

1 and 4- Researcher and Associated Professor of Soil and Water Research Department, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Mashhad, Iran, Respectively

(*- Corresponding Author Email: m.zangiabadi@areeo.ac.ir)

2 and 3- Professors of Soil Science Engineering Department, University of Tehran, Karaj, Iran

5- Assistant Professor of Soil Conservation and Sustainable Land Management Department, Soil and Water Research Institute, Karaj, Iran

PAW₁₀₀ and IWC ranges. We found that EI of different soil moisture ranges could be used to evaluate the soil physical quality between the soils with equal soilmoisture contents.

Conclusion: This Research investigated the relationship of PAW, LLWR and IWC EI values with soil physical properties and S-Index in medium to coarse-textured soils. The results indicated that increment of S-index led to decreasing EI(PAW₁₀₀) and EI(IWC) indices. According to the results, the shape parameter of SMRC and S-index could be accounted for determining factors of EI(PAW₁₀₀) and EI(IWC) indices values.

Keywords: Integral Water Capacity, Least Limiting Water Range, Plant Available Water



تعیین حداکثر طول پخشیدگی املاح در کانال سهمی شکل با بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر

سونیا زبردست^{۱*} - سیدحسن طباطبائی^۲ - فریرز عباسی^۳ - منوچهر حیدرپور^۴ - کارلو گالتیری^۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۱/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۷/۱۹

چکیده

مطالعه فرآیندهای پخش و انتقال املاح در کانال‌های روباز و جویچه‌ها به دلیل نقش آن‌ها در انتشار آلودگی‌ها از جمله فعالیت‌های مهم در برنامه‌های مدیریتی محیط زیست و توسعه پایدار بشمار می‌آید. در این پژوهش تأثیر دبی و ضریب زبری‌های مختلف بر ضریب پخشیدگی عرضی و حداکثر طول پخشیدگی در یک کانال با مقطع سهمی در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر بررسی شد. سه سطح دبی تقریبی ۵، ۱۰ و ۱۵ لیتر بر ثانیه و سه سطح ضریب زبری مانینگ تقریبی ۰/۰۲، ۰/۰۴ و ۰/۰۶ در نظر گرفته شد. نمک کلرید سدیم محلول در آب به غلظت حدود ۲۵ گرم در لیتر به عنوان ماده ردیاب در بالادست جریان تزریق شده و نیمرخ غلظت ماده ردیاب پخش شده در آب به همراه نیمرخ سرعت در ۸ مقطع به فاصله ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹ و ۹/۵ متری از بالادست اندازه‌گیری شد. نتایج آزمایش‌ها نشان داد که مقادیر طول پخشیدگی در سطوح مختلف ضریب زبری و دبی در بستر نفوذناپذیر ۱۰۸ تا ۱۷۰ متر و در بستر نفوذپذیر (مشابه جویچه) ۹۱ تا ۱۲۹ متر بدست آمده است. آزمون t-test نشان داد که اختلاف بین مقادیر طول پخشیدگی در دو بستر در سطح ۱ درصد معنی‌دار است. همچنین با توجه به نتایج بدست آمده از آزمایش‌ها و مقدار دبی و زبری رایج در جویچه‌ها نشان داده شد که طول پخشیدگی برای جویچه‌ها کمتر از ۷۰ متر خواهد بود.

واژه‌های کلیدی: آبیاری جویچه‌ای، فرآیند پخشیدگی، ضریب انتشار عرضی، نفوذپذیری

مقدمه

این معادلات برای پیش‌بینی پدیده‌های پخش، بستگی کامل به در اختیار داشتن مقادیر صحیح ضریب پخشیدگی که از مشخصه‌های جریان روباز است، دارد (۱۴). ضریب پخشیدگی به واسطه تفاوت در نیمرخ‌های سرعت در سه راستای اصلی، دارای سه مقدار متفاوت در جهت‌های مذکور است. با این وجود مهمترین راستا، راستای عرضی می‌باشد. چرا که در این راستا، نیمرخ سرعت عرضی به صورت مشخص وجود نداشته و از آنجا که ماهیت این ضریب به نیمرخ سرعت بستگی دارد، در نتیجه برای تعیین آن باید به داده‌های آزمایشگاهی و صحرایی روی آورد (۲۶). برای تخمین ضرایب پخشیدگی عرضی با استفاده از روش‌های موجود، لازم است که نیمرخ‌های کاملی از سرعت و غلظت جریان در چند مقطع در طول کانال در پایین دست محل تزریق را بدست آورد (۵).

گالتیری (۱۱) یک مدل عددی برپایه روابط متوسط رینولدز ناویر استوکس برای تعیین ضریب پخشیدگی عرضی در کانال مستطیلی را توسعه داده و با نتایج تجربی مقایسه و بیان کرده که مدل عددی نتایج ۳۰ درصد بیشتر از نتایج تجربی را بدست می‌دهد و این نتایج تطابق مناسبی با نتایج تجربی نداشته است، و در صورتی که فقط خصوصیات پخشیدگی لازم باشد می‌توان از این مدل‌های عددی بعنوان یک ابزار مناسب استفاده کرد. پیریا و همکاران (۱۸) یک مدل

فرآیند پخش آلاینده‌ها در کانال‌های روباز به دلیل نقش آن‌ها در انتشار آلودگی زیست محیطی بسیار حائز اهمیت است. در بخش کشاورزی کودآبیاری جویچه‌ها باعث کاهش تلفات آب و کود شده و همچنین پتانسیل بالایی در کاهش خطرات زیست محیطی کشاورزی دارد (۹). حرکت مواد شیمیایی (کود) از مکان تزریق، تحت تأثیر دو فرآیند انتقال و پخش قرار می‌گیرد. در کودآبیاری جویچه‌ای، طول پخشیدگی، طولی از جویچه است که باید طی شود تا پس از آن کود (املاح) بطور کامل در آب حل شده و بتواند به مصرف برسد. محاسبه نرخ پخش مواد شیمیایی و غلظت آن‌ها در کانال‌های روباز مانند جویچه‌ها معمولاً بر پایه حل معادلات بقای جرم استوار است. دقت

۱ و ۲- دانش آموخته دکتری و دانشیار گروه مهندسی آب، دانشگاه شهرکرد
(*)-نویسنده مسئول: (Email: Sonia_Zebardast@yahoo.com)
۳- عضو هیأت علمی (استاد) مؤسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران
۴- استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه صنعتی اصفهان
۵- استادیار گروه محیط زیست، دانشگاه ناپولی فدریکو، ناپولی، ایتالیا
DOI: 10.22067/jsw.v31i2.53552

ورودی ثابت نیز با افزایش ضریب زبری، ضریب پخشیدگی عرضی افزایش یافته است.

براساس بررسی‌های انجام شده در بالا نشان داده شد که طول پخشیدگی به خصوصیات هیدرولیکی، مشخصات جریان در کانال و شرایط پوشش گیاهی وابسته است (۷ و ۲۵) و بحث اصلی در هیدرولیک جریان نیز مشخص کردن نیمرخ سرعت در کانال روباز در شرایط متفاوت است (۱۹). در حالیکه نیمرخ سرعت در مقاطع سهمی شکل بدلیل شکل مقطع سهمی، متفاوت از نیمرخ سرعت مقاطع رودخانه و کانال‌هایی که در پژوهش‌های قبلی انجام گرفته‌اند، می‌باشد و همچنین پژوهش‌های قبلی همه در کانال‌های نفوذناپذیر انجام گرفته است، بنابراین نیمرخ سرعت و نفوذپذیری سطح مقطع کانال در سایر معادلات مربوط به طول و ضرایب پخشیدگی تأثیرگذار خواهد بود. هدف از انجام این پژوهش ارزیابی و تعیین طول پخشیدگی املاح در یک مقطع سهمی شکل نفوذپذیر (مانند آنچه در جویچه رخ می‌دهد) در دبی‌های ورودی مختلف و ضریب زبری‌های متفاوت است.

مواد و روش‌ها

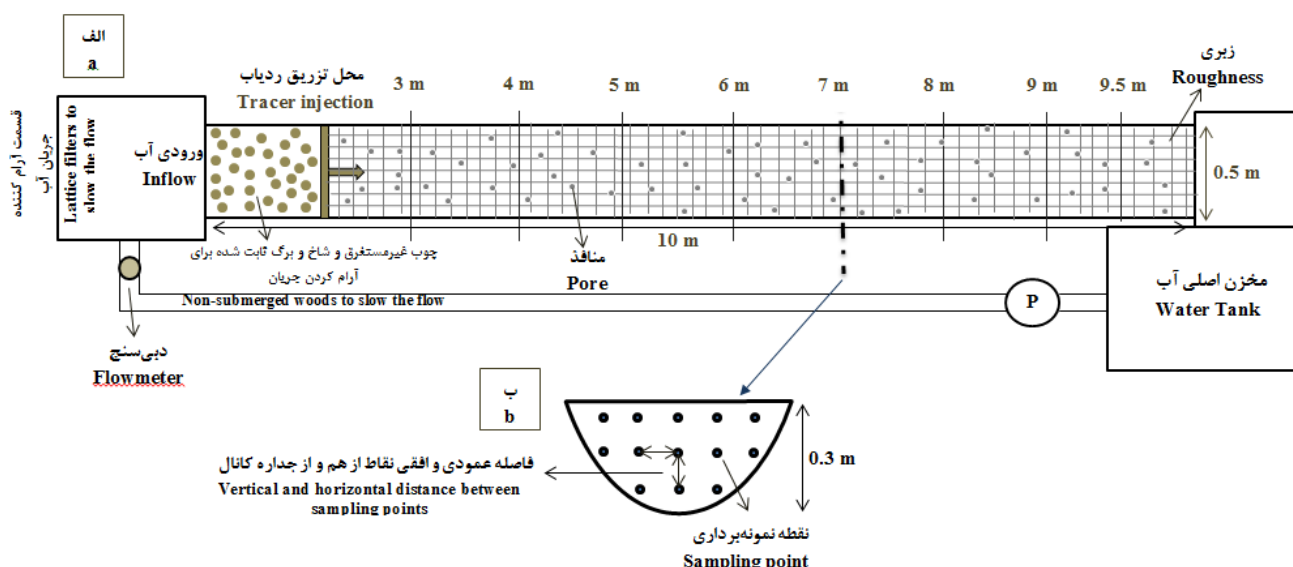
در این پژوهش از کانال آزمایشگاهی با مقطع سهمی به طول ۱۰، عرض ۰/۵ و عمق ۰/۳ متر واقع در آزمایشگاه هیدرولیک دانشگاه شهرکرد استفاده شد. مقطع فلوم آزمایشگاهی مستطیلی شکل بود لذا مقطع سهمی شکل موردنظر با میلگردهای جوش داده شده به شکل سهمی آماده و بر روی کانال مستطیلی شکل آزمایشگاه سوار شده و با پهن کردن صفحه پلی‌اتیلن ۲ میلیمتری بر روی میلگردها مقطع سهمی شکل کانال (جویچه) آماده شد. شماتیک کانال آزمایشگاهی در شکل ۱ آمده است.

برای آرام کردن جریان و سرعت بخشیدن به توسعه یافتگی جریان، نیم متر از ابتدای کانال در کف، به ضخامت حداکثر ۵ سانتی-متر سنگ ریزه ریخته و چوب‌های غیر مستغرق و شاخ و برگ قرار داده شد. تنظیم مقدار جریان ورودی به کانال توسط شیر تنظیم تعبیه شده روی لوله رانش پمپ صورت گرفت. برای ماده ردیاب از محلول نمک کلرید سدیم، برای بدست آوردن ضریب پخشیدگی استفاده شد که در فاصله حدود ۲/۵ متری از ابتدای کانال (در این مکان، جریان کاملاً توسعه یافته و نوسانات در سطح آب به حد تعادل رسیده بود). در ترازای بالاتر از لبه کانال تزریق میشد و یک لوله انعطاف‌پذیر L شکل ماده ردیاب را از مخزن حاوی ماده ردیاب دریافت کرده و در مرکز سطح جریان ورودی به صورت دائمی تزریق می‌کرد. در ۸ مقطع به فواصل ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹ و ۹/۵ متری از ابتدای کانال، نیمرخ سرعت با استفاده از لوله پیوت بدست آمد. در هر مقطع از چندین نقطه عمود بر سه تراز عمقی سطح، مرکز و کف کانال نمونه‌برداری

انتقال-انتشار مقطع عرضی متوسط برای شبیه‌سازی انتقال کود در آبیاری جویچه‌ای را توسعه دادند و از معادله پخشیدگی طولی فیشر در شرایط جریان ناپایدار غیریکنواخت در جویچه و از پارامترهای آماری در ارزیابی کاربرد مدل استفاده شده است. همچنین در سال ۲۰۱۱، آزمایش‌ها و روش‌های واسنجی پارامترهای نفوذ و زبری مدل هیدرولیکی را توصیف کردند و حساسیت پارامترهای نفوذ برآورد شده در فرضیات فرآیند واسنجی و عدم قطعیت داده‌های مزرعه را بررسی کرده و از آنها برای تأیید نتایج مدل استفاده و بیان کردند که با وجود عدم قطعیت مدل هیدرولیکی، مدل انتقال-انتشار پیشنهادی و معادله پخشیدگی طولی فیشر می‌تواند فرآیند انتقال املاح را با دقت بالایی محاسبه کنند (۱۷).

زبری کانال از مواردی است که بر ضریب پخشیدگی عرضی و طول پخشیدگی مؤثر است. زبردست و همکاران (۲۹) در یک پژوهش آزمایشگاهی با بررسی تأثیر دبی‌های ۵ تا ۱۵ لیتر در ثانیه و زبری‌های ۰/۰۲ تا ۰/۰۶ در کانال سهمی شکل نشان دادند که با افزایش ضریب زبری، طول پخشیدگی کاهش و با افزایش دبی ورودی، طول پخشیدگی افزایش یافته است و این نتایج تجربی در پیش‌بینی انتقال املاح در آبیاری جویچه‌ای کاربردی هستند. میلر و ریچاردسون (۱۵) آزمایش‌هایی شامل بستر زبر با استفاده از گوه‌های چوبی و بلوک‌های مستطیلی در سرتاسر بستر کانال به عنوان زبری انجام و نشان دادند که با افزایش زبری، ضریب پخشیدگی عرضی نیز افزایش می‌یابد. شیرازی‌علیان (۲۲) پخشیدگی کامل را در فلوم آزمایشگاهی با ایجاد زبری‌های مختلف و در نسبت‌های مختلف عرض به عمق جریان بررسی کرده و نشان داده است که هرچه عمق آب کمتر و زبری بیشتر باشد، طول پخشیدگی کاهش می‌یابد. عزیزپور (۴) نشان داد که با افزایش فاکتور اصطکاک ضریب پخشیدگی عرضی افزایش یافته و در نتیجه طول پخشیدگی کامل کاهش یافته و در فاصله کمتری رقیق‌سازی به انجام می‌رسد. سعادت‌پور و همکاران (۲۱) با انجام آزمایش و استفاده از معادلات حاکم بر هیدرولیک جریان، اقدام به بررسی حالت‌های مختلف جریان برای افزایش قابلیت پخشیدگی جریان کرده و با مقایسه آن‌ها، بیان داشتند که در سرعت ثابت جریان ۰/۳۳ متر بر ثانیه، مقدار ضریب بی‌بعد پخشیدگی عرضی با افزایش عمق جریان از ۵/۶۲ به ۱۱/۴ سانتیمتر در کانال بررسی شده، از ۰/۴۹۴۵ به ۰/۱۲۱ کاهش می‌یابد و برای کاهش طول پخشیدگی و افزایش راندمان کاهش غلظت در جریان‌های آشفته، بهترین روش را معرفی نمودند. طباطبائی و همکاران (۲۳) نشان دادند که ضریب پخشیدگی عرضی با افزایش عمق جریان بدلیل کاهش سرعت برشی و جریان‌های ثانویه در هر دو حالت با و بدون پوشش گیاهی در سرعت ثابت حدود ۲۴ سانتیمتر بر ثانیه افزایش یافته است. زبردست و همکاران (۲۷ و ۲۸) نیز در یک کانال سهمی شکل نشان دادند که در ضریب زبری‌های ثابت با افزایش دبی، همچنین در دبی‌های

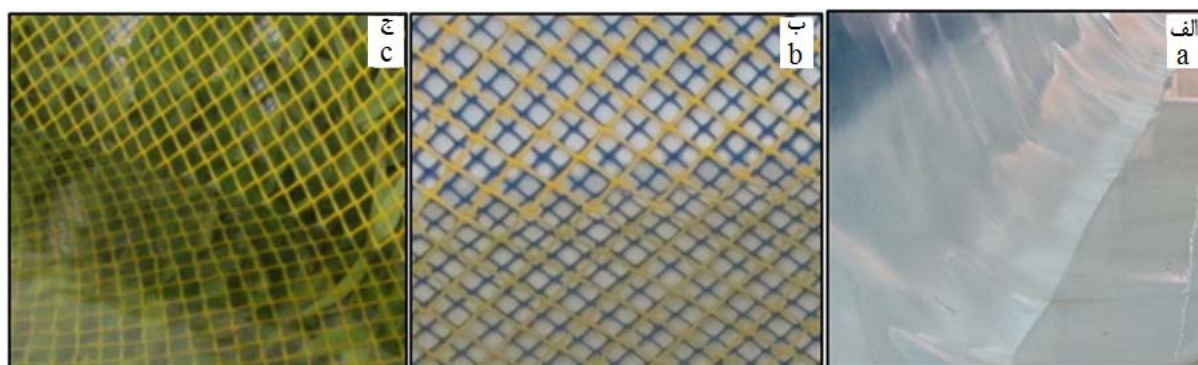
انجام گرفت (شکل ۱-ب).



شکل ۱- شماتیک کانال آزمایشگاهی مورد استفاده (الف) نما از بالای کانال و (ب) مقطع عرضی نمونه در یکی از مقاطع نمونه برداری
Figure 1- a) Plan of experimental Channel and b) Sampling points in a cross section

پخش عرضی ردیاب در مسیر جریان بدست آورده شد. هیچ‌ده آزمایش برای سه دی‌ورودی متفاوت و سه ضریب زبری مختلف در دو سطح نفوذپذیر و بدون نفوذ مقطع کانال انجام گرفت. نفوذپذیری با ایجاد سوراخ‌های ریزی در نقاط مختلف مقطع کانال ایجاد شد و برای اندازه‌گیری مقدار نفوذ در آزمایش‌هایی که بستر کانال نفوذپذیر بوده است، حجم آب خارج شده از منافذ کانال در زمانهای مشخص اندازه‌گیری شده و مقدار نفوذ (مترمکعب در ثانیه در طول کانال) بدست آمد. تیمارهای دی، شامل دی‌های حدود ۵، ۱۰ و ۱۵ لیتر بر ثانیه و تیمارهای ضریب زبری، شامل ضریب زبری‌های حدود ۰/۰۲، ۰/۰۴ و ۰/۰۶ در نظر گرفته شد. زبری‌های مختلف استفاده شده در شکل ۲ نشان داده شده است.

برای نمونه‌گیری نیاز به استفاده از وسیله‌ای بود که در راستای عمق و عرض کانال حرکت کرده و بتوان با آن نمونه‌برداری کرد به گونه‌ای که باعث تغییر مسیر ردیاب و آشفتگی در جریان نشود. به این منظور با الهام از ساختار لوله پیتوت، از لوله آلومینیومی توخالی L شکل مدرج به قطر ۵ میلی‌متر که حدود ۵ سانتیمتر از آن به صورت افقی در قاعده قرار دارد و قابلیت جابجایی عمودی را نیز دارا بود استفاده شد و روی فلوم نصب گردید. به انتهای هر کدام از لوله‌ها یک لوله پلاستیکی متصل شد که نمونه برداشته شده از جریان را به درون ظروف نمونه برداری هدایت می‌کرد. نمونه توسط یک سرنگ بزرگ از انتهای لوله پلاستیکی کشیده می‌شد. برای تعیین غلظت ماده ردیاب محلول نمک نمونه‌ها، از دستگاه EC متر استفاده و مقدار



شکل ۲- زبری‌های مختلف (الف) کف کانال با ضریب زبری ۰/۰۲، (ب) پهن کردن دو توری روی هم با ضریب زبری ۰/۰۴ و (ج) پوشش گیاهی بین توری‌ها با ضریب زبری ۰/۰۶

Figure 2- Manning roughness coefficient a) 0.02, b) 0.04 and c) 0.06

که در آن، U ضریب گرانیروی سینماتیکی (1.007×10^{-6} مترمربع بر ثانیه) و u^* (سرعت برشی (متر بر ثانیه) می‌باشند. کانال مستقیم با مقطع سهمی شکل بوده، بنابراین ضرایب هندسی شکل مقطع در کلیه آزمایش‌ها یکی است. همچنین ضریب پخشیدگی عرضی خود وابسته به عمق و سرعت برشی است (۲۸) و در نتیجه معادله زیر بدست می‌آید:

$$L = F_2 [v, h, u, w, u^*, \delta_1, \delta_2, h, u^*] \quad (۶)$$

$$L = F_3 [v, h, u, w, u^*] \quad (۷)$$

برای آنالیز ابعادی طول پخشیدگی کمیت یا مقیاس طول و زمان مورد نیاز است که در اینجا از عرض جریان استفاده شده است:

$$\frac{L}{w} = F_4 \left[\frac{v}{wu^*}, \frac{h}{w}, \frac{u}{u^*} \right] \quad (۸)$$

و در نتیجه ساده شدن معادله زیر به دست می‌آید:

$$\frac{L}{w} = F_5 \left[\frac{1}{Re^*}, \frac{1}{w/h}, \frac{1}{f} \right] \quad (۹)$$

که در آن، Re^* عدد رینولدز برشی و f ضریب دارسی ویسباخ می‌باشند. عدد رینولدز برشی از معادله ۱۰ بدست آمد (۱۳):

$$Re^* = \frac{u^* K_s}{\nu} \quad (۱۰)$$

K_s ارتفاع مطلق زبری (متر) می‌باشد که براساس اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی، ارتفاع مطلق زبری برای ضریب زبری‌های ۰/۰۲، ۰/۰۴، ۰/۰۶ و ۰/۰۱، ۰/۰۰۶، ۰/۰۱۵ متر بدست آمده است. ضریب دارسی ویسباخ نیز از معادله زیر بدست می‌آید (۱۲):

$$f = 8 \left(\frac{u^*}{u} \right)^2 \quad (۱۱)$$

در این پژوهش برای تعیین سرعت برشی از روش ویژگی‌های لایه مرزی و روش برازش قانون لگاریتمی بر داده‌های سرعت استفاده شده که در این روش از تمام سرعت‌های نقطه‌ای نیمرخ سرعت جهت محاسبه سرعت برشی استفاده شد. معادله آن در زیر آمده است (۱):

$$u^* = \frac{(\delta_* - \theta) u_{\max}}{4.4 \delta_*} \quad (۱۲)$$

$$\delta_* = \int_0^h \left(1 - \frac{u}{u_{\max}} \right) dy \quad (۱۳)$$

$$\theta = \int_0^h \frac{u}{u_{\max}} \left(1 - \frac{u}{u_{\max}} \right) dy \quad (۱۴)$$

مقدار ضریب زبری اول توسط کف کانال ایجاد شد. برای ایجاد ضریب زبری دوم دو توری با سوراخ‌ها و ضخامت متفاوت در کانال روی هم پهن شدند و با استفاده از گیره‌هایی در روی دیواره کانال محکم گردیدند. و برای ایجاد ضریب زبری سوم در بین دو توری پهن شده شاخه‌های شمشاد نرم بعنوان پوشش گیاهی قرار داده شدند. مقدار ضریب زبری با استفاده از معادله مانینگ بدست آمد. برای محاسبه سطح مقطع در یک مقطع سهمی معادله ۱ بکار گرفته شد (۲۴):

$$A = \sigma_1 h^{\sigma_2} \quad (۱)$$

که در آن، A سطح مقطع کانال، h عمق جریان و σ_1 و σ_2 ضرایب هندسی شکل مقطع هستند. شعاع هیدرولیکی برای مقطع سهمی شکل از معادله ۲ بدست می‌آید (۲). که در آن، w عرض جریان است.

$$R_h = \frac{2w^2 h}{3w^2 + 8h^2} \quad (۲)$$

طول پخشیدگی محاسباتی براساس معادله ارائه شده توسط پژوهش‌های قبلی با استفاده از معادله ۳ محاسبه شد (۲۰):

$$L = 0.1 \frac{uw^2}{e_y} \quad (۳)$$

که در آن، u سرعت در راستای جریان، e_y ضریب پخشیدگی عرضی و L طول پخشیدگی کامل می‌باشند. برای تعیین ضریب پخشیدگی عرضی نیز از معادله ۴ استفاده شد (۱۰):

$$e_y = \frac{1}{2} u \frac{d\sigma^2}{dx} \quad (۴)$$

که در آن، σ^2 واریانس توزیع غلظت و x طول انتشار ماده می‌باشد. با ترسیم واریانس‌های مقاطع غلظت‌های نمونه‌برداری شده روی یک محور طولی، شیب واریانس‌ها ($\frac{d\sigma^2}{dx}$) بدست آمد و با

استفاده از این شیب و معادله شماره ۴ میزان ضریب پخشیدگی عرضی در هر آزمایش بدست آمد. معادلات ذکر شده برای طول و ضریب پخشیدگی عرضی تجربی می‌باشند و بنابراین از آنجا که معادله تئوری مشخصی برای ضریب پخشیدگی عرضی و طول پخشیدگی کامل وجود ندارد، نیاز است که متغیرهای مهم و تأثیرگذار بر آنها مشخص شوند، برای این منظور از تحلیل ابعادی استفاده شد. طول پخشیدگی در جریان درون یک کانال سهمی شکل نفوذپذیر پارامترهایی مانند ضریب پخشیدگی، سرعت متوسط جریان، سرعت برشی جریان، عمق و عرض جریان، ضریب گرانیروی و شکل مقطع جریان وابسته است (۴ و ۲۲). در این صورت می‌توان نوشت:

$$L = F_1 [v, h, u, w, u^*, \delta_1, \delta_2, e_y] \quad (۵)$$

که در آن، u^* سرعت برشی، $u_{\max}$ حداکثر سرعت نقطه‌ای در راستای قائم، δ_* ضخامت جابجایی لایه مرزی و θ ضخامت اندازه حرکت لایه مرزی و u سرعت در راستای قائم y از عمق آب h هستند. در این روابط با استفاده از سرعت لحظه‌ای در عمق‌های اندازه‌گیری شده سرعت و حداکثر سرعت نقطه‌ای در این مقطع، پارامترهای ضخامت جابجایی و اندازه حرکت لایه مرزی و همچنین سرعت برشی بدست آمدند.

در این پژوهش، ضریب پخشیدگی عرضی و طول پخشیدگی محاسباتی با استفاده از معادله‌هایی که در بالا ذکر شد، محاسبه شده و طول پخشیدگی مشاهده‌ای نیز با روندیابی با استفاده از نرم‌افزار اکسل بدست آمد. همچنین با استفاده از رگرسیون مرحله‌ای در نرم‌افزار آماری SAS معادله‌ای برای طول پخشیدگی مشاهده‌ای برحسب پارامترهای تاثیرگذار بر آن ارائه شد. در معادله ۹ از طول پخشیدگی مشاهده‌ای استفاده شده، که این طول براساس داده‌های آزمایشگاهی

و نیمرخ‌های غلظت بدست آمده در مقاطع مختلف کانال با روندیابی توزیع غلظت در طول کانال بدست آمد. برای بدست آوردن طول پخشیدگی در روندیابی از تعریف تئوری آن (پخشیدگی کامل زمانی صورت خواهد گرفت که مواد آلاینده به طور کامل در عرض و عمق کانال پخش گردیده تا جایی که تمام سطح مقطع جریان دارای غلظتی معادل ۱٪ غلظت اولیه شوند). استفاده شد و در قسمت نمونه‌برداری از آب برای تعیین غلظت، نمونه‌ها در هر مقطع از نقاطی با فواصل عمودی و افقی مشخص نسبت به سطح و عمق آب برداشت شدند. که فواصل عمودی و افقی این نقاط از مبدا مشخص (جداره کانال در سطح جریان در هر مقطع) برای همه نقاط نمونه‌برداری از ۸ مقطع طولی یکسان بودند. در نتیجه روندیابی (Routing) با وصل کردن مقدار غلظت نقاط همه ۸ مقطع در طول کانال با استفاده از نرم‌افزار اکسل انجام گرفت (۲۷).

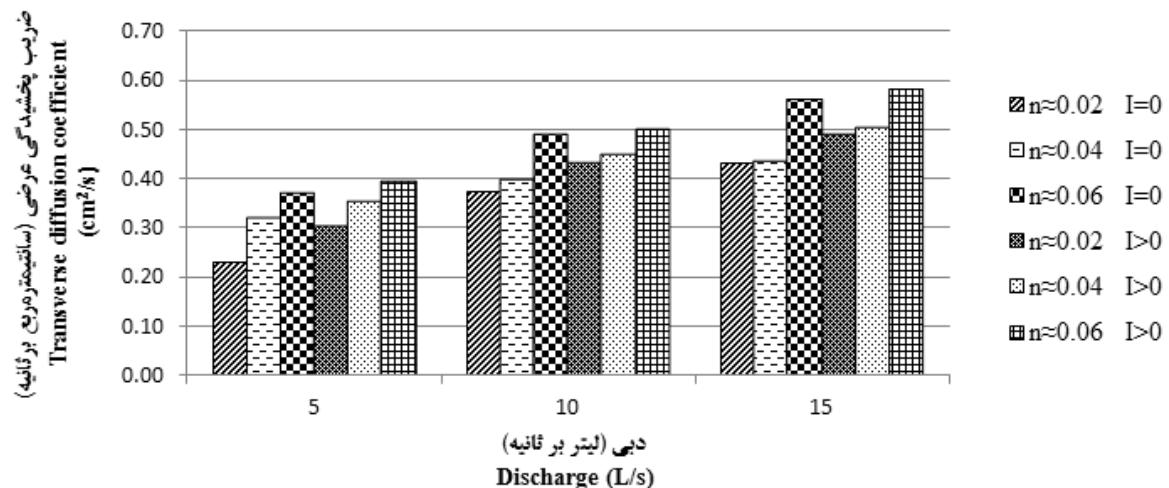
جدول ۱- عرض و عمق جریان و شعاع هیدرولیکی در سطوح مختلف ضریب زبری و دبی در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر
Table 1- Width and depth of flow and hydraulic radius in different bed roughness and discharge in permeable and impermeable channel

رد یف	ضریب زبری	دبی	مقدار نفوذ	نفوذپذیری بستر	عرض سطح آزاد جریان	عمق جریان	شعاع هیدرولیکی
Set	Roughness coefficient (n)	Discharge (L/s)	Infiltration value (L/s/m)	Bed permeability y	Width of flow (cm)	Depth of flow (cm)	Hydraulic radius (m)
1	0.024	5.88	0.0000	None خیر	35.63	11.09	5.88
2	0.020	10.31	0.0000	None خیر	36.75	11.30	6.02
3	0.025	15.63	0.0000	None خیر	38.63	13.95	6.90
4	0.042	5.92	0.0000	None خیر	35.50	9.90	5.47
5	0.044	10.00	0.0000	None خیر	37.63	12.10	6.32
6	0.041	15.51	0.0000	None خیر	39.88	15.95	7.45
7	0.063	5.37	0.0000	None خیر	36.88	11.50	6.09
8	0.060	10.75	0.0000	None خیر	38.75	13.60	6.82
9	0.061	15.08	0.0000	None خیر	40.88	16.49	7.67
10	0.021	5.18	0.0045	Low کم	35.38	10.40	5.63
11	0.020	10.53	0.0070	Medium متوسط	36.00	11.05	5.89
12	0.022	15.63	0.0108	High زیاد	37.50	13.10	6.59
13	0.040	5.15	0.0047	Low کم	35.25	10.90	5.79
14	0.042	10.00	0.0073	Medium متوسط	36.88	12.00	6.24
15	0.041	15.15	0.0111	High زیاد	38.25	14.80	7.05
16	0.062	5.29	0.0053	Low کم	36.00	11.20	5.93
17	0.063	10.20	0.0110	Medium متوسط	37.88	13.10	6.62
18	0.064	15.15	0.0196	High زیاد	39.50	15.70	7.36

جدول ۲- سرعت متوسط، سرعت برشی و رینولدز برشی و ضریب دارسی ویسباخ در سطوح مختلف ضریب زبری و دبی در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر

Table 2- Average and shear velocity, shear Reynolds and Darcy Weisbach coefficient in different bed roughness and discharge in permeable and impermeable channel

ردیف	ضریب زبری	دبی	مقدار نفوذ	نفوذپذیری بستر	سرعت متوسط	سرعت برشی	رینولدز برشی	ضریب دارسی ویسباخ
Set	Roughness coefficient (n)	Discharge (L/s)	Infiltration value (L/s/m)	Bed permeability	Average velocity of flow (m/s)	Shear velocity (m/s)	Shear Reynolds	Darcy Weisbach coefficient (f)
1	0.024	5.88	0.0000	None خیر	0.2077	0.0233	23.15	0.1135
2	0.020	10.31	0.0000	None خیر	0.3685	0.0628	62.40	0.2384
3	0.025	15.63	0.0000	None خیر	0.4240	0.0410	40.70	0.0749
4	0.042	5.92	0.0000	None خیر	0.2533	0.0420	250.49	0.2285
5	0.044	10.00	0.0000	None خیر	0.3296	0.0449	267.46	0.1505
6	0.041	15.51	0.0000	None خیر	0.3573	0.0455	271.18	0.1317
7	0.063	5.37	0.0000	None خیر	0.2559	0.0603	897.53	0.455
8	0.060	10.75	0.0000	None خیر	0.3524	0.0660	983.36	0.2859
9	0.061	15.08	0.0000	None خیر	0.4123	0.0761	1133.79	0.2833
10	0.021	5.18	0.0045	Low کم	0.1974	0.0267	26.55	0.146
11	0.020	10.53	0.0070	Medium متوسط	0.3387	0.0441	43.76	0.1361
12	0.022	15.63	0.0108	High زیاد	0.4141	0.0475	47.13	0.1085
13	0.040	5.15	0.0047	Low کم	0.2302	0.0344	204.86	0.1778
14	0.042	10.00	0.0073	Medium متوسط	0.3033	0.0502	299.18	0.2276
15	0.041	15.15	0.0111	High زیاد	0.3550	0.0541	322.24	0.1858
16	0.062	5.29	0.0053	Low کم	0.2340	0.0620	923.56	0.5874
17	0.063	10.20	0.0110	Medium متوسط	0.2974	0.0717	1067.58	0.4744
18	0.064	15.15	0.0196	High زیاد	0.3668	0.0793	1181.85	0.3969



شکل ۳- ضریب پخشیدگی عرضی در ضریب زبری ها و دبی های مختلف در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر

Figure 3- Transverse diffusion coefficient in different bed roughness and discharge in permeable and impermeable channel

ضریب زبری و دبی در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر آزمایش های این پژوهش در جدول ۱ ارایه شده است. همانگونه که این جدول نشان

نتایج و بحث

عرض و عمق جریان و شعاع هیدرولیکی در سطوح مختلف

چون با افزایش دبی و ضریب زبری سرعت برشی نیز افزایش یافته است. مقادیر ارائه شده در جدول ۲ نشان می‌دهد که با افزایش دبی و ضریب زبری مقادیر عدد رینولدز برشی و ضریب دارسی ویسباخ نیز افزایش یافته‌اند. تاثیر مقادیر مختلف ضریب زبری بر عدد رینولدز برشی و ضریب دارسی ویسباخ بیشتر از تاثیر مقادیر دبی بر این اعداد بوده است. متوسط مقادیر سرعت متوسط و سرعت برشی در کانال با بستر نفوذپذیر کمتر از کانال با بستر نفوذناپذیر بدست آمده است. ضریب پخشیدگی عرضی در ضریب زبری‌ها و دبی‌های مختلف در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر در شکل ۳ ارائه شده است.

شکل ۳ نشان می‌دهد که مقادیر ضریب پخشیدگی عرضی بین $0.23/0$ تا $0.56/0$ سانتیمتر مربع بر ثانیه برای سطوح مختلف دبی و ضریب زبری در کانال نفوذناپذیر و بین $0.30/0$ تا $0.58/0$ سانتیمتر مربع بر ثانیه در کانال نفوذپذیر بدست آمده است. در هر دو حالت بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر در ضریب زبری‌های ثابت با افزایش دبی و همچنین در دبی‌های ورودی ثابت با افزایش ضریب زبری نیز ضریب پخشیدگی عرضی افزایش یافته است. آزمون T نشان داد که اختلاف بین مقادیر ضریب پخشیدگی در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر در سطح ۱ درصد معنی‌دار بوده است (جدول ۳).

میدهد در حالت بستر نفوذناپذیر با افزایش دبی عمق جریان افزایش یافته است و بدلیل غیرمستطیلی (سه‌موی) بودن مقطع کانال، با افزایش دبی عرض جریان نیز افزایش پیدا کرده است. همچنین با افزایش دبی و ضریب زبری، شعاع هیدرولیکی نیز نسبتاً روند افزایشی داشته است. در حالت بستر نفوذپذیر نیز با افزایش دبی عرض و عمق جریان و شعاع هیدرولیکی افزایش یافته‌اند.

در کانال نفوذپذیر بدلیل خارج شدن مقداری از آب جاری شده در کانال از منافذ سطح مقطع کانال، بطور متوسط عرض جریان ۹ میلی‌متر، عمق جریان ۴ میلی‌متر و شعاع هیدرولیکی ۲ میلی‌متر کمتر از مقادیر متوسط این پارامترها در کانال نفوذناپذیر هستند. همچنین معادله سطح مقطع در کانال سهمی این پژوهش بصورت معادله ۱۵ بدست آمده است:

$$A = 0.44h^{1.27} \quad (15)$$

سرعت متوسط، سرعت برشی و رینولدز برشی در سطوح مختلف ضریب زبری و دبی در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر آزمایش‌ها در جدول ۲ آورده شده است.

افزایش دبی باعث افزایش سرعت متوسط بوده است. همچنین دبی و ضریب زبری هر دو رابطه مستقیمی با سرعت برشی داشته‌اند،

جدول ۳- مقایسه ضریب و طول پخشیدگی در دوبستر نفوذناپذیر و نفوذپذیر با آزمون آماری t

Table 3- Comparison diffusion coefficient and length in permeable and impermeable channel with statistical test of t

مقدار P	آزمون t	درجه آزادی	
P value	T-test	Degree of freedom	
0.0004	*5.90	8	ضریب پخشیدگی عرضی Transverse diffusion coefficient
0.0001	*9.07	8	طول پخشیدگی Diffusion length

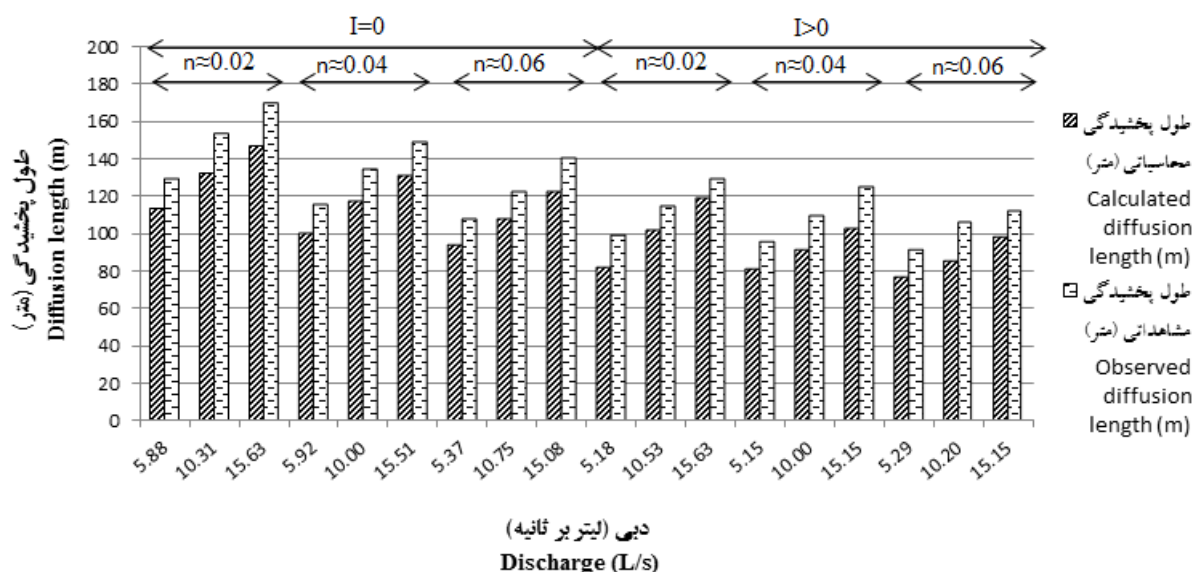
* معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد

* Significant at the level of 1%

عرضی افزایش می‌یابد. سعادت‌پور و همکاران (۲۱) با انجام آزمایشی بیان داشتند که در سرعت ثابت جریان، مقدار ضریب بی‌بعد پخشیدگی عرضی با افزایش عمق جریان در کانال بررسی شده کاهش می‌یابد. در این پژوهش افزایش دبی ورودی باعث افزایش سرعت جریان، عمق و عرض جریان (بدلیل مقطع سهمی شکل) شده است و در نتیجه افزایش سرعت باعث افزایش ضریب پخشیدگی عرضی شده است.

طول پخشیدگی محاسباتی بدست آمده از معادله ۳ و طول پخشیدگی مشاهداتی بدست آمده از داده‌های آزمایش و روندیابی در ضریب زبری‌ها و دبی‌های ورودی مختلف در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر برای کانال سهمی شکل این آزمایش در شکل ۴ نشان داده شده است.

مقایسه نتایج بدست آمده نشان می‌دهد مقادیر مختلف ضریب زبری و دبی ورودی اعمال شده در این پژوهش در کانال نفوذناپذیر تا ۵۹+ درصد تغییرات و در کانال نفوذپذیر تا ۴۸+ درصد تغییرات در مقادیر ضریب پخشیدگی عرضی ایجاد کرده‌اند. در بستر نفوذپذیر، در دبی‌های مختلف با ۲ برابر شدن ضریب زبری، بطور میانگین ضریب پخشیدگی تا ۷ درصد و با ۳ برابر شدن ضریب زبری، تا ۱۷ درصد افزایش یافته است. در ضریب زبری‌های مختلف با ۲ برابر شدن دبی، ضریب پخشیدگی بطور میانگین تا ۲۴ درصد و با ۳ برابر شدن دبی، تا ۳۲ درصد افزایش یافته است. نتایج پژوهش‌های چائو (۸)، میلر و ریچاردسون (۱۵) و طباطبائی و همکاران (۲۳) نتایج این پژوهش را تصدیق می‌کنند. عزیزپور (۴) نشان داد که فاکتور اصطکاک و عمق متوسط جریان، نقش مؤثری در ضریب پخشیدگی عرضی آلودگی ایفا می‌کنند به طوری که با افزایش فاکتور اصطکاک ضریب پخشیدگی



شکل ۴- طول پخشیدگی محاسباتی و مشاهداتی در ضریب زبری‌ها و دبی‌های ورودی مختلف در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر
Figure 4- Observed and calculated diffusion length in different bed roughness and discharge in permeable and impermeable channel

است. طول پخشیدگی رابطه یکنواختی با سرعت برشی ندارد. زیرا روند سرعت برشی افزایشی است در صورتیکه طول پخشیدگی با افزایش ضریب زبری، کاهش یافته است. افزایش دبی ورودی باعث افزایش سرعت جریان، عمق و عرض جریان شده و با توجه به معادله ۳ افزایش سرعت و عرض جریان باعث افزایش طول پخشیدگی شده است. طول پخشیدگی مشاهداتی متفاوت از طول پخشیدگی محاسباتی و در کانال با بستر نفوذناپذیر در حدود ۱۲+ تا ۱۴+ درصد و در کانال با بستر نفوذپذیر حدود ۸+ تا ۲۰+ بدست آمده است و بر این اساس معادله تجربی ۳ که برای مقاطع مستطیلی استفاده می‌شود برای مقاطع غیر مستطیلی بخصوص در کانال‌های با بستر نفوذپذیر قابل کاربرد نیست. بنابراین در این پژوهش برای شرایط گفته شده در یک کانال سهمی شکل براساس مقادیر عدد رینولدز برشی، ضریب دارسی ویسباخ و نسبت عرض به عمق جریان برای هر ۱۸ حالت مختلف، با استفاده از نرم افزار آماری SAS معادله ۱۶ برای طول پخشیدگی ارائه شد:

$$\frac{L}{w} = -364.27 \frac{1}{Re^*} + 183.44 \frac{1}{w/h} + 11.99 \frac{1}{f} + 202.99 \quad (16)$$

رگرسیون چندمرحله‌ای نشان داد که ضریب تبیین برای پارامترهای $\frac{1}{Re^*}$ ، $\frac{1}{w/h}$ و $\frac{1}{f}$ در معادله مربوط به طول پخشیدگی به ترتیب برابر ۰/۴، ۳/۲ و ۴۴ درصد بدست آمدند. بنابراین ضریب دارسی ویسباخ مهمترین پارامتر در توجیه تغییرات طول پخشیدگی

طول پخشیدگی مشاهداتی در ضریب زبری‌ها و دبی‌های ورودی گفته شده ۱۰۸ تا ۱۷۰ متر در کانال نفوذناپذیر و ۹۱ تا ۱۲۹ متر در کانال نفوذپذیر، و طول پخشیدگی محاسباتی ۹۳ تا ۱۴۷ متر در کانال نفوذناپذیر و ۷۷ تا ۱۱۹ در کانال نفوذپذیر بدست آمده است. مقادیر مختلف ضریب زبری و دبی ورودی در این پژوهش در کانال نفوذناپذیر تا ۳۶ درصد و در کانال نفوذپذیر تا ۲۹ درصد بر طول پخشیدگی تاثیر گذارند. آزمون T نشان داد که اختلاف بین مقادیر طول پخشیدگی نیز در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر در سطح ۱ درصد معنی‌دار بوده است (جدول ۳). در هر دو حالت کانال با بسترهای نفوذپذیر و نفوذناپذیر، در ضریب زبری‌های ثابت با افزایش دبی، طول پخشیدگی کامل افزایش یافته است. همچنین در دبی‌های ورودی ثابت با افزایش ضریب زبری طول پخشیدگی کامل در هر دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر کاهش یافته است. در بستر نفوذپذیر، در دبی‌های ورودی مختلف با ۲ برابر شدن زبری، بطور میانگین طول پخشیدگی تا ۴ درصد و با ۳ برابر شدن زبری، تا ۱۱ درصد کاهش یافته است، و در ضریب زبری‌های مختلف با ۲ برابر شدن دبی، بطور میانگین طول پخشیدگی تا ۱۳ درصد و با ۳ برابر شدن دبی، تا ۱۷ درصد افزایش یافته است. نتایج پژوهش شیرازی‌علیان (۲۲) در بستر نفوذناپذیر نتایج این پژوهش را تصدیق می‌کند. مورفی و همکاران (۱۶) نیز مدلی را برای پخش طولی در کانال‌های با پوشش گیاهی ارائه نمودند و نشان دادند که در مکانیسم تبادل در کانال‌های بدون پوشش با کانال‌های دارای پوشش، روش پخشیدگی تفاوت بسیار زیادی دارد و تراکم پوشش گیاهی (زبری‌های متفاوت) بسیار تأثیرگذار

یک معادله زبری برپایه پارامتر زبری مطلق و یک معادله که برای تخمین پارامتر پخشیدگی طولی بکار برده می‌شد، بود.

نتیجه‌گیری کلی

در این پژوهش برای بررسی پخش املاح، ضریب و طول پخشیدگی در یک کانال سهمی شکل در دبی‌های ورودی مختلف و ضریب زبری‌های متفاوت در دو بستر نفوذناپذیر و نفوذپذیر (شبیه‌سازی شرایط جویچه) مطالعه و نشان داده شده است که با افزایش مقادیر دبی ورودی و ضریب زبری، مقادیر شعاع هیدرولیکی، سرعت برشی و سرعت متوسط افزایش یافته‌اند و مقادیر مختلف ضریب زبری و دبی ورودی اعمال شده در این پژوهش در کانال با بستر نفوذناپذیر تغییراتی تا ۵۹ درصد و در کانال با بستر نفوذپذیر تا ۴۸ درصد تغییرات در مقادیر ضریب پخشیدگی عرضی ایجاد کرده‌اند و همچنین در کانال با بستر نفوذناپذیر تا ۳۶ درصد و در کانال با بستر نفوذپذیر تا ۲۹ درصد بر طول پخشیدگی نیز تاثیر گذارند. آزمون t-test نشان داد که اختلاف بین مقادیر ضریب و طول پخشیدگی در دو بستر نفوذپذیر و نفوذناپذیر در سطح ۱ درصد معنی‌دار بوده است. در شرایط پژوهش معادله‌ای برای طول پخشیدگی کامل ارائه گردید که این معادله بیان می‌کند که ضریب دارسی و سبب‌بخ که وابسته به سرعت جریان است پارامتر بسیار تاثیر گذار در مقدار طول پخشیدگی می‌باشد.

بوده است که این پارامتر وابسته به سرعت جریان می‌باشد. سرعت نیز پارامتر وابسته به مقدار دبی و مقطع کانال است.

در آبیاری جویچه‌ای آب آبیاری مؤثرترین و کم هزینه‌ترین وسیله برای پخش کود (کودآبیاری) است. کودآبیاری در سامانه‌های آبیاری سطحی، به دلیل کافی نبودن طراحی و دستورالعمل‌های مدیریتی چندان گسترش نیافته است. یکنواختی توزیع کود (پخشیدگی املاح) به شدت تحت تاثیر معیارهای طراحی و مدیریت آبیاری، روش و رژیم آبیاری، دبی ورودی، بافت خاک، ویژگیهای نفوذپذیری، ضریب زبری، نوبت آبیاری و مدت زمان تزریق کود به سامانه آبیاری قرار می‌گیرد. در کودآبیاری در صورتی که عوامل طراحی آبیاری و کودآبیاری به درستی انتخاب شوند، دستیابی به یکنواختی توزیع کود بیشتر از یکنواختی توزیع آب است (۳). مقدار دبی در جویچه حدود یک لیتر در ثانیه و مقادیر زبری در دوره‌های مختلف رشد گیاه حدود 0.02 ، 0.04 و 0.06 می‌باشند. بنابراین باتوجه به نتایج بدست آمده طول پخشیدگی کودآبیاری در بستر نفوذپذیر با این مقادیر دبی و زبری کمتر از ۷۰ متر خواهد بود. معادله ۱۶ بدست آمده برای طول پخشیدگی املاح در مقطع سهمی شکل نفوذپذیر در اصل وابسته به پارامترهای دبی و زبری و نفوذ می‌باشد و تغییرات این پارامترها در عرض و عمق جریان، سرعت و عدد رینولدز برشی که وابسته به زبری است، دیده خواهد شد. بارگت و همکاران (۶) نیز یک مدل ریاضی شامل جریان آب کم عمق و انتقال املاح را ارائه دادند. این مدل برای کودآبیاری جویچه تطبیق داده شد و شامل یک معادله نفوذ (که بصورت اتوماتیک برای تغییرات در محیط مرطوب تنظیم می‌شد)،

منابع

- 1- Afzalimehr H., and Anctil F. 2000. Accelerating shear velocity in gravel bed channels. Journal of Hydraulics, (45):113-124.
- 2- Afzalimehr H., and Heidarpour M. 2002. Fundamentals of open channel hydrodynamics. Arkan press, p. 383. (in Persian)
- 3- Alizadeh H., Abbasi F., and Liaghat A. 2010. Evaluation of distribution uniformity and nitrate losses in furrow fertigation. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Water and Soil Science, 14(51):45-55. (in Persian)
- 4- Azizpour M. 2011. Empirical Study of the transverse diffusion coefficient of pollution in channel. Ms Thesis. Department of Irrigation & Reclamation Engineering, Faculty of Agriculture, University of Tehran. (in Persian with English abstract)
- 5- Boxall J.B., and Guymer I. 2000. Estimating transverse mixing coefficients. Water and Maritime Engineering, (4):263-275.
- 6- Burguete J., Zapata N., Navarro P.G., Maikaka M., Playán E., and Murillo J. 2009. Fertigation in Furrows and Level Furrow Systems. I: Model Description and Numerical Tests. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 135:401-412.
- 7- Buschmann M. H. 2005. New mixing-length approach for the mean velocity profile of turbulent boundary layers. Journal of Fluids Engineering, 127(2):393-396.
- 8- Chau K. 2000. Transverse mixing coefficient measurements in an open rectangular channel. Advances in Environmental Research, (4):287-294.
- 9- Ebrahimian H., Liaghat A., Parsinejad M., Abbasi F., and Navabian M. 2011. Study the water losses and nitrate and water use efficiency in alternate furrow fertigation. Journal of Water Research in Agriculture, 25(1):21-29. (in Persian)

- 10-Fischer H. 1979. Mixing in Inland and Coastal Waters. Academic press, pp. 302.
- 11-Gualtieri C. 2010. RANS-based simulation of transverse turbulent mixing in a 2D geometry. *Environ Fluid Mech*, 10:137-156. DOI 10.1007/s10652-009-9119-6.
- 12-Gualtieri C., and Mucherino C. 2007. Transverse turbulent diffusion in straight rectangular channels. 5th International Symposium on Environmental Hydraulics (ISEH 2007), Tempe (USA), December, pp 1-8.
- 13-Kouchakzadeh S., Akram M., and Bagheri F. 2006. Hydraulic performance of corrugated pipes and developing applied conveyance relations for corrugated pipes based on their hydraulic performance. *Journal of Agriculture Engineering Research*, 27(7):1-18.
- 14-Lau Y., and Krishnappan B. 1977. Transverse dispersion in rectangular channels. *Journal of Hydraulic*, 103:1173-1189.
- 15-Miller A., and Richardson E. 1974. Diffusion and dispersion in open channel flow. *Journal of the Hydraulics Division*, 100:159-171.
- 16-Murphy E., Ghisalberti M., and Nepf H. 2007. Model and laboratory study of dispersion in flows with submerged vegetation. *Water Resources Research*, (43):15-27.
- 17-Perea H., Bautista E., Hunsaker D.J., Strelkoff T.S., Williams C., and Adamsen F.J. 2011. Nonuniform and Unsteady Solute Transport in Furrow Irrigation. II: Description of Field Experiments and Calibration of Infiltration and Roughness Coefficients. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, (137):315-326.
- 18-Perea H., Strelkoff T.S., Adamsen F.J., Hunsaker D.J., and Clemmens A.J. 2010. Nonuniform and unsteady solute transport in furrow irrigation I: Model development. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 136(6):365-375.
- 19-Rowinski P.M., and Kubrak J. 2002. A mixing-length model for predicting vertical velocity distribution in flows through emergent vegetation. *Hydrological Sciences-Journal-des Sciences Hydroalogiques*, 47(6):893-904.
- 20-Rutherford J. 1994. River mixing. John Wiley and Sons, Ltd. England, pp. 347.
- 21-Saadatpour A., Heidarpour M., and Tabatabaei S.H. 2011. Determination of complete mixing length in a rectangular flume. *Iranian Water Research Journal*, 5(9):11-18. (In Persian)
- 22-Shirazialiyani P. 2009. The Effect of Vegetation on Process of Dispersion of Pollution in a Rectangular channel. Ms Thesis. Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Isfahan University of Technology. (In Persian with English abstract).
- 23-Tabatabaei S.H., Heidarpour M., Ghasemi M., and Hoseinipour E.Z. 2013. Transverse Mixing Coefficient on Dunes with Vegetation on a Channel Wall. *World Environmental & Water Resources Congress*. MAY 19-23, 2013.Cincinnati. OHIO. USA.
- 24-Walker W.R., and Skogerboe G.V. 1987. *Surface Irrigation: Theory and Practice*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs. New Jersey.
- 25-Wang C. 2003. Experimental Research on Channel Flow with Vegetation. Ph. D dissertation. HoHai University, Nanjing, pp. 150. (in Chinese)
- 26-West J.R., and Cotton A.P. 1980. Transverse diffusion for unidirectional flow in wide open channels. *Proceedings Institution of Civil Engineers*, (2):491-498.
- 27-Zebardast S., Tabatabaei S.H., Abbasi F., Heidarpour M., and Gaultieri C. 2015. Study the effect of discharge and bed roughness on the maximum solute diffusion length in a parabolic channel. *Iranian journal of soil and water research*. (Accepted for publication). (in Persian with English abstract).
- 28-Zebardast S., Tabatabaei S.H., Abbasi F., Heidarpour M., and Gaultieri C. 2015. Study the effect of inflow rate and bed roughness on transverse mixing coefficient in nonrectangular channel. 10th International Congress on Civil engineering. Tabriz, Iran. May 2015.
- 29-Zebardast S., Tabatabaei S.H., Abbasi F., Heidarpour M., Gaultieri C., Hosseinipour E.Z., and Asgari K. 2015. Analysis of Complete Mixing Length in a Non-Rectangular Channel. *World Environmental & Water Resources Congress*, Austin-Texas-. May 2015.



Maximum Length of Solute Diffusion in a Parabolic Channel under Permeable and Impermeable Bed Conditions

S. Zebardast^{1*} – S. H. Tabatabaei² – F. Abbasi³ – M. Heidarpour⁴ – C. Gualtieri⁵

Received: 05-04-2016

Accepted: 10-10-2016

Introduction: It is important to understand the processes of diffusion and transporting solute in the furrow irrigation system, because of their role in diffusion of pollutants in the environment. Movement pattern of fertilizer from the source of plants is usually under the effect of advection and turbulent diffusion processes. Maximum solute diffusion length (SDL) is the minimum distance which materials such as a fertilizer, could uniformly spread in the whole flow cross section. The SDL depends on hydraulic properties, condition of vegetation and channel specifications. Velocity profile of furrows as a result of parabolic shape of the cross-section is different than the rivers and rectangular channels. The main objectives of this study were to investigate SDL in a permeable parabolic channel and evaluate the effect of different discharges and bed roughness on diffusion length in a parabolic cross-section of a furrow.

Materials and Methods: In this research, the effect of different levels of discharge and the bed roughness coefficient was studied on transverse diffusion coefficient (TDC) and the maximum solute diffusion length (SDL) in a parabolic channel with permeable and impermeable beds. The channel had a 10 m length, 0.5 m width and 0.3 m depth with a parabolic shape (similar to the furrow irrigation system). Before entering the channel, the water flow passed the lattice filters to slow the flow. To increase the rate of flow development, the first half meter of the channel's bed covered with gravels (maximum 5 cm thickness) and non-submerged woods. Three levels of discharge about were conducted including 5, 10 and 15 L/s as well as three levels of bed roughness coefficient including 0.2, 0.04 and 0.06. Different rates of roughness were created using various thickness of net and vegetation cover on the furrow's bed and wall. This research was conducted in channels with beds of permeable and impermeable. In bed of with permeability, 15 holes with a diameter of 1.5 mm construct along the bed of channel. In this experiment, Sodium chloride as a tracer was injected to the water at the upstream cross section. The place of injection was 2.5 meters far from the channel inlet where flow was completely developed and water surface swings were constant. The tracer concentration in the water and the velocity profile were measured at eight cross sections along the channel including 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 and 9.5 m from upstream. The velocity profile was measured using Pitot tube. No specific equation is introduced to calculate the SDL. For this reason, dimensional analysis was used in this study.

Results and Discussion: The results show that, the values of TDC for different treatments ranged between 0.23 to 0.56 cm²/s in impermeable channel where it is 0.30 to 0.58 cm²/s in the permeable channel. Also the values of SDL ranged 108-170 m in impermeable channel and 91 -129 m in the permeable channel for different treatments. TDC has direct relation to discharge and bed roughness. In stationary bed roughness with increased discharge, and in stationary discharge with increasing bed roughness, TDC increased. Also In stationary bed roughness, discharge has positive and direct relation with SDL. However, in stationary discharge, roughness value has the negative relation with SDL. A statistical analysis of T-test indicated that the difference between the values of TDC and SDL in permeable and impermeable beds in the 1% level is significant. The Darcy Weisbach coefficient is the most important parameter in justifying changes SDL that this parameter depends on the velocity of flow, and the velocity of flow depends on discharge and shape of channel too. According to the results of the experiments and the regular values of discharge, infiltration and roughness coefficient in furrows, it was shown that the maximum solute diffusion length of furrows would be less than 70 meters.

Conclusions: The objective of this research was to develop an approach for the determination of solute

1 and 2- PhD Graduated and Associate Professor, Department of Water Engineering, Shahrekord University, Shahrekord

(*- Corresponding Author Email: Sonia_Zebardast@yahoo.com)

3- Agricultural Engineering Research Institute (AERI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran

4- Professor, Department of Water Engineering, Isfahan University of Technology, Isfahan

5- Assistant Professor, Construction and Environmental Engineering Department, University of Napoli Federico II, Napoli, Italy

diffusion in a furrow irrigation system where the cross section is parabolic. For this reason, solute diffusion length, in different bed roughness and inflow rate was studied. Eventually, an equation was developed to explain SDL in a permeable parabolic channel and these experimental results could prove useful to predict the fertilizer transport in furrow irrigation method as well as other areas where mixing and contaminant decay is of interest.

Keywords: Diffusion process, Furrow irrigation, Infiltration, Transverse diffusion coefficient



تأثیر آبیاری زیرزمینی و مدیریت آبیاری بر مشخصه‌های رشد و اجزای عملکرد برنج در منطقه خشک و نیمه خشک

سیده مریم میرابوالقاسمی^۱ - مهدی قبادی نیا^{۲*} - احمدرضا قاسمی^۳ - محمدرضا نوری امامزاده‌ای^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۸/۰۳

چکیده

هدف اساسی مدیریت‌های نوین آبیاری برنج، افزایش بهره‌وری آب مصرفی و صرفه‌جویی آب در اراضی شالیزاری می‌باشد. برای بررسی تأثیر موقعیت سطح ایستابی بر بهره‌وری آب در کشت برنج، آزمایشی به صورت کشت گلدانی در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی در دانشگاه شهرکرد با چهار مدیریت آبیاری، شامل سطحی با کنترل سطح ایستابی در ۲ سانتی‌متری روی سطح خاک (FI)، زهکشی کنترل شده با کنترل سطح ایستابی در ۲۰ سانتی‌متری زیر سطح خاک (CD20) و کنترل سطح ایستابی در ۳۶ سانتی‌متری زیر سطح خاک (CD36) و آبیاری تناوبی (AI) انجام گردید. در طول فصل رشد چهار مرتبه نمونه‌برداری برای تعیین میزان ماده خشک برگ، ساقه و میزان آماس نسبی برگ انجام گرفت و در پایان فصل رشد میزان حجم آب مصرفی و میزان دانه تولیدی اندازه‌گیری و ثبت گردید. نتایج نشان داد کاهش عملکرد دانه برای تیمارهای CD20، CD36، AI به ازای هر یک واحد کاهش آب مصرفی به ترتیب به میزان ۰/۳۶، ۰/۴۶ و ۰/۳۸ واحد می‌باشد. مدیریت آبیاری موجب کاهش معنی‌دار آماس نسبی در مراحل اول و دوم اندازه‌گیری در سطح احتمال ۵ و در مرحله چهارم در سطح ۱ درصد شد. کاهش ماده خشک تولیدی نیز تحت مدیریت آبیاری در مرحله دوم و چهارم در سطح یک درصد و در مرحله سوم در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار شد. اما کاهش آب مصرفی در تیمارهای CD20، CD36، AI موجب افزایش معنی‌دار ۵ درصدی راندمان مصرف آب مبتنی بر عملکرد و افزایش معنی‌دار یک درصدی راندمان مصرف آب مبتنی بر زیست توده گردید.

واژه‌های کلیدی: آبیاری تناوبی، آماس نسبی، زهکشی کنترل شده، کاهش مصرف آب

مقدمه

برنج یکی از مهم‌ترین غلات می‌باشد که غذای عمده بیش از نصف مردم دنیا است (۶). برنج از نظر میزان مصرف آب، بین تمام محصولات کشاورزی بیشترین نیاز را به خود اختصاص داده است. برای تولید یک کیلوگرم برنج، کشاورزان مجبورند که ۲ تا ۳ برابر بیشتر از سایر غلات در مزارع برنج از آب استفاده کنند (۲۴). بیش از ۷۰ درصد آب در دسترس جهان برای مصارف کشاورزی مصرف می‌شود که در حال کاهش می‌باشد (۵). با توجه به محدود بودن منابع آبی در کشورمان ضروری است که برنامه‌ریزی دقیقی برای استفاده بهینه از منابع آبی موجود در کشور برای کشاورزی به عنوان بزرگترین مصرف کننده آب و به‌ویژه برنج به عنوان پرنیازترین گیاه نسبت به آب و رایج‌ترین کشت در شمال کشور صورت گیرد. یکی از روش‌های

موجود برای کاهش مصرف آب در کشت برنج، قطع آبیاری و تغییر روش آبیاری سنتی (غرقاب دائمی) به آبیاری متناوب با اعمال دور آبیاری مناسب است (۹).

تغییر مدیریت آبیاری از شیوه سنتی غرقاب به غیر غرقاب موجب ارتقاء بهره‌وری آب آبیاری است، زیرا با کاهش آب آبیاری از میزان عملکرد دانه نیز کاسته می‌شود اما به ازای هر یک واحد کاهش آب آبیاری عملکرد دانه حدود ۰/۳ واحد کاهش نشان می‌دهد (۲). بهره‌وری آب برای گیاهان، برابر میزان دانه تولید شده به ازای هر واحد مقدار آب مصرفی تعریف می‌شود (۱۷). زوارت و باستیانسن (۲۸) دریافتند که متوسط بهره‌وری آب برنج براساس میزان تبخیر و تعرق برابر ۱/۰۹ کیلوگرم دانه بر متر مکعب تبخیر و تعرق می‌باشد، البته دامنه بهره‌وری آب برای برنج در پژوهش آن‌ها ۱/۶-۰/۶ کیلوگرم دانه بر مترمکعب تبخیر و تعرق بود. آن‌ها تغییرات در مقدار این شاخص را به‌طور عمده به عوامل اقلیمی، مدیریت آبیاری و کود نسبت دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که بهره‌وری آب به مقدار زیادی می‌تواند در صورت کاهش مقدار آب آبیاری و اعمال تغییر روش آبیاری افزایش یابد. امیری (۳) با بررسی مدیریت آبیاری برنج در

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، استادیاران و دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*)- نویسنده مسئول: (Email: mahdi.ghobadi@gmail.com)

جدول ۱ - مشخصات تیمارها

Table 1- Properties of experimental treatments

تعریف تیمار Treatments Definition	علامت اختصاری Abbreviation
سطح ایستابی کنترل شده در ۲ سانتی متری روی سطح خاک 2cm of water depth on the soil	FI
کنترل سطح ایستابی در ۲۰ سانتی متری زیر سطح خاک Water table at 20 cm under the soil	CD20
کنترل سطح ایستابی در ۳۶ سانتی متری زیر سطح خاک Water table at 36 cm under the soil	CD36
آبیاری زیرزمینی تناوبی variable level of watertable	AI

برای انجام آزمایش از سطلهایی به قطر ۴۰ سانتی متر و ارتفاع ۴۵ سانتی متر به عنوان گلدان استفاده شد. به منظور برقراری آبیاری زیرزمینی (زهکشی کنترل شده) یک لوله پلیکا مشبک در قسمت پایین گلدان به عنوان یک لوله آبده قرار داده و برای آبدهی و جلوگیری از گرفتگی آن، کمی فیلتر شنی اطراف آن ریخته شد. روی لوله به ارتفاع ۴۰ سانتی متر از خاک پر گردید و ۵ سانتی متر بالایی فضای باز برای آبیاری قرار گرفت.

برای ثابت نگه داشتن سطح آب، از دو مخزن (یکی به عنوان تثبیت کننده سطح ایستابی و دیگری برای اندازه گیری میزان آب مصرفی) استفاده شد. روش کار بدین صورت بود که لوله آبده با استفاده از یک لوله به مخزن تثبیت سطح ایستابی متصل گردید. در مخزن تثبیت، سطح ایستابی با کمک شناوری که با منبع آب متصل بود، در سطح مورد نظر ثابت شد. شکل یک شمایی از طرح آزمایش را نشان می دهد.

به منظور تثبیت خاک، گلدانها دو مرتبه پیش از شروع آزمایش، آبیاری شدند. سپس نشا برنج (گونه لنجان) در گلدانها کشت شد. برای استقرار کامل گیاه، تیمارهای (AI, CD36, CD20) به مدت یک هفته به صورت کامل غرقاب بود و تیمارها، از هفته دوم اعمال گردید. تاریخ انجام عملیات زراعی در جدول ۲ آورده شده است. در طول دوره رشد مقدار آماس نسبیاز رابطه زیر محاسبه شد (Weatherley, 1950):

$$(۱) \quad ۱۰۰ \times \frac{\text{وزن خشک برگ-وزن تازه برگ}}{\text{وزن خشک برگ-وزن برگ آماس}} = \text{میزان آماس نسبی}$$

پس از اتمام دوره رشد نیز وزن دانه و میزان آب مصرفی در طول دوره رشد هر تیمار اندازه گیری شد، علاوه بر آن صفاتی مانند شاخص برداشت (معادله ۴)، راندمان مصرف آب مبتنی بر عملکرد (معادله ۵) و راندمان مصرف آب مبتنی بر زیست توده (معادله ۶) نیز محاسبه گردید (۲۱):

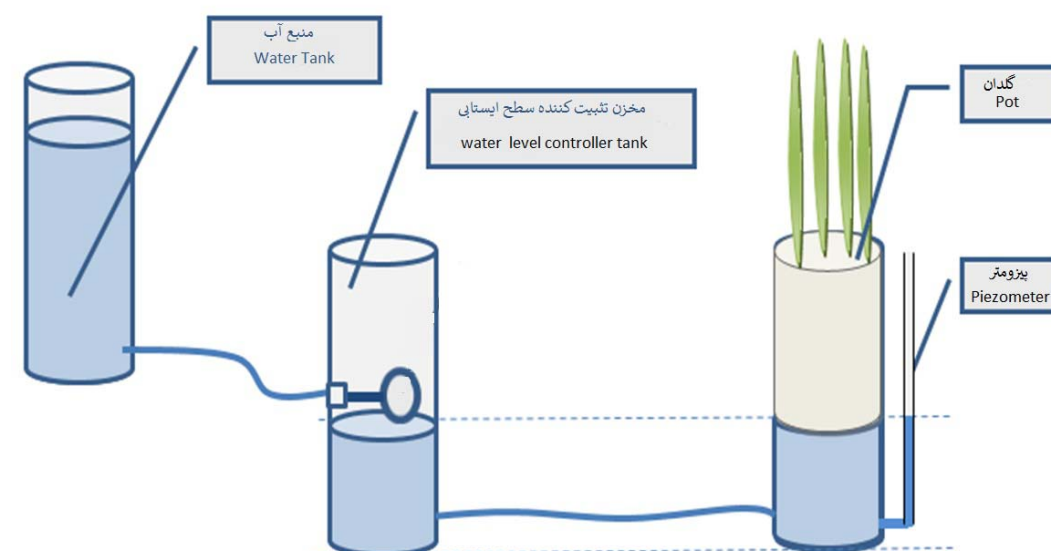
استان گیلان روی رقم هاشمی، مقدار بهره‌وری آب بر اساس میزان آبیاری را در محدوده ۰/۹۲-۰/۲۹ کیلوگرم دانه بر متر مکعب آبیاری محاسبه نمود. در مدیریت‌های جدید، شیوه‌های مختلف آبیاری متناسب با فیزیولوژی گیاه در جهت افزایش محصول، کاهش مصرف آب، بالا بردن راندمان آبیاری، کنترل علف‌های هرز و جلوگیری از ماندابی شدن اراضی شالیکاری اعمال می‌شود. تنش آبی ناشی از آبیاری غیر غرقابی ضمن تأثیر بر میزان آب مصرفی یا جلوگیری از انتقال نمک‌ها و مواد غذایی به گیاه و کاهش فتوسنتز (۲۷) باعث کاهش تعداد پنجه، سطح برگ، تجمع ماده خشک، تعداد دانه پر در خوشه، وزن صد دانه و در نهایت عملکرد می‌شود (۳، ۲۲ و ۱۸).

ماده خشک تولید شده، یا به مصرف رشد گیاه رسیده و یا در اندام‌های ذخیره‌ای گیاه تجمع می‌یابد. تجمع مواد فتوسنتزی سبب افزایش وزن خشک می‌گردد، که به طور مستقیم از طریق توزین گیاه قابل اندازه‌گیری می‌باشد. بنابراین افزایش وزن گیاه در اثر تولیدات فتوسنتزی، تولید ماده خشک نامیده می‌شود (۱۱ و ۱۳). عملکرد برنج تابعی از کل ماده خشک و شاخص برداشت می‌باشد. بنابراین عملکرد برنج می‌تواند به وسیله افزایش در کل ماده خشک یا شاخص برداشت یا هر دو افزایش یابد. افزایش عملکرد غلات دانه ریز عمدتاً به علت افزایش شاخص برداشت است (۲۰).

هدف از این پژوهش، بررسی تأثیر مدیریت سطح ایستابی در کاهش آب مصرفی، بررسی امکان اجرای آبیاری زیرزمینی (زهکشی کنترل شده) و تأثیر مدیریت‌های آبیاری بر عملکرد و اجزای عملکرد برنج در یک منطقه خشک و نیمه خشک می‌باشد.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی تأثیر موقعیت سطح ایستابی بر عملکرد برنج، آزمایشی به صورت کشت گلدانی در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی در چهار سطح روش آبیاری در دانشگاه شهرکرد در سال ۱۳۹۳ انجام شد. آزمایش‌ها شامل ۴ تیمار در ۵ تکرار بود. جدول ۱ مشخصات تیمارها را نشان می‌دهد. عمق تثبیت سطح ایستابی بر اساس عمق نهایی توسعه ریشه (معادل ۴۰ سانتی متر) انتخاب شد. به این صورت که تیمار شاهد به عنوان آبیاری متداول و دارای عمق آب روی سطح خاک، تیمار تثبیت عمق سطح ایستابی در ۵۰ درصد پایینی عمق نهایی توسعه ریشه یا کنترل سطح ایستابی در ۲۰ سانتی متری زیر سطح خاک، تثبیت عمق سطح ایستابی در ۱۰ درصد پایینی عمق نهایی توسعه ریشه یا کنترل سطح ایستابی در ۳۶ سانتی متری زیر سطح خاک بودند و برای تیمار آبیاری زیرزمینی تناوبی نیز با رسیدن سطح آب به ۱۰ درصد پایینی حداکثر عمق توسعه ریشه، آبیاری صورت می‌گرفت.



شکل ۱- شمایی از طرح آزمایش

Figure1-Plan of experiment

نتایج و بحث

آماس نسبی

جدول ۳ نتایج تجزیه واریانس مدیریت آبیاری فقط بر میزان آماس نسبی را نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد که آماس نسبی مرحله اول و دوم در سطح ۵ درصد و مرحله چهارم اندازه‌گیری در سطح ۱ درصد تأثیر معنی‌داری داشت (جدول ۳).

همان‌طور که شکل ۲ نشان می‌دهد در هر چهار مدیریت آبیاری با پیشرفت زمان محتوای نسبی آب برگ کاهش می‌یابد. در صورتی که این روند کاهش برای تیمار CD20 (کنترل سطح ایستابی در عمق ۲۰ سانتی‌متری زیر سطح خاک) با سرعت کمتری صورت گرفت و برای تیمار CD36 با سرعت بیشتری اتفاق افتاد. در کل دوره رشد تیمار FI دارای بالاترین درصد محتوای نسبی آب برگ و تیمار CD36 دارای کمترین درصد محتوای نسبی آب برگ بود. این بدان معنی است که با کاهش حجم آب مصرفی، محتوای نسبی آب برگ نیز کاهش می‌یابد و همبستگی مثبت بین حجم آب مصرفی و محتوای نسبی آب برگ وجود دارد.

تحلیل‌های آماری نشان داد، محتوای نسبی آب برگ به طور متوسط تحت مدیریت آبیاری CD20 (کنترل سطح ایستابی در ۲۰ سانتی‌متری زیر سطح خاک)، مدیریت آبیاری CD36 (کنترل سطح ایستابی در ۳۶ سانتی‌متری زیر سطح خاک) و مدیریت آبیاری AI (آبیاری زیرزمینی تناوبی) به ترتیب ۱۲، ۲۲ و ۱۰ درصد کاهش یافت.

جدول ۲- تاریخ انجام عملیات زراعی

Table 2-Date of agricultural operations

عملیات Operations	تاریخ Date
کاشت نشا	۱۳ تیر
Transplantation	4th July
اعمال مدیریت آبیاری	اول مرداد
Start of irrigation management	23th July
قطع آبیاری	۴ مهر
Last irrigation	15th October
برداشت	۱۰ آبان
Harvesting	1st November

$$(۲) \quad ۱۰۰ * \frac{\text{وزن دانه}}{\text{وزن اندام هوایی}} = \text{شاخص برداشت}$$

$$(۳) \quad ۱۰۰ * \frac{\text{وزن دانه}}{\text{حجم آب مصرفی}} = \text{راندمان مبتنی بر عملکرد}$$

$$(۴) \quad ۱۰۰ * \frac{\text{وزن اندام هوایی}}{\text{حجم آب مصرفی}} = \text{راندمان مبتنی بر زیست توده}$$

داده‌های به دست آمده به کمک نرم‌افزار SAS مورد تجزیه واریانس قرار گرفت و مقایسه میانگین‌ها با آزمون LSD انجام شد. تجزیه آماری آماس نسبی براساس ۳ تکرار و سایر پارامترها براساس ۵ تکرار انجام گردید.

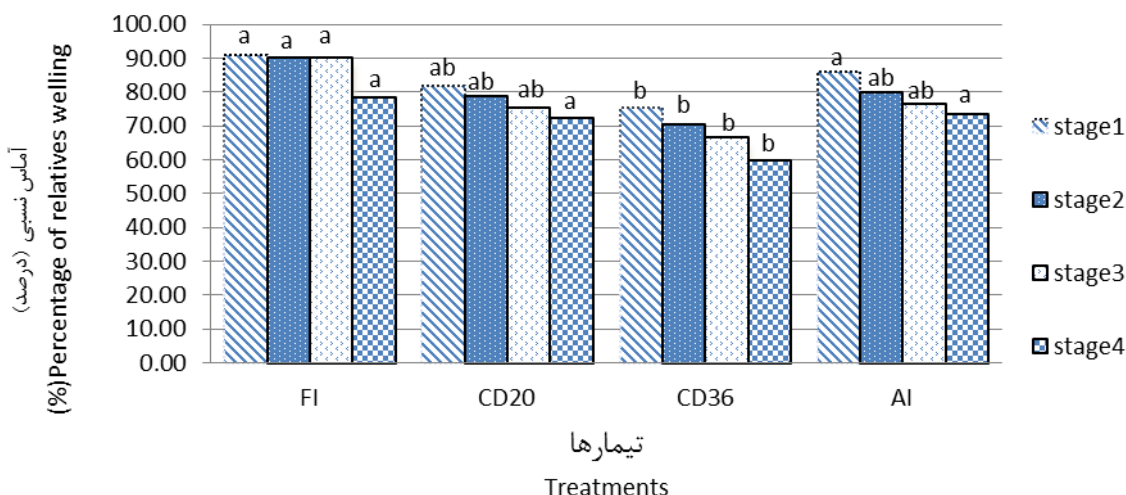
همچنین شکل ۲ نشان می‌دهد که اختلاف آماری بین محتوای آب نسبی برگ در مراحل مختلف رشد وجود نداشت بنابراین کاهش سطح نسبی برگ در مراحل مختلف رشد وجود نداشت بنابراین کاهش سطح

جدول ۳: نتایج تجزیه واریانس آماس نسبی

Table 3: results of variance analysis of relative turgidity

منابع تغییرات Source of Variance	درجه آزادی dF	میانگین مربعات Sum of Squares			
		مرحله اول Stage 1	مرحله دوم Stage 2	مرحله سوم Stage 3	مرحله چهارم Stage 4
مدیریت آبیاری Irrigation management	3	129.24*	196.2*	288.5 ^{ns}	190.35**
خطا Error	8	28.68	39.2	85.2	24.26

ns, *, ** به ترتیب به مفهوم غیر معنی دار و معنی دار در سطح ۵٪ و ۱٪ می‌باشد.
ns, * and **: Non-significant and significant at 5% and 1% level of probability respectively



شکل ۲- درصد آماس نسبی طی ۴ مرحله نمونه برداری
Figure 2- Percentage of relative swelling during 4 step sampling

(مرحله ۳ نمونه برداری) رخ می‌دهد. بیشترین مقدار تجمع ماده خشک کل محاسبه شده در مدیریت آبیاری FI و کمترین مقدار مربوط به تیمار CD36 می‌باشد. مدیریت‌های آبیاری CD20, CD36, AI به ترتیب منجر به کاهش وزن ماده خشک به میزان ۱۶، ۲۵ و ۲۲ درصد نسبت به تیمار شاهد شده است.

با توجه به اینکه برنج برای توسعه ریشه خود نیاز به شرایط اشباع دارد، کاهش رطوبت خاک از حد اشباع، باعث کاهش میزان عملکرد دانه خشک شده است و شدت کاهش محصول برای تیماری که سطح ایستابی پایین‌تر است بیشتر می‌باشد. شارما و همکاران (۲۳) گزارش کردند که تنش خشکی باعث کاهش رشد و شاخص‌های مربوط به آن می‌گردد. با کاهش مقدار آب میزان تجمع مواد فتوسنتزی و سرعت رشد نسبی کاهش می‌یابد و افت قابل توجه سرعت رشد نسبی بیانگر کاهش ماده خشک تولید شده در اثر کاهش

ماده خشک اندام هوایی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد مدیریت آبیاری بر میزان ماده خشک تولیدی مرحله اول اندازه‌گیری تأثیر معنی‌داری ندارد ولی بر میزان ماده خشک مرحله دوم، سوم و چهارم به ترتیب در سطح یک، پنج و یک درصد تأثیر معنی‌داری نشان می‌دهد (جدول ۴).

شکل ۳ تغییرات وزن ماده خشک مدیریت‌های آبیاری را در چهار مرحله نمونه برداری در طول فصل رشد نشان می‌دهد.

روند تغییرات وزن خشک کل گیاه در طی فصل رشد حاکی از آن است که تا ۴۲ روز (تا مرحله دوم نمونه برداری) پس از اعمال مدیریت آبیاری تفاوتی از نظر تجمع ماده خشک تولیدی مشاهده نمی‌شود اما پس از آن تغییرات محسوس‌تر می‌گردد. حداکثر تجمع ماده خشک کل در هر یک از مدیریت‌های آبیاری در مرحله پر شدن دانه‌ها

رشد شاخ و برگ در مرحله رشد سبزینه‌ای است که می‌تواند یکی از علل کاهش عملکرد محصول باشد (۱۶).

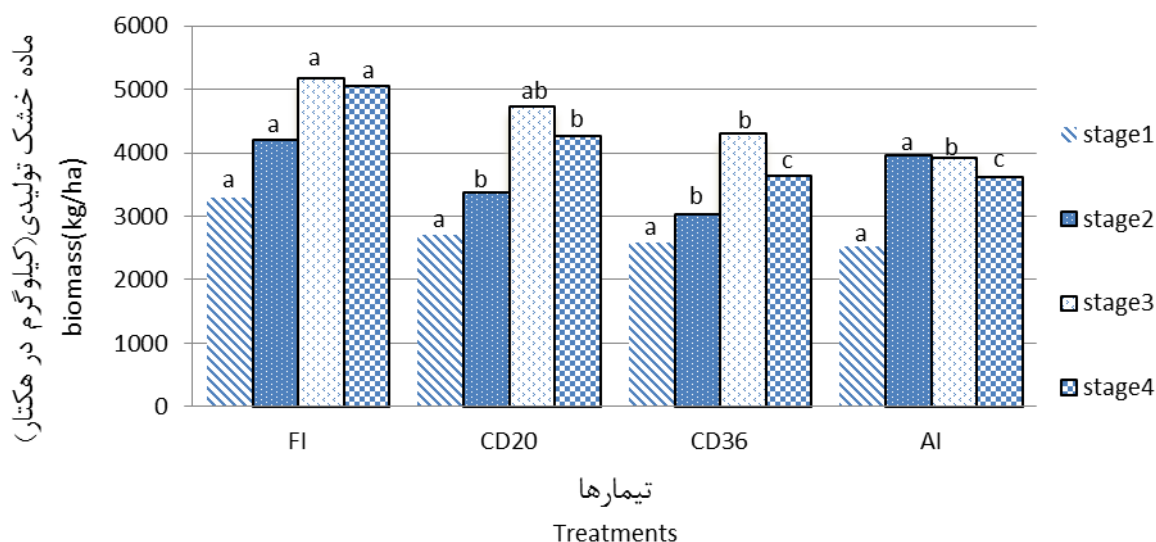
جدول ۴- تجزیه واریانس ماده خشک

Table 4-results of variance analysis of dry matter

منابع تغییرات Source of Variance	درجه آزادی dF	میانگین مربعات Sum of Squares			
		مرحله اول Stage 1	مرحله دوم Stage2	مرحله سوم Stage3	مرحله چهارم Stage4
مدیریت آبیاری Irrigation management	3	58.3 ^{ns}	139.1 ^{**}	137.4 [*]	215.06 ^{**}
خطا Error	8	30.9	12.5	33.2	12.97

ns, *, ** به ترتیب به مفهوم غیر معنی دار و معنی دار در سطح ۵٪ و ۱٪ می‌باشد.

ns, * and **: Nonsignificant and significant at 5% and 1% level of probability respectively



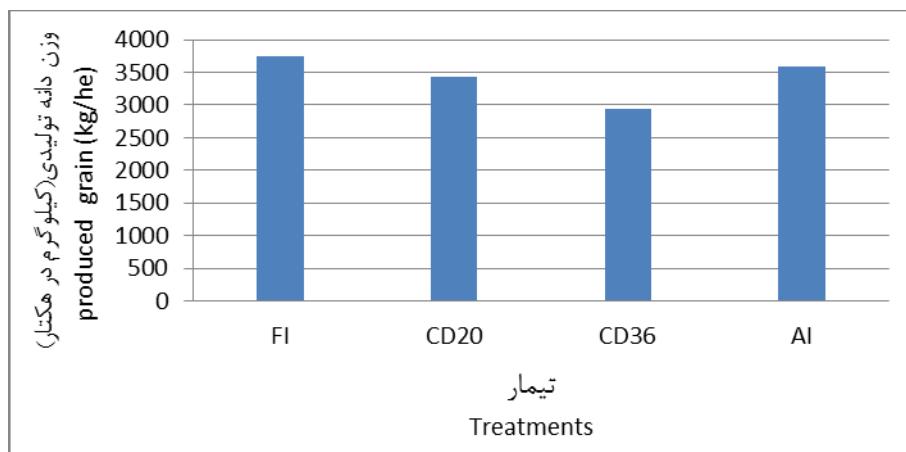
شکل ۳- اثر مدیریت‌های آبیاری بر تغییرات وزن خشک گیاه

Figure 3- The effect of Irrigation Management on biomass plant

وزن دانه

نتایج تجزیه واریانس نشان داد مدیریت آبیاری بر عملکرد دانه تأثیر معنی‌داری نداشت (جدول ۵). لذا با توجه به نتایج حاصل می‌توان تا ۴۶ درصد در مصرف آب بدون کاهش عملکرد صرفه‌جویی نمود. بلدر و همکاران (۷) نیز نشان دادند که از نظر عملکرد دانه بین دو روش آبیاری غرقاب و آبیاری متناوب اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. متوسط دانه تولیدی برای تیمارهای CD20, CD36, AI به ترتیب برابر ۳۴۲۳، ۲۹۴۶ و ۳۵۸۳ کیلوگرم در هکتار می‌باشد. کمترین کاهش دانه تولیدی مربوط به تیمار AI با ۶ درصد کاهش دانه

تولیدی و بیشترین کاهش دانه تولیدی مربوط به تیمار CD36 با ۲۲ درصد کاهش دانه تولیدی نسبت به تیمار شاهد می‌باشد و به ازای هر یک واحد کاهش آب مصرفی، تیمارهای CD20, CD36, AI به ترتیب ۰/۳۶، ۰/۴۶ و ۰/۳۸ واحد کاهش در میزان دانه تولیدی داشتند. عدم تفاوت معنی‌دار در میزان عملکرد دانه یعنی تامین آب به مقدار کافی در تمام سطوح تیمارهای آبیاری وجود داشت و در هیچ کدام از رژیم‌های آبیاری اعمال شده، گیاه دچار تنش آبی نشد و ریشه گیاه در مراحل حساسی که به آب بیشتری نیاز دارد به اندازه کافی رشد کرده و به آب موجود در اعماق بیشتر دسترسی دارد.



شکل ۴- میزان دانه تولیدی تیمارها در دوره رشد

حروف مشترک نشانگر عدم معناداری در سطح یک درصد مطابق آزمون LSD می باشد.

Figure 4-The grain yield of treatments during the growing season

Similar letters in each column shows non-significant difference according to LSD Test

وزن هزار دانه

مدیریت آبیاری در این پژوهش روی وزن هزار دانه تأثیر معنی داری نشان نداد و کاهش سطح ایستابی تغییری در اندازه دانه ایجاد نکرد و بازار پسندی دانه را نیز کاهش نمی دهد (جدول ۵). بیشترین میزان وزن هزار دانه مربوط به تیمار FI و کمترین میزان وزن هزار دانه مربوط به تیمار CD36 به ترتیب با مقادیر ۱۲۴۷ و ۱۱۰۱ کیلوگرم در هکتار می باشد. همچنین نشان داد مدیریت های آبیاری CD20, CD36, AI منجر به کاهش وزن هزار دانه به ترتیب به میزان ۸، ۱۲ و ۴ درصد نسبت به تیمار شاهد شده است (شکل ۵). پژوهشگران اظهار داشته اند که ترکیبات پرورده برای پر شدن دانه ها تنها به وسیله فتوسنتز جاری برگ ها و بخش های سبزیگاه تأمین نمی شود. بلکه به وسیله انتقال کربوهیدرات های سایر اندام های گیاه نیز تأمین می شود که مسئول پایداری وزن هر دانه در گیاه است.

ذخایر ساقه در غلات به ویژه در شرایط تنش می تواند تأثیر معنی داری روی عملکرد از طریق انتقال این ترکیبات به دانه ها داشته باشد (۱۵). تقی زاده و همکاران (۲۵) نیز مشاهده نمودند که رژیم های مختلف آبیاری روی وزن هزار دانه برنج تأثیر معنی داری ندارد.

شاخص برداشت

اثر مدیریت آبیاری بر شاخص برداشت برنج از نظر آماری معنی دار نبود (جدول ۶). بیشترین شاخص برداشت مربوط به تیمار FI و کمترین شاخص برداشت مربوط به تیمار CD36 به ترتیب با مقادیر ۳۹/۰۶ و ۳۵/۴ درصد می باشد. مدیریت های آبیاری CD20, CD36, AI منجر به کاهش شاخص برداشت به ترتیب به مقدار ۴، ۹ و ۲ درصد گردید.

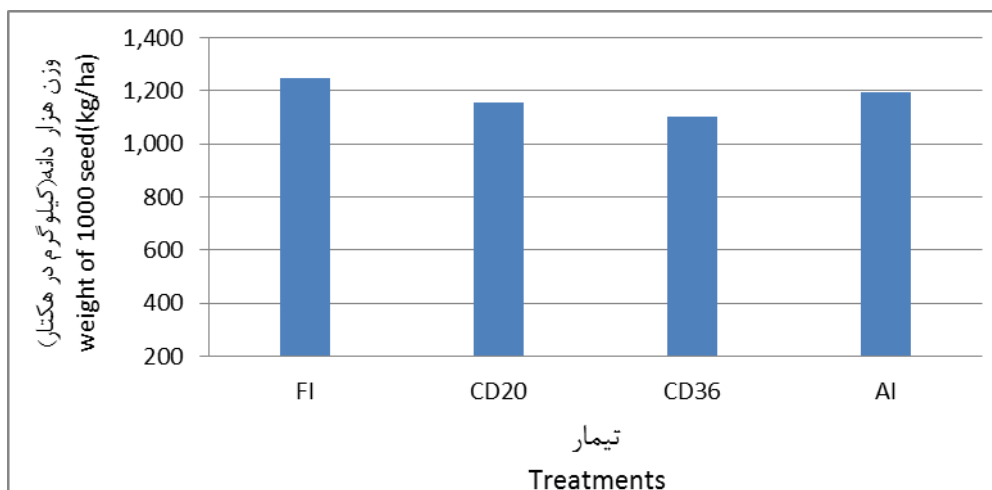
جدول ۵- نتایج تجزیه واریانس دانه تولیدی و وزن هزار دانه

Table 5- results of variance analysis of seed produced and 1000 seed weight

منابع تغییرات Source of Variance	درجه آزادی dF	میانگین مربعات Sum of Squares	
		وزن هزار دانه weight of 1000 seed	دانه تولیدی Total grain
مدیریت آبیاری Irrigation management	3	11445.4 ^{ns}	672250.9 ^{ns}
خطا Error	16	17696.4	299835

ns, *, ** به ترتیب به مفهوم غیر معنی دار و معنی دار در سطح ۵٪ و ۱٪ می باشد.

ns, * and **: Nonsignificant and significant at %5 and %1 level of probability respectively



شکل ۵- متوسط میزانون وزن هزار دانه تیمارها در دوره رشد

حروف مشترک نشانگر عدم معناداری در سطح یک درصد مطابق آزمون LSD می‌باشد.

Averageweight of 1000 seed of treatments during the growing season-Figure 5
Similar letters in each column shows non-significant difference according to LSD Test

درصد نسبت به تیمار شاهد شد.

کارایی مصرف آب مبتنی بر عملکرد و زیست توده

در این پژوهش اثر مدیریت آبیاری بر کارایی مصرف آب مبتنی بر عملکرد و زیست توده به ترتیب در سطح ۵ درصد و یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۷). در شرایط کاهش آب مصرفی کارایی مصرف آب نیز افزایش خواهد یافت، این افزایش به ترتیب در تیمارهای AI, CD20, CD36، برابر ۱۴/۴، ۴۵ و ۵/۶ درصد نسبت به تیمار شاهد بود. در این مطالعه تیمار CD36 به میزان ۰/۴۴ کیلوگرم بر مترمکعب باعث افزایش معنی‌دار راندمان مصرف آب مبتنی بر عملکرد شد (جدول ۷). به طوریکه باعث افزایش ۴۵ درصدی راندمان مصرف آب مبتنی بر عملکرد نسبت به شرایط غرقاب به میزان ۰/۳ کیلوگرم بر مترمکعب گردید.

درصد شاخص برداشت تحت مدیریت‌های آبیاری در شکل ۶ نشان داده شده است، درصد شاخص برداشت با کاهش حجم آب مصرفی کاهش یافته است، کاهش شاخص برداشت با میزان آب مصرفی نشان داد که انتقال مواد فتوسنتزی به دانه با مقدار آب مصرفی قابل دسترس مرتبط بوده و کاهش میزان آب مصرفی می‌تواند سهم دانه از ماده خشک را کاهش دهد. پانندی و همکاران (۱۹) نیز دلیل کاهش شاخص برداشت در شرایط تنش خشکی را حساسیت بیشتر رشد زایشی نسبت به شرایط نامطلوب در مقایسه با رشد رویشی تشخیص دادند. کافی و همکاران (۱۲) نیز کاهش شاخص برداشت گیاه در شرایط خشکی را به کاهش فتوسنتز و همچنین کاهش پتانسیل فشاری در آوند آبکش نسبت می‌دهند.

شکل ۷ متوسط میزان آب مصرفی تیمارهای مختلف را برای دوره کشت نشان می‌دهد. همانگونه که در شکل مشاهده می‌شود، مدیریت آبیاری برای تیمارهای AI, CD36, CD20 موجب کاهش آب مصرفی در طول دوره رشد به ترتیب به میزان ۲۳، ۴۶ و ۱۶

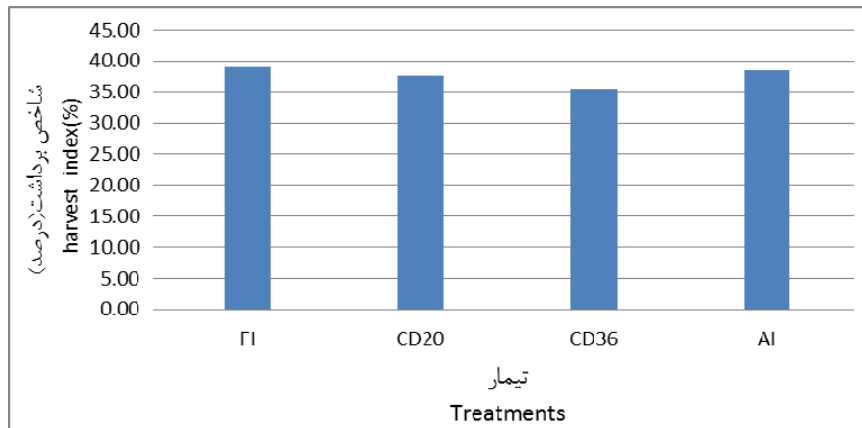
جدول ۶- نتایج تجزیه واریانس شاخص برداشت

Table 6- results of variance analysis harvest index

منابع تغییرات Source of Variance	درجه آزادی dF	میانگین مربعات Sum of Squares شاخص برداشت Harvest Index
مدیریت آبیاری Irrigation management	3	13.1 ^{ns}
خطا Error	16	30.2

ns, *, ** به ترتیب به مفهوم غیر معنی دار و معنی‌دار در سطح ۵٪ و ۱٪ می‌باشد.

ns, * and **: Nonsignificant and significant at %5 and %1 level of probability respectively

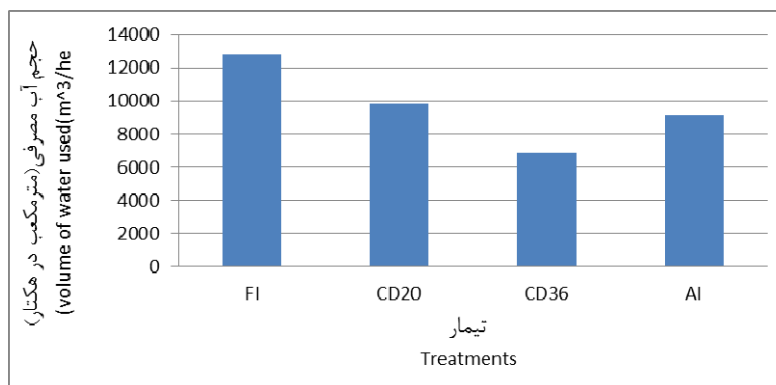


شکل ۶- شاخص برداشت

حروف مشترک نشانگر عدم معناداری در سطح یک درصد مطابق آزمون LSD می‌باشد.

Figure 6- harvest index

Similar letters in each column shows non-significant difference according to LSD Test



شکل ۷- متوسط میزان حجم آب مصرفی تیمارها در دوره رشد

Figure 7- Average volume of water used of treatments during the growing season

افزایش غیر معنی‌دار کارایی مصرف آب مبتنی بر زیست توده در دو تیمار AI, CD20 به ترتیب برابر ۱۸ و ۶/۷ درصد نسبت به تیمار شاهد بود (شکل ۸).

در این پژوهش اگرچه محتوی نسبی آب برگ تحت تیمارهای مختلف آبیاری به جز مرحله آخر تفاوت معنی‌داری نداشت، اما موجب افزایش کارایی مصرف آب مبتنی بر عملکرد و زیست توده در تیمارهای با مصرف پایین آب شد.

نتیجه‌گیری کلی

در این پژوهش تأثیر موقعیت سطح ایستابی با چهار مدیریت آبیاری شامل کنترل سطح آبدر ۲ سانتی‌متری روی سطح خاک (FI)، کنترل سطح ایستابی در ۲۰ سانتی‌متری زیر سطح خاک (CD20)، کنترل سطح ایستابی در ۳۶ سانتی‌متری زیر سطح خاک (CD36) و آبیاری زیرزمینی تناوبی (AI) بر بهره‌وری آب در کشت

بلدر و همکاران (۷) نشان دادند که راندمان آب به‌طور معنی‌داری در شرایط آبیاری متناوب بالاتر از شرایط غرقاب بود. این پژوهش‌گران اظهار داشتند که آبیاری متناوب می‌تواند تا ۱۵ درصد مصرف آب را کاهش دهد بدون این که باعث کاهش عملکرد دانه گردد. بنابراین استفاده از آبیاری متناوب می‌تواند جایگزین مناسبی برای آبیاری غرقاب دائم گیاه برنج در شالیزار باشد. ژانگ و همکاران (۲۶) گزارش نمودند که خشکی، میزان تولید اسید آبسزیک را افزایش می‌دهد. پژوهش‌ها نشان داده که با افزایش تولید این هورمون میزان بسته شدن روزنه‌ها افزایش می‌یابد.

افزایش راندمان گیاه در استفاده از تابش خورشیدی بدین معنا است که گیاه در نهایت با مقدار آب کمتری می‌تواند تولید عملکرد و زیست توده بیشتری داشته باشد و در نتیجه می‌تواند منجر به افزایش کارایی مصرف آب گردد. در این بررسی تنها تیمار CD36 به میزان ۱/۲۵ کیلوگرم بر مترمکعب و ۵۸ درصد نسبت به تیمار شاهد باعث افزایش معنی‌دار کارایی مصرف آب مبتنی بر زیست توده گردید.

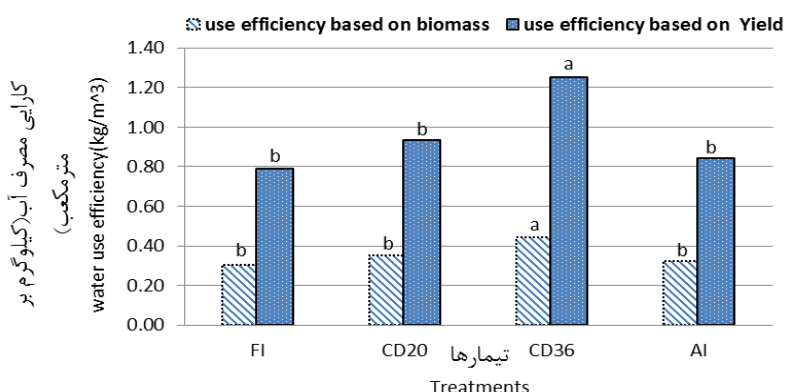
محتوای آب نسبی برگ نداشته است. تأثیر موقعیت سطح ایستابی بر ماده خشک تولیدی نیز فقط در مرحله سوم و چهارم به ترتیب در سطح پنج و یک درصد معنی دار شد.

برنج در دانشگاه شهرکرد مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد اختلاف معنی داری بین محتوای آب نسبی برگ در مراحل مختلف رشد وجود نداشت بنابراین کاهش سطح ایستابی تأثیر معنی داری در

جدول ۷- نتایج تجزیه واریانس کارایی مصرف آب مبتنی بر عملکرد و زیست توده
Table 7-Results of variance analysis of water use efficiency based on yield and biomass

منابع تغییرات Source of Variance	درجه آزادی dF	میانگین مربعات Sum of Squares	
		کارایی مصرف آب مبتنی بر زیست توده WUE _{total mass}	کارایی مصرف آب مبتنی بر عملکرد WUE _{seed}
مدیریت آبیاری Irrigation management	3	2144**	187*
خطا Error	16	150.8	40.44

ns, *, ** به ترتیب به مفهوم غیر معنی دار و معنی دار در سطح ۵٪ و ۱٪ می باشد.
ns, * and **: Nonsignificant and significant at %5 and %1 level of probability respectively



شکل ۸- تأثیر تیمارهای مختلف آبیاری بر کارایی مصرف آب مبتنی بر عملکرد و زیست توده

حروف مشترک نشانگر عدم معناداری در سطح یک درصد مطابق آزمون LSD می باشد.

Figure 8: Impact of irrigation management on water use efficiency based on biomass and Yield
Similar letters in each column shows non-significant difference according to LSD Test

ازای هر یک واحد کاهش آب مصرفی، ۰/۳۶ واحد کاهش در دانه تولیدی و کاهش ۱۶ درصدی در میزان ماده خشک تولیدی دارد که این مقادیر در بین تیمارها کمترین مقادیر می باشد. با این مدیریت آبیاری و کاهش مصرف آب به میزان ۲۳ درصد نسبت به تیمار شاهد می توان سطح زیر کشت را به میزان ۳۰ درصد و میزان تولید دانه را نیز از ۳۴۲۴ به ۴۲۱۰ کیلوگرم بر هکتار افزایش داد.

کاهش آب مصرفی در تیمارهای AI, CD36, CD20 موجب افزایش معنی دار ۵ درصدی راندمان مصرف آب مبتنی بر عملکرد و افزایش معنی دار یک درصدی راندمان مصرف آب مبتنی بر زیست توده گردید. همچنین نتایج نشان داد، چون با کاهش آب، کاهش معنی داری در عملکرد دانه رخ نداده به طوری که نتایج نشان داد تیمار CD20 (کنترل سطح ایستابی در ۲۰ سانتی متری زیر سطح خاک) به

منابع

- 1- Alizadeh A. 2005. The relationship between water, soil and plant. the fourth edition the University of Imam Reza. Mashhad.
- 2- Amiri A. Rezaii M. 2010. Investigate the changes of water productivity in paddy fields of Guilan. The second national conference of the effects of drought and its management practices. 15-16 May. 2010. Research Center for Agriculture and Natural Resources and the headquarters of unexpected events Isfahan.

- 3- Amiri E. 2006. Investigation of water balance and rice yield under irrigation management whit model, (modeling and field experiments). Ph.D Thesis. Tehran Islamic Azad University. Iran. (In Persian).
- 4- Amiri E. 2006 Studing water balance in different irrigation methods in paddy fields (field experiment and model).PhD dissertation in irrigation and drainage.Tehran Azad university. Iran.
- 5- Bienvenido O. 1993. Rice in human food and nutrition.International Rice Research Institute.166p.
- 6- Belder P. Bouman B.A.M. Cabangon R. Lu G. Quilang E.J.P. Li Y. Spiertz J.H.J. and Tuong T.P. 2004. Effect of water-saving irrigation on rice yield and water use in typicallowland conditions in Asia. *Agricultural Water Management* 65(3): 193–210.
- 7- Fathi G.A.N. Ariannia M.R. and Golizadeh E. 2009. Field crop physiology.Islamic Azad University, Shooshtar Branch. (In Persian).
- 8- GilaniA.Absalan.S.H. 2005. Final report ofthe research project, the effect ofsurface irrigationregimeson yield andgrowth characteristics of three varieties ofriceinthe province of Khuzestan, Rice Research institute.
- 9- Jannati M. 2003. The impact of Plantingpatternon growth andyield and yield componentsof sunflowerhybridsSun33.AgricultureMaster's thesis. College of Agriculture.Isfahan University of Technology. Iran.
- 10- Kafi M.Zand A.Kamkar B.Sharifi H.Gholdani M. 2001. Plant Physiology(translation), The University ofMashhad, the second volume.
- 11- KoochakiA.Hoseini M. 1995. Energy efficiency inagricultural ecosystems. Universityof Mashhad.
- 12- Laffitte R. 2002. Relationship between leaf relative water content during reproductive stage deficit and grainformation in rice. *Field Crops Research*, 76: 165-174.
- 13- Manderscheid R. Pacholski A. Fruhauf C. and Weigel H. 2009. Effects of free aircarbon dioxide enrichment and nitrogen supply on growth and yield of winterbarleycultivated in a crop rotation. *Field Crops Research*, 110: 185–196.
- 14- Moaddabshabestary M. Mojtahedi M. 1991. Crop physiology. PublishingCenterof Tehran University.
- 15- Molden D. Murry-Rust H. Sakthivandival R. and Makin I. 2001. A water productivity framework for understanding and action. Workshop on Water Productivity. 12 -13 November.Wadduwe, Sri Lanka.
- 16- Nahvi M. 2006. Determination the best irrigatin interval based on growth indices.Master's Thesis. Azad university.
- 17- Pandey R.K. Marienville J. W and Adum A. 2000. Deficit irrigation and nitrogeneffect on maize in a Sahelian environment. I. Grain yield components. *Agriculture WaterManagement*, 46: 1- 13.
- 18- Rahimian H.Banayan M. 1998. Physiologicalprinciples ofplant breeding. Translation PublishingUniversity ofMashhad.
- 19- Rezaii M.Nahvi M. 2008. Investigate the effect ofirrigation intervalonclay soilsonwater use efficiencyandthe characteristics oftwo varieties oflocalriceinGuilan province.*Agricultural ScienceResearch*, 9:16-24.
- 20- Rezaeii M. and Nahvi M. 2007. Effect of different irrigation management methods on water use efficiency and rice yield . *Agricultural Science Research*, 9:15-25.
- 21- Sharma B.D. Sharma U.C. andKaul. H.N. 1990. Physiological traits for highyield in potato. *Indian Journal of Hill Farming*, 3: 41-46.
- 22- Tuong T.P. and Bouman B.A.M. 2003. Rice production in water scarce environments. p.53-67. In J.W. Kijne, R. Barker and D. Molden (eds) *Water productivity in agriculture*.
- 23- Taghizadeh M. Esfahani M.Davatgar N.Madani H. 2009. Effect of irrigate on intervalandNitrogen Fertilizer onriceyield and yield componentscultivar TaromHashemiin Rasht. *The findings ofmodernagriculture*, 9:353-364.
- 24- Zhang J. Jia W. Yang J. and Ismail A.M. 2006. Role of ABA in integrating plantresponses to drought and salt stresses. *Field Crops Research*, 97: 111-119.
- 25- Zumber M. A. Chowdhury A.K. Islam M.Z. Ahmad T. and Hasa M.A. 2007. Effects of water stress on growth and yiel attribute Aman rice genotype. *internationalJournal Sustain. Crop Production*,26:25-30.
- 26- Zwart S.J. and Bastiaanssen W.G.M. 2004. Review of measured crop water productivity values for irrigated wheat, rice, cotton and maize. *Agricultural Water Manage*, 69: 115-133.



The Effect of Controlled drainage and Irrigation Management on Growth Characteristics and Rice Yield in the arid and semi-arid

S.M. Mirabolghasemi¹- M. Ghobadinia^{2*}- A.R. Ghasemi³- M.R. Nouri-Emamzadeie⁴

Received: 03-05-2016

Accepted: 24-10-2016

Introduction: Rice is one of the cereals that are widely used food in the world as staple. Rice is the largest consumer of water among agricultural products. At the field level, rice receives up to 2–3 times more water per hectare than other irrigated crop for producing of one kilogram of rice. According to water resources limitation in Iran, According to water resources limitation in Iran, careful planning is essential to optimal use of water resources in agriculture as the largest consumer. One of the methods to reduce water consumption in rice cultivation is changing the traditional irrigation methods (flooding) to periodic irrigation. Change of management from traditional water-logging irrigation to unsaturated improves the irrigation water use efficiency. Due to water scarcity problems, the aim of this study was to evaluate controlled drainage and the impact of irrigation management on growth characteristics and yield components of rice in the arid and semi-arid.

Materials and Methods: To Considering the effect of water table level on water productivity in rice cultivation, the study was done in Shahrekord university. The experiments conducted in pots with 40 cm diameter and 45 cm height. The experiment was arranged following a completely randomized design with four treatments (water table level) and five repetitions. The water table managements including: control water table 2 cm on the top of the soil (FI), the control water table 20 cm below the soil surface (CD20), control water table 36 cm below the soil surface (CD36) and Intermittent irrigation (AI). To control the water level, two tanks were used, one as stabilizer water table and another to measure the amount of water used. The Treatments are completely water logging for a week, in second week treatments were applied. Sampled four times during the growing season was performed to determine the dry matter content of leaf, stem and leaf relative swelling and at the end of the growing season, the volume of water consumed, harvest index, the amount of grain produced and thousand grain weight was measured and recorded. The data obtained were analyzed using SAS software and LSD test was performed for comparison of means.

Results and Discussion: The results showed reduced yield treatments for CD20, CD36 and AI for each unit reduction in water consumption respectively as much 0.36, 0.46 and 0.38 units. Also results showed irrigation management caused significantly decrease in swelling relative only in the first and Second measuring stages respectively at the 5 percent level and in the fourth measuring stages at 1 percent level. Dry matter productive also was reduced under irrigation management in the Second and fourth measuring stages respectively in 1st and 3rd measuring stages at the 5 percent level. The impacts of irrigation management are no statistically significant on the rice harvest index and thousand grain weights but water consumption was reduced in CD20, CD36 and AI. Resulted to increment 5 percent water use efficiency based on performance and a significant increase 1 percent in the efficiency of water use was based on biomass. The highest and lowest harvest index belongs to FI (39.1) and CD36 (35.4) respectively. The highest and lowest thousand grain weights belong to FI (1247 kg/ha) and CD36 (1101 kg/ha) respectively.

Conclusions: High water Stress causes roots gone to sleep and their growth will slow after re-watering. Water scarcity is not only the hinder root growth but causes the root fuzzy and reduce its ability to absorb substances. The results showed that water reduction, a significant decrease in grain yield not occurred, Lack significant differences in grain yield mean that the water supply was adequate at all levels and in none of irrigation regimes, the plant was not affected by water stress and plant roots grown have enough at critical stages that needs greater water and has access to available water at greater depths. Results showed that T2 (control water table level at 20 cm below surface of soil) for each unit reduction in water consumption, 0.36 units reduces seed production and 16% reduction in the amount of dry matter, That these lowest values are in the between treatments. With this irrigation management and reduce water consumption by 23% compared to control treatment area under cultivation can increased by as much as 30% and the grain production increase from 3424 to 4210 Kg per hectare.

Keywords: Controlled drainage, Intermittent irrigation, Reduce of water consumption, Relative swelling

1, 2, 3 and 4-Former MSc. Student, Assistant Professors and Associate Professor, Water Engineering Department, Shahrekord University

(* - Corresponding Author Email: mahdi.ghobadi@gmail.com)



بهره‌گیری از مفهوم ردپای آب مجازی در تولید محصولات اصلی برای عبور از بحران آب منطقه قزوین

هادی رمضانی اعتدالی^{۱*} - علیرضا شکوهی^۲ - سید امین مجتبوی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۱۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۶/۲۳

چکیده

دشت قزوین، از مهمترین دشت‌های مرکزی ایران به دلیل خشکسالی و افزایش مصارف بخش‌های مختلف، با بحران کمبود آب مواجه شده است. لذا مدیریت آب بخش کشاورزی به عنوان مهمترین مصرف‌کننده آب در منطقه ضروری است. در این تحقیق از مفهوم ردپای آب مجازی برای محصولات اصلی آبی و دیم منطقه برای مدیریت بهتر آب کشاورزی استفاده شد. مجموع ردپای آب مجازی در تولید محصولات اصلی آبی و دیم منطقه برای ۲۰۱۴-۲۰۰۳، حدود ۲۰۵۳ میلیون مترمکعب در سال است که سهم آب سبز، آبی، خاکستری و سفید به ترتیب ۳۱، ۲۵، ۲ و ۴۲ درصد می‌باشد. از مجموع ردپای آب در تولید محصولات اصلی منطقه، سهم آب خاکستری و سفید حدود ۴۴ درصد است. پایین بودن راندمان سیستم‌های آبیاری و مصرف بیش از حد کودهای ازته باعث افزایش سهم آب سفید و خاکستری در منطقه است. کشت وسیع ذرت دانه‌ای، ذرت علوفه‌ای، گوجه فرنگی و یونجه از دلایل اصلی بالا بودن حجم صادرات آب مجازی منطقه می‌باشد. حدود ۱۰۲۲ میلیون مترمکعب به صورت صادرات آب مجازی از منطقه خارج می‌شود. حجم صادرات آب مجازی ذرت دانه‌ای، ذرت علوفه‌ای، یونجه و گوجه فرنگی مجموعاً ۵۴/۴ درصد یعنی حدود ۵۵۶ میلیون مترمکعب در سال از کل حجم صادرات آب مجازی منطقه است. با حذف صادرات این چهار محصول تابستانه حدود ۵۰۷ میلیون مترمکعب در سال از خروج منابع آب سطحی و زیرزمینی جلوگیری می‌شود. اما این محصولات به دلیل بالا بودن عملکرد و سودخالص در هر هکتار مورد توجه کشاورزان قرار می‌گیرد. گندم نیز با سهم ۲۸/۴ و ۲۰/۲ درصدی از کل حجم آب مجازی و حجم منابع آبی صادر شده از منطقه، نقش مهمی در خروج آب از منطقه دارد.

واژه‌های کلیدی: آب آبی، آب خاکستری، آب سبز، آب سفید، تجارت آب مجازی

مقدمه

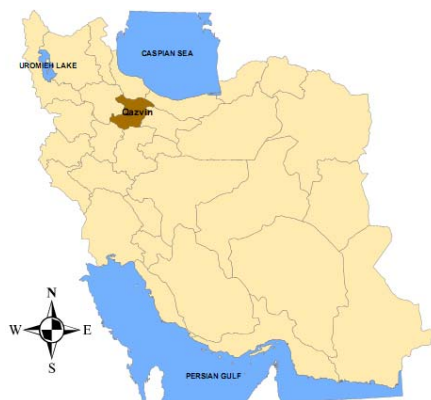
دشت قزوین یکی از مهمترین قطب‌های کشاورزی ایران است. با توجه به خشکسالی‌های اخیر و افزایش سهم بخش‌های مختلف مانند صنعت، محیط زیست و شرب، بخش کشاورزی با کمبود شدید منابع آب مواجه شده است (۱۳ و ۴۳). کشاورزان با توجه به کاهش سهم منابع آب سطحی، برداشت از آب زیرزمینی را افزایش داده‌اند. برداشت بی‌رویه از آب زیرزمینی برای آبیاری اراضی کشاورزی باعث افت شدید سطح آب در آبخوان شده است بحران ایجاد شده در دشت قزوین، مدیریت آب به طور عام (۴۲) و در بخش کشاورزی و اصلاح الگوی کشت را به طور خاص ضروری ساخته است (۳۸). با توجه به افزایش جمعیت، لزوم تامین غذا، حفظ محیط زیست و

مدیریت پایدار منابع آب سطحی و زیرزمینی، ردپای آب مجازی و تجارت آب مجازی مفاهیمی پویا برای مدیریت منابع آب در همه بخش‌ها تلقی می‌گردند که در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته‌اند (۱۷، ۳۰، ۳۳، ۳۷، ۴۱، ۵۴ و ۵۵). تجارت آب مجازی راهکاری برای ذخیره‌سازی منابع آب هر منطقه و دستیابی به امنیت آبی در سطوح مختلف منطقه‌ای، ملی و بین‌المللی می‌باشد (۷، ۱۱، ۱۴، ۱۶، ۱۸، ۲۸، ۴۳ و ۵۶). واردات محصولات پرآب‌بر و صادرات محصولات کم‌آب‌بر منجر به ذخیره منابع آب در منطقه خواهد شد (۳۰). در مطالعه‌ای در مقیاس سه ایالت نیوجرسی، مریلند و دل‌اویر که با توجه به تجارت آب مجازی کالاهای تولیدی و مصرفی انجام شد، مشخص گردید از طریق مدیریت تجارت آب مجازی، مصرف آب حدود ۳۵ درصد کاهش می‌یابد (۵۳).

با توجه به مصرف حدود ۹۰ درصد منابع آب در بخش کشاورزی، مفهوم ردپای آب مجازی و تجارت آب مجازی در کشاورزی کاربرد و اهمیت ویژه‌ای دارد. مطالعات زیادی در خصوص ردپای آب مجازی و تجارت آب مجازی در سطوح مختلف منطقه‌ای، ملی و بین‌المللی

۱، ۲ و ۳- به ترتیب استادیار، استاد و فارغ‌التحصیل کارشناسی ارشد گروه مهندسی آب، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی(ره)، قزوین
(*) ایمیل نویسنده مسئول: Email: Ramezani@eng.ikiu.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v31i2.55628

شرقی و ۳۵ درجه و ۳۷ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۴۵ دقیقه عرض شمالی قرار دارد. دشت قزوین یکی از دشت‌های حوضه آبریز دریاچه نمک و بزرگ‌ترین دشت آن محسوب شده و بیشترین سطح زیر کشت انواع محصولات را در میان دشت‌های این حوضه آبریز دارد. دارای اقلیمی نیمه خشک بوده و تابستان‌های نسبتاً گرم و زمستان‌های نسبتاً سرد دارد (شکل ۱).



شکل ۱- موقعیت قزوین
Figure 1. Qazvin Location

ردپای آب

ردپای آب، شاخصی برای نشان دادن حجمی از آب است که به طور مستقیم یا غیرمستقیم برای تولید کالا مصرف می‌شود. این شاخص شامل مجموع آب مصرف شده در طی فرآیندهای زنجیره تولید یک محصول خواهد بود. بنابراین این مفهوم بسیار فراگیر بوده و شامل آب مصرفی در تولید، فرآوری و غیره خواهد شد. این مطالعه تنها اجزا ردپای آب در تولید محصولات کشاورزی را در بر می‌گیرد (۲). ردپای آب آبی، به حجم آبی که در تولید محصول مورد استفاده قرار می‌گیرد (نیاز خالص) اشاره دارد. ردپای آب سبز، به سهم آب حاصل از بارندگی (موثر) مرتبط است. ردپای آب خاکستری، به حجمی از آب شیرین اطلاق می‌شود که برای رقیق‌سازی کودها و سمومی که در فرآیند تولید محصول استفاده شده‌اند مورد نیاز است (۲۰، ۲۱ و ۲۲). مفهوم دیگری نیز توسط آب‌بایی و رمضانی اعتدالی (۱) به عنوان آب سفید ارائه گردیده است که در واقع حجم تلفات آب آبیاری را مشخص می‌سازد (۱) در تحقیق حاضر از این مفهوم نیز برای تعیین مقادیر رد پای آب منطقه مورد مطالعه استفاده به عمل آمد. اجزا ردپای آب برای محصولات مختلف با استفاده از روابط زیر قابل محاسبه می‌باشند:

$$WF_{Green} = \frac{P_e \times 10}{Y} \quad (1)$$

$$WF_{Blue} = \frac{(ET_c - P_e) \times 10}{Y} \quad (2)$$

صورت گرفته است (۴، ۵، ۶، ۹، ۱۲، ۱۵، ۱۶، ۱۹، ۲۰، ۲۳، ۲۴، ۲۷، ۲۸، ۲۹، ۳۴، ۳۶، ۴۹، ۵۰، ۵۱ و ۵۲).

آب‌بایی و رمضانی اعتدالی (۱) مجموع آب مجازی در تولید گندم در ایران را برای دوره ۲۰۱۲-۲۰۱۶ حدود ۳۱۸۸ و ۳۰۷۱ مترمکعب بر تن به ترتیب برای گندم آبی و دیم برآورد نمودند. ایشان مجموع ردپای آب مجازی در تولید گندم در ایران را در حدود ۴۲،۱۴۳ میلیون مترمکعب بر سال برآورد کردند که سهم آب سبز، آبی، خاکستری و سفید در این مقدار به ترتیب ۴۱، ۱۸، ۱۶ و ۲۵ درصد بود. پاولو و همکاران (۳۵) نیز به ارزیابی سهم اجزای مختلف ردپای آب در بخش کشاورزی افریقای جنوبی پرداختند. نتایج ایشان نشان داد طی دوره ۲۰۰۵-۱۹۹۶، سالانه حدود ۱۰۸۶۷، ۵۳۲ و ۱۰۸۹ میلیون مترمکعب از این کشور به صورت آب سبز، آب آبی و آب خاکستری خارج می‌شود. این مقدار آب مجازی صادر شده، در حدود ۲۲ درصد رد پای آب بخش کشاورزی این کشور را تشکیل می‌دهد. شینز و همکاران (۴۱) حجم اجزا ردپای آب در تولید محصول کشاورزی کشور اردن را برای آب سبز، آبی و خاکستری به ترتیب معادل ۴۹۳، ۴۰۶ و ۵۴۳ میلیون مترمکعب در سال برآورد نمودند. ایشان میزان آب سطحی و زیرزمینی در ردپای آب آبی بخش کشاورزی را به ترتیب ۱۴۳ و ۲۶۳ میلیون متر مکعب گزارش کردند. ژائو و همکاران (۵۷) به بررسی اجزا ردپای آب در حوضه رودخانه زرد چین در دوره ۲۰۰۹-۱۹۶۱ پرداختند. نتایج ایشان نشان داد که به دلیل بهبود عملکرد، ردپای آب آبی و سبز در تولید محصولات کشاورزی کاهش و ردپای آب خاکستری به دلیل افزایش مصرف کودهای نیترات و فسفات افزایش پیدا کرده است. در مجموع به دلیل افزایش اراضی فاریاب در حوضه رودخانه زرد، حجم تجارت آب مجازی افزایش چشمگیر داشته است. بررسی اجزای مختلف ردپای آب مجازی و تعیین سهم هریک از اجزاء در میزان تجارت آب مجازی در بخش کشاورزی، کمک شایانی به درک شرایط کنونی و بهبود مدیریت منابع آب در بخش کشاورزی به خصوص در مناطقی که با بحران آب مواجه هستند، محسوب می‌گردد. بر همین اساس، هدف اصلی این مطالعه برآورد اجزای ردپای آب محصولات اصلی کشاورزی و برآورد حجم تجارت آب مجازی دشت قزوین به عنوان یکی از مهمترین دشت‌های ایران که با بحران کمبود آب مواجه شده، می‌باشد. البته با توجه به اهمیت اقتصاد برای کشاورزان، بررسی‌های اقتصادی با دیدگاه‌های مختلف نیز از اهداف اصلی این مطالعه می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

استان قزوین در حوزه مرکزی ایران با مساحتی معادل ۱۵۸۲۱ کیلومتر مربع، بین ۴۸ درجه و ۴۵ دقیقه تا ۵۰ درجه و ۵۰ دقیقه طول

اجزاء ردپای آب محصولات اصلی دشت قزوین در اراضی آبی و دیم در جدول (۲) آورده شده است. در بین اراضی آبی، کلزا و ذرت علوفه‌ای به‌ترتیب با ۱۱۷۹ و ۵ مترمکعب در تن بیشترین و کمترین ردپای آب سبز را در تولید محصول دارند. علت این امر را می‌توان در عملکرد دو محصول در مقایسه با سایر محصولات جستجو نمود. در بین محصولات آبی، کلزا و ذرت علوفه‌ای به ترتیب کمترین و بیشترین عملکرد را دارند. همچنین بارندگی موثر بیشتر در دوره رشد کلزا را می‌توان در بالاتر بودن میزان ردپای سبز در این محصول نسبت به سایر محصولات و به‌خصوص ذرت علوفه‌ای موثر دانست.

شکل (۲) سهم هر یک از اجزاء ردپای آب در تولید محصولات اصلی آبی و دیم منطقه را نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌گردد در بین محصولات آبی، چهار محصول گندم، جو، گوجه فرنگی و کلزا دارای مقادیر مشابهی از نسبت ردپای آب سفید و خاکستری به کل ردپای آب همان محصول یعنی به ترتیب در حدود ۵۰، ۱۰ درصد می‌باشند. در مورد ذرت علوفه‌ای و دانه‌ای هم این شباهت وجود دارد. سهم ردپای آب سفید و خاکستری در مورد ذرت دانه‌ای و علوفه‌ای به‌ترتیب حدود ۲۸ و ۱۸ درصد است. این نتایج، مدیریت مشابه زراعی را در خصوص محصولات مزبور در منطقه مطالعاتی نشان می‌دهد. به عبارت دیگر راندمان سیستم‌های آبیاری و مدیریت مصرف کود در مزارع برای محصولات مختلف مشابه است. سهم ردپای آب سفید در محصولات مهم آبی نشان می‌دهد که میزان تلفات سیستم‌های آبیاری در منطقه زیاد است. پایین بودن راندمان سیستم‌های آبیاری در منطقه در تحقیقات گذشته نیز گزارش شده است (۴۸). با توجه به بالا بودن سهم ردپای آب سفید نسبت به آب خاکستری در تولید محصولات آبی در منطقه، رقیق سازی کودهای تلف شده به‌وسیله ردپای آب سفید انجام خواهد شد و لازم نیست که آب بیشتری برای این منظور به مجموع ردپای آب در تولید محصولات آبی در منطقه اضافه کرد. بنابراین مجموع ردپای آب در تولید محصولات آبی منطقه مجموع ردپای آب سبز، آبی و سفید در نظر گرفته شد. در مورد کشت دیم با توجه به عدم وجود ردپای آب سفید در اراضی دیم، ردپای آب خاکستری در مجموع ردپای آب در تولید محصولات دیم منظور گردید. این بازنگری توسط آبابایی و رضانی اعتدالی (۲) نیز گزارش شده است.

با توجه به شکل (۲)، دو محصول ذرت دانه‌ای و علوفه‌ای در میزان سهم هر یک از اجزاء ردپای آب تفاوت زیادی با هم ندارند که این تشابه را می‌توان ناشی از برابری تقریبی مقادیر تبخیر و تعرق، باران موثر، کود و عمق آب آبیاری دانست. البته به دلیل عملکرد کمتر ذرت دانه‌ای، حجم هریک از اجزای ردپای آب افزایش داشته است، اما این افزایش در هریک از اجزای ردپای آب در تولید این محصول تقریباً برابر است و دقیقاً به همین دلیل سهم هریک از اجزای ردپای آب نسبت به ذرت علوفه‌ای تفاوت چندانی نداشته است.

$$WF_{gray} = \frac{\alpha \times NAR}{C_{Max} - C_{Nat}} \times \frac{1}{Y} \quad (3)$$

$$WF_{White} = \frac{10 \times (D_t - (ET_c - P_e))}{Y} \quad (4)$$

در روابط فوق، WF_{Green} ردپای آب سبز، WF_{Blue} ردپای آب آبی، WF_{Gray} ردپای آب خاکستری و WF_{White} ردپای آب سفید و بر حسب m^3/ton می‌باشند. همچنین P_e مجموع بارندگی مؤثر در طول دوره رشد هر گیاه (mm)، ET_c تبخیر و تعرق هر گیاه (mm)، Y عملکرد هر محصول (ton/ha)، α درصد تلفات کودهای نیتروژن، NAR (kg/ha) نرخ مصرف کود برای هر گیاه، C_{Max} غلظت بحرانی نیتروژن (kg/m^3)، C_{Nat} غلظت واقعی نیتروژن در منابع آب دریافت کننده (kg/m^3)، D_t عمق آب آبیاری برای هر گیاه در طول فصل رشد (mm) و ۱۰ فاکتور تبدیل واحد از mm به m^3/ha می‌باشد.

مقادیر P_e با استفاده از روش USDA و ET_c با استفاده از روش فائو-پن-من - مونتیت و با به‌کارگیری مدل CROPWAT (۸) محاسبه شد (جدول ۱). همچنین مقادیر α در شرایط دیم و فاریاب به ترتیب ۵ و ۱۰٪ در نظر گرفته شد (۱۱). در این مطالعه، WF_{Gray} تنها برای کودهای نیتروژن بکار گرفته شده است. حداکثر غلظت نیتروژن در منابع آب دریافت‌کننده براساس استاندارد US-EPA برابر با ۱۰ mg/lit است. از آنجاکه اطلاعات دقیقی از غلظت واقعی نیتروژن در منابع آب دریافت‌کننده در دست نیست، این مقدار برابر صفر در نظر گرفته شد (۳۰). به دلیل تفاوت تولید محصول در شرایط فاریاب و دیم، محاسبه اجزاء ردپای آب با استفاده از عملکرد محصول در شرایط فاریاب و دیم بصورت جداگانه صورت گرفت. همچنین برای تمامی داده‌های اقلیمی و زراعی از میانگین ۱۱ ساله (۲۰۰۳-۲۰۱۴) استفاده شد. نتایج این داده‌ها شامل عملکرد، مصرف کود، تبخیر و تعرق، باران موثر و عمق آب آبیاری برای دشت قزوین در جدول (۱) آورده شده است (۳ و ۳۸).

نتایج و بحث

اجزای ردپای آب در تولید محصولات اصلی منطقه

سطح زیر کشت گندم، جو، ذرت دانه‌ای، ذرت علوفه‌ای، یونجه، گوجه‌فرنگی و کلزا حدود ۹۰ درصد اراضی فاریاب و محصولات آنها حدود ۸۱ درصد تولیدات کشاورزی فاریاب را به خود اختصاص داده‌اند. همچنین چهار محصول گندم، جو، عدس و نخود با اختصاص حدود ۹۹ درصد از سطح اراضی دیم، ۹۲ درصد از تولیدات کشاورزی دیم منطقه را تولید می‌کنند (جدول ۱). گندم با مجموع حدود ۱۴۴ هزار هکتار و تولید ۳۱۵ هزار تن مهمترین محصول از نظر سطح زیرکشت در الگوی کشت منطقه محسوب می‌شود و ذرت علوفه‌ای با بیش از یک میلیون تن بیشترین تولید را در منطقه دارد (۳).

جدول ۱- سطح (ha) و میزان (ton) تولید محصولات اصلی در اراضی فاریاب و دیم منطقه
Table 1- Area (ha) and production (ton) of each main crops in irrigated and rainfed fields

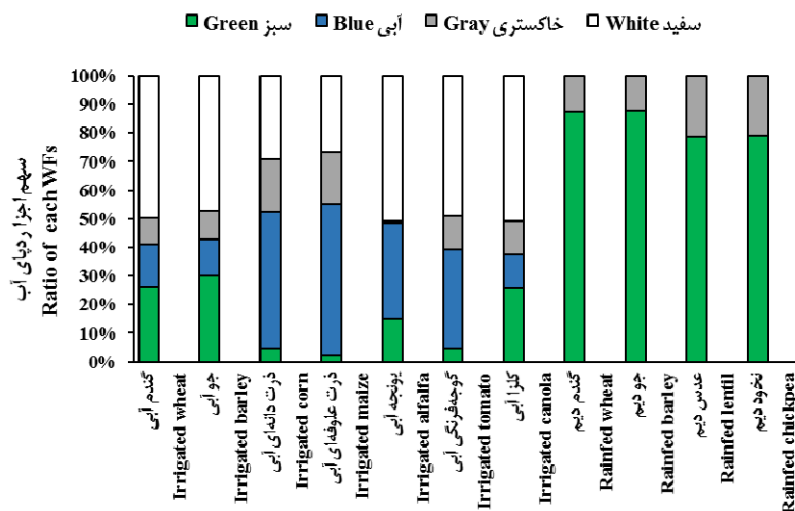
محصولات Crops	سطح Area (ha)	سهم Share (%)	تولید Production (ton)	سهم Share (%)
گندم آبی Irrigated wheat	63499	39	250108	10
جو آبی Irrigated barley	26114	16	88549	4
ذرت دانه‌ای آبی Irrigated corn	9495	6	85593	4
ذرت علوفه‌ای آبی Irrigated maize	18132	11	1008015	42
یونجه آبی Irrigated alfalfa	19605	12	213709	9
گوجه‌فرنگی آبی Irrigated tomato	7762	5	301518	12
کلزا آبی Irrigated canola	2097	1	5083	0.2
بقیه گیاهان آبی Irrigated other crops	16184	10	461794	19
گندم دیم Rainfed wheat	80694	74	64824	76
جو دیم Rainfed barley	10049	9	7587	9
عدس دیم Rainfed lentil	14421	13	4687	6
نخود دیم Rainfed chickpea	3656	3	1373	2
بقیه گیاهان دیم Rainfed other crops	807	1	6507	8

جدول ۲- اجزاء ردپای آب در محصولات اصلی آبی و دیم دشت قزوین
Table 2- WFs components of main irrigated and rainfed crops in Qazvin Plain

محصولات Crops	عملکرد Yield (Kg/ha)	کود Fertilizer (Kg/ha)	مصرف آب Water Use (mm)			ردپای آب WF (m ³ /ton)				
			ET _c	P _{eff}	D _t	سبز Green	آبی Blue	خاکستری Gray	سفید White	مجموع Total
گندم آبی Irrigated wheat	3939	218	475	303	750	769	437	277	1467	2673
جو آبی Irrigated barley	3391	232	426	299	600	882	375	291	1394	2651
ذرت دانه‌ای آبی Irrigated corn	9015	483	680	60	1000	67	688	268	422	1177
ذرت علوفه‌ای آبی Irrigated maize	55594	453	695	29	1000	5	120	41	60	185
یونجه آبی Irrigated alfalfa	10901	31	949	295	1650	271	600	14	913	1784
گوجه‌فرنگی آبی Irrigated tomato	38845	449	726	81	1550	21	166	57	233	420
کلزا آبی Irrigated canola	2425	261	420	286	700	1179	553	539	2334	4066
گندم دیم Rainfed wheat	805	43	-	303	-	3762	-	532	-	4294
جو دیم Rainfed barley	755	38	-	299	-	3960	-	550	-	4510
عدس دیم Rainfed lentil	325	26	-	95	-	2923	-	795	-	3718
نخود دیم Rainfed chickpea	376	25	-	95	-	2530	-	674	-	3204

شامل ذرت دانه‌ای، ذرت علوفه‌ای، یونجه و گوجه فرنگی به دلیل بهره‌مندی از باران کمتر و تبخیر و تعرق بیشتر دارای سهم ردپای آبی بیشتری هستند.

همچنین در اراضی آبی، گندم، جو و کلزا به دلیل تقارن فصل کشت با فصل بارندگی منطقه (نوامبر تا ژوئن) سهم ردپای سبز نسبت به ردپای آب آبی بیشتر است. محصولات بهاره و تابستانه در منطقه



شکل ۲- سهم هریک از اجزا ردپای آب مجازی در محصولات اصلی آبی و دیم
Figure 2- Ratio of each WF components in main irrigated and rainfed crops

حالی که نسبت مجموع ردپای آب آنها حدود ۱۶/۰ است. در اراضی دیم، مجموع ردپای آب در تولید محصول نسبت به اراضی آبی بسیار بیشتر است که دلیل عمده آن تفاوت عملکرد چشمگیر در بین محصولات آبی و دیم به خصوص در گندم و جو می‌باشد. در سال‌های اخیر به دلیل کاهش بارندگی، عملکرد محصولات در اراضی دیم به شدت کاهش یافته است.

حجم نهایی اجزاء مختلف ردپای آب در تولید محصولات اصلی دشت قزوین در **Error! Reference source not found.** آورده شده است. مجموع حجم ردپای آب در تولیدات آبی و دیم محصولات اصلی حدود ۲۰۵۳ میلیون مترمکعب در سال برآورد شد. این مقدار بدون در نظر گرفتن حجم ردپای آب خاکستری در تولید محصولات آبی است. همانطور که قبلاً ذکر شد به دلیل بالا بودن حجم ردپای آب سفید در اراضی آبی، از ردپای آب خاکستری در تولید محصولات آبی صرف‌نظر شد. مجموع حجم ردپای آب در تولید محصولات آبی و دیم اصلی منطقه به ترتیب حدود ۱۷۱۹ و ۳۳۴ میلیون مترمکعب یعنی ۸۴ و ۱۶ درصد از کل ردپای آب منطقه در سال است. گندم به دلیل مجموع ردپای آب و سطح زیر کشت زیاد در اراضی آبی و دیم، با حدود ۴۶ درصد از کل مجموع حجم ردپای آب در تولید محصولات مهم منطقه (۹۴۷ میلیون مترمکعب در سال)، بیشترین سهم را دارا است. شایان ذکر است که گندم یک محصول استراتژیک در ایران محسوب شده و دولت و کشاورزان از کشت آن

در اراضی دیم سهم آب سبز نسبت به آب خاکستری بسیار بیشتر است که دلیل عمده آن، انطباق دوره رشد این محصولات با دوره بارندگی و استفاده محدودتر از کودهای ازته در سطح اراضی دیم در مقایسه با اراضی آبی می‌باشد (به دلیل پایین تر بودن پتانسل عملکرد در این اراضی). گندم و جو دیم دارای سهم ردپای آب سبز و خاکستری به ترتیب حدود ۸۸ و ۱۲ درصد است. در عدس و نخود نیز این مقادیر به ترتیب حدود ۷۹ و ۲۱ درصد می‌باشد. دلیل نزدیکی ارقام مربوط به ردپای آب در همه کشت‌های دیم را می‌توان در مدیریت یکسان زراعی غلات و حبوبات در اراضی دیم دانست.

مجموع ردپای آب در تولید گندم در منطقه، ۲۶۷۳ مترمکعب بر تن برآورد شد. آبیاری و رضائی اعتدالی (۱) مجموع ردپای آب در تولید گندم در اراضی فاریاب در همین منطقه را ۲۷۸۶ مترمکعب بر تن برآورد کردند. علت اصلی تفاوت بین نتایج کار این دو محقق و مطالعه حاضر را می‌توان طول دوره آماری ۱۱ ساله کنونی در مقابل ۶ سال و همچنین عدم لحاظ نمودن ردپای آب خاکستری در مطالعه حاضر به علت استفاده از آب سفید در مجموع ردپای آب محصولات آبی دانست. نکته قابل اعتنای دیگر در نتایج بدست آمده آن است که ذرت دانه‌ای و ذرت علوفه‌ای با تبخیر و تعرق، بارندگی موثر و کود مصرفی تقریباً برابر، تفاوت چشم‌گیری در مجموع ردپای آب از خود نشان می‌دهند. همانطور که در جدول (۲) مشخص است نسبت عملکرد محصول ذرت علوفه‌ای به ذرت دانه‌ای حدود ۶/۲ می‌باشد در

استقبال می‌کنند. در مقابل سه محصول کلزا، عدس و نخود نیز به دلیل تولید کم، مجموعاً ۴۳/۵ میلیون مترمکعب در سال یعنی حدود ۲ درصد از مجموع حجم ردپای آب در تولید محصولات مهم منطقه را شامل می‌شوند.

جدول ۳- مجموع حجم ردپای آب مجازی در تولید محصولات اصلی آبی و دیم

Table 3- Total volume of WF in main irrigated and rainfed crops

محصولات Crops	مجموع ردپای آب WF (MCM/year)				
	سبز Green	آبی Blue	خاکستری Gray	سفید White	مجموع Total
گندم آبی Irrigated wheat	192.3	109.3	-	366.9	668.5
جو آبی Irrigated barley	78.1	33.2	-	123.4	234.7
ذرت دانه‌ای آبی Irrigated corn	5.7	58.9	-	36.1	100.7
ذرت علوفه‌ای آبی Irrigated maize	5.0	121.0	-	60.5	186.5
یونجه آبی Irrigated alfalfa	57.9	128.2	-	195.1	381.3
گوجه‌فرنگی آبی Irrigated tomato	6.3	50.1	-	70.3	126.6
کلزا آبی Irrigated canola	6.0	2.8	-	11.9	20.7
گندم دیم Rainfed wheat	243.9	-	34.5	-	278.4
جو دیم Rainfed barley	30.0	-	4.2	-	34.2
عدس دیم Rainfed lentil	13.7	-	3.7	-	17.4
نخود دیم Rainfed chickpea	3.5	-	0.9	-	4.4
گندم دیم Rainfed wheat	642.5	503.4	43.3	864.2	2053.4

سفید ۱/۴۱ میلیارد مترمکعب در سال است. این سه جزء حدود ۶۹ درصد از کل حجم ردپای آب در تولید محصولات منطقه را شامل شده و از منابع آب سطحی و زیرزمینی تامین می‌شوند. با توجه به سیاست کاهش سهم آب کشاورزی از منابع آب سطحی، بیشتر آب مورد نیاز این بخش، از منابع آب زیرزمینی منطقه تامین می‌شود که در نهایت منجر به برداشت بی‌رویه و کاهش شدید سطح آب زیرزمینی منطقه شده است.

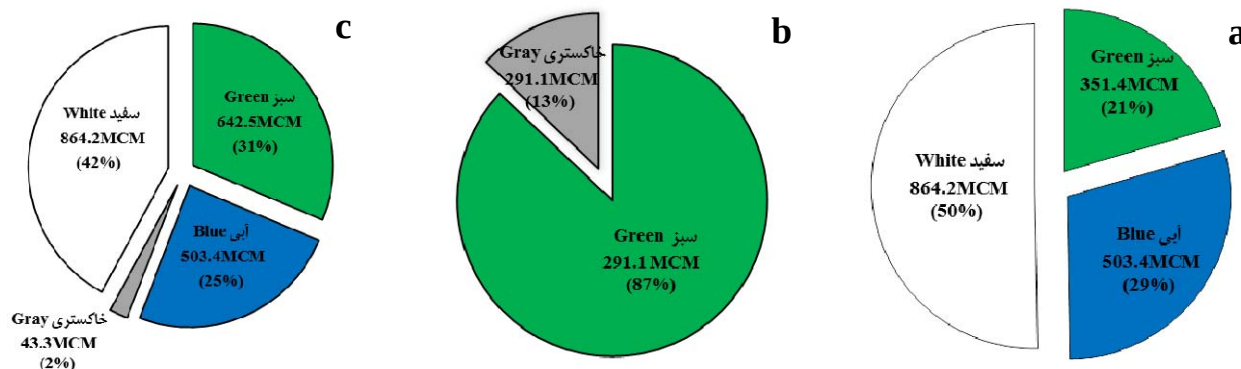
مجموع حجم ردپای آب سبز در تولید محصولات اصلی آبی و دیم منطقه به ترتیب ۳۵۱/۴ و ۲۹۱/۱ میلیون مترمکعب در سال یعنی در مجموع حدود ۳۱ درصد کل ردپای آب محاسبه شده برای دشت قزوین است (شکل ۳). همانطور که ملاحظه می‌شود حجم ردپای آب سبز منطقه به‌خصوص در اراضی دیم بسیار پایین است. با توجه به این که ردپای آب سبز مربوط به بارندگی است، افزایش حجم ردپای آب سبز در تولیدات محصولات اصلی منطقه به معنای استفاده بیشتر از باران در کشاورزی و فشار کمتر به منابع آب سطحی و زیرزمینی

شکل (۳) حجم هریک از اجزا ردپای آب در اراضی آبی، دیم و مجموع را نشان می‌دهد. در اراضی آبی، حدود ۵۰ درصد از مجموع حجم ردپای آب در تولید محصولات مهم سهم حجم ردپای آب سفید می‌باشد. سهم تلفات آبیاری در منطقه حدود ۸۶۴ میلیون مترمکعب در سال یعنی در حدود ۴۲ درصد از کل حجم ردپای آب دشت قزوین می‌باشد که برای منطقه‌ای که با بحران کم آبی مواجه است قابل توجه است. همچنین سهم حجم ردپای آب خاکستری که سهم محیط زیست محسوب می‌شود در اراضی دیم حدود ۱۳ درصد است. در مجموع نیز حجم ردپای آب خاکستری حدود ۴۳ میلیون مترمکعب در سال (حدود ۲ درصد) می‌شود. آلودگی غیرمتمرکز^۱ آبهای سطحی و زیرزمینی بیشتر ناشی از مصرف کودهای نیتروژنه در عملیات کشاورزی است و لذا اگر این سهم آب خاکستری برای حفظ کیفیت منابع آب رعایت نشود، آلوده شدن منابع آب سطحی و زیرزمینی مشکل‌ساز خواهد شد (۳۰). مجموع حجم ردپای آب آبی، خاکستری و

1- Non-point source

سطح زیرکشت محصولات پاییزه آبی در افزایش سهم حجم ردپای آب سبز موثر است.

منطقه برای آبیاری محصولات کشاورزی است. افزایش سطح زیرکشت و تولید محصولات دیم منطقه می‌تواند کمک شایانی به افزایش سهم حجم ردپای آب سبز در منطقه نماید. همچنین افزایش

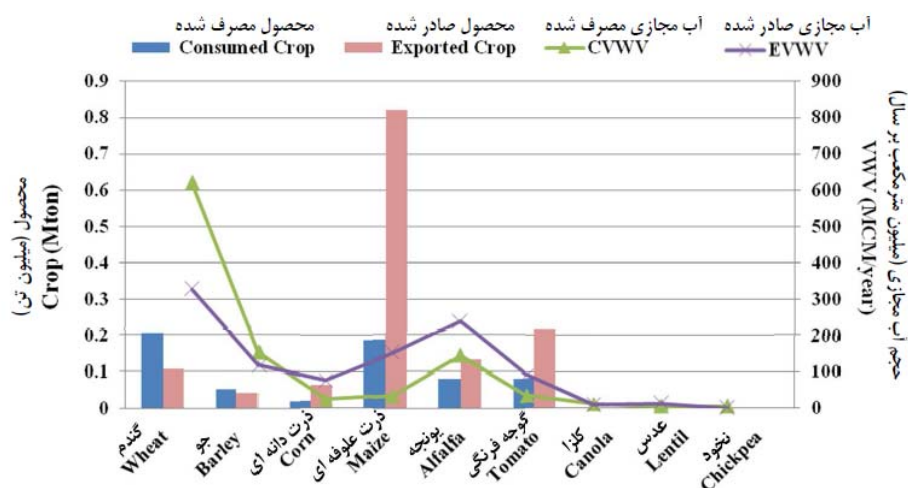


شکل ۳- حجم (MCM/year) و سهم (%) هریک از اجزا ردپای آب مجازی در محصولات اصلی آبی (a)، دیم (b) و مجموع (c)
Figure 3- Volume (MCM/year) and ratio (%) of each WF components in main irrigated (a) and rainfed (b) and total (c) fields

می‌دهد. میزان مصرف محصولات مختلف، با توجه به سرانه مصرف هر محصول در ایران (۳) و جمعیت ۱/۲ میلیون نفری منطقه براساس سرشماری سال ۱۳۹۰ محاسبه گردید (۴۶).

تجارت آب مجازی منطقه

در مدیریت کشاورزی در منطقه توجه به میزان مصرف و صادرات محصولات نقش دارد. شکل (۴) میزان مصرف و صادرات محصولات اصلی منطقه، حجم آب مجازی مصرف شده و صادرشده را نشان



شکل ۴- وزن محصول مصرف شده و صادر شده و حجم آب مجازی مصرف شده (CVWV) و صادر شده (EVWV) محصولات اصلی
Figure 4- Weight of consumed and exported crop and consumed virtual water volume (CVWV) and exported virtual water volume (EVWV) of main crops

شده حدود ۷۸۳ میلیون مترمکعب در سال سهم ردپای آب آبی، خاکستری و سفید است. به عبارت دیگر حدود ۷۶/۶ درصد از حجم آب مجازی صادر شده از منطقه مربوط به سهم منابع آب سطحی و

مجموع حجم آب مجازی مصرف شده و صادر شده از منطقه برای محصولات مختلف به ترتیب حدود ۱۰۳۱ و ۱۰۲۲ میلیون مترمکعب در سال و تقریباً با هم برابرند. از حجم آب مجازی صادر

نتیجه‌گیری کلی

دشت قزوین به عنوان یکی از مهمترین دشتهای ایران، دچار بحران کم‌آبی است. مفهوم ردپای آب مجازی در تولید محصولات کشاورزی به مدیریت بهتر آب کشاورزی در منطقه کمک شایانی می‌کند. برای برآورد دقیق‌تر از آب مصرف شده در کشاورزی، ردپای آب خاکستری و سفید نیز در این مطالعه برای اولین بار در منطقه مورد توجه قرار گرفت. مجموع سهم ردپای آب خاکستری و سفید در منطقه قزوین حدود ۹۰۷/۵ میلیون مترمکعب (حدود ۴۴ درصد) از مجموع ردپای آب مجازی در تولید محصولات کشاورزی اصلی است. پایین بودن راندمان سیستم‌های آبیاری و مصرف بیش از اندازه کودهای ازته در مزارع مهمترین عوامل بالا بودن سهم این اجزا هستند. همچنین ردپای آب در محصولات دیم منطقه نسبت به محصولات آبی بسیار بیشتر است. به دلیل خشکسالی‌ها و کاهش بارندگی، عملکرد در اراضی دیم به شدت کاهش یافته است. آبیاری تکمیلی برای بهبود عملکرد اراضی دیم پیشنهاد شده است (۳۷، ۳۸ و ۴۶). البته بهبود عملیات‌های دیگر زراعی در اراضی دیم مانند بهبود تاریخ کاشت، عمق کاشت و شخم نیز در بهبود عملکرد دیم در منطقه بسیار تاثیرگذار است (۳۹ و ۴۶). واضح است که بهبود مدیریت زراعی و آبیاری تکمیلی در اراضی دیم منطقه باعث کاهش ردپای آب سبز و افزایش بهره‌وری بارش در تولید محصولات دیم منطقه خواهد شد. اما آبیاری تکمیلی باعث ورود ردپای آب آبی به مجموع ردپای آب در تولید محصولات دیم می‌شود. همچنین حجم صادرات آب مجازی حدود ۱۰۲۲ میلیون مترمکعب در سال است که حدود ۷۸۳ میلیون مترمکعب در سال سهم منابع آب سطحی و زیرزمینی منطقه است. صادرات محصولات تابستانه شامل ذرت دانه‌ای، ذرت علوفه‌ای، یونجه و گوجه فرنگی سهم قابل توجهی از صادرات آب مجازی منطقه را شامل می‌شود. مجموع سهم ردپای آب آبی، خاکستری و سفید در این نوع محصولات بالا است. با حذف صادرات این چهار محصول از خروج ۵۰۷ میلیون مترمکعب در سال از منابع آب سطحی و زیرزمینی کاسته می‌شود. این مدیریت باعث بدون کشت ماندن حدود ۳۹۷۵۰ هکتار از اراضی فاریاب خواهد شد. می‌توان این اراضی را به کشت محصولات دیم به صورت سنتی و یا کشت محصولات دیم با آبیاری تکمیلی اختصاص داد.

زیرزمینی است. میزان صادرات محصولات تابستانه شامل ذرت دانه‌ای، ذرت علوفه‌ای، یونجه و گوجه فرنگی از میزان مصرف منطقه بیشتر است. سهم ردپای آب آبی و سفید این محصولات نسبت به آب سبز بسیار بالا است (شکل ۲). بنابراین صادرات این محصولات بیشترین فشار را بر منابع آب سطحی و زیرزمینی وارد می‌کند. این محصولات (ذرت دانه‌ای، ذرت علوفه‌ای، یونجه و گوجه فرنگی) بیشترین سود خالص را در واحد سطح دارند. با توجه به کوچک بودن مساحت مزارع در منطقه، کشاورزان تمایل دارند محصولات با سود بیشتر را کشت کنند (۴۷). حجم صادرات آب مجازی ذرت دانه‌ای، ذرت علوفه‌ای، یونجه و گوجه فرنگی به ترتیب حدود ۷/۴، ۱۴/۸، ۲۳/۲ و ۹/۰ درصد (مجموعاً ۵۴/۴) درصد یعنی حدود ۵۵۶ میلیون مترمکعب در سال از کل حجم صادرات آب مجازی منطقه است. با حذف صادرات این چهار محصول تابستانه حدود ۵۰۷ میلیون مترمکعب در سال از خروج منابع آب سطحی و زیرزمینی جلوگیری می‌شود. با حذف صادرات این محصولات حدود ۳۹۷۵۰ هکتار از اراضی فاریاب بدون کشت باقی خواهند ماند که می‌توان آن را به کشت محصولات دیم و یا محصولات آبی پاییزه یعنی گندم، جو و کلزا که نیاز آبیاری کمتری دارند اختصاص داد.

بیشترین حجم آب مجازی مصرف شده و صادر شده مربوط به گندم و به ترتیب ۶۵۲ و ۳۴۳ میلیون مترمکعب در سال است. نتایج نشان می‌دهد حدود ۳۱۵ هزار تن تولید گندم منطقه است که از این میزان ۲۰۶ هزار تن در منطقه مصرف و ۱۰۹ هزار تن صادر می‌شود. صادرات گندم به ترتیب باعث خروج ۲۹۰ و ۲۰۷ میلیون مترمکعب در سال به صورت صادرات حجم آب مجازی و منابع آبی منطقه می‌شود. با حذف صادرات گندم از منطقه به ترتیب حدود ۲۸/۴ و ۲۰/۲ درصد از کل حجم آب مجازی و منابع آبی صادر شده از منطقه کاسته خواهد شد. همچنین با حذف صادرات گندم، ۲۷۵۹۲ هکتار از سطح زیرکشت گندم آبی کاهش خواهد یافت.

به طور حتم بخشی از نیازهای غذایی منطقه از طریق واردات محصولات غذایی دیگر تامین می‌شود که باعث واردات آب مجازی به منطقه خواهد شد. هدف اصلی این مطالعه تنها بررسی وضعیت محصولات اصلی کشاورزی منطقه به عنوان مهمترین مصرف کننده منابع آب منطقه بود که نتایج نشان داد به جز نخود، بقیه محصولات از منطقه صادر شده و باعث صادرات آب مجازی خواهند شد.

منابع

- 1- Ababaei B., and Ramezani Etedali H. 2014. Estimation of Water Footprint Components of Iran's Wheat Production: Comparison of Global and National Scale Estimates. J. Environ. Process. 1:193-205.
- 2- Ababaei B., and Ramezani Etedali H. 2016. Water Footprint Components of Cereal Production in Iran. Agricultural Water Management. DOI:10.1016/j.agwat.2016.07.016.
- 3- Agriculture Jihad Ministry. 2015. <http://www.maj.ir>.

- 4- Aldaya M.M., Allan, J.A., and Hoekstra, A.Y. 2010. Strategic importance of green water in international crop trade. *Ecological Economics*, 69(4):887-894.
- 5- Aldaya, M.M., Hoekstra, A.Y. 2010. The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agr. Syst.*, 103:351-360.
- 6- Allan J.A. 1997. Virtual water: A long-term solution for water short Middle Eastern economies. Paper presented at the 1997 British Assoc. Festival of Sci., University of Leeds, UK.
- 7- Allan J.A. 2003. Virtual water – the water, food, and trade nexus: Useful concept or misleading metaphor?. *Water International*, 28(1): 106-113.
- 8- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., and Smith M. 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO Drainage and Irrigation Paper 56, Food and Agriculture Organization, Rome.
- 9- Antonelli M., and Sartori y. 2015. Unfolding the potential of the virtual water concept. What is still under debate? *Environmental science & policy*, 50(2):240 – 251.
- 10- Chapagain A.K., and Hoekstra A.Y. 2004. Water footprints of nations, Value of Water Research Report Series No. 16, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.
- 11- Chapagain A.K., Hoekstra A.Y., and Savenije H.H.G. 2006. Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrol. Earth System Science*, 10:455-468.
- 12- Chukalla A.D., Krol M.S., and Hoekstra A.Y. 2015. Green and blue water footprint reduction in irrigated agriculture: effect of irrigation techniques, irrigation strategies and mulching. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19:4877-4891.
- 13- Daneshkar Arasteh P., and Shokoohi A.R. 2008. In search of the effects of climate change on weather conditions and surface water resources in Iran. 3rd Conference of Iran water resources management. Tabriz, Iran.
- 14- De Fraiture C., Cai, X., Amarasinghe U., Rosegrant M., and Molden, D. 2004. Does international cereal trade save water? The impact of virtual water trade on global water use. Comprehensive Assessment Research Report, Vol. 4, International Water Management Institute, Colombo.
- 15- Faramarzi M., Yang H., Mousavi J., Schulin R., Binder C., and Abbaspour, K. 2010. Modelling blue and green water resources availability in Iran. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 7(3):2609-2649.
- 16- Gerbens-Leenes W., Hoekstra A.Y., and Van der Meer, T.H. 2009. The water footprint of bioenergy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(25):10219-10223.
- 17- Gleick P.H. 1993. *Water in crisis: A guide to the world's fresh water resources*, Oxford University Press, Oxford, UK.
- 18- Hoekstra A.Y. 2003. Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade, Delft, The Netherlands, 12-13 December 2002, Value of Water Research Report Series No.12, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.
- 19- Hoekstra A.Y., and Chapagain A.K. 2007. Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management*, 21(1):35-48.
- 20- Hoekstra A.Y., and Chapagain A.K. 2008. *Globalization of water: Sharing the planet's freshwater resources*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- 21- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M., and Mekonnen M.M. 2009. *Water footprint manual: State of the art 2009*, Water Footprint Network, Enschede, the Netherlands.
- 22- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M., and Mekonnen M.M. 2011. *The water footprint assessment manual: setting the global standard*, Water Footprint Network, Enschede, the Netherlands.
- 23- Hoekstra A.Y., and Hung P.Q. 2002. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Report Series No. 11, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- 24- Hoekstra A.Y., and Hung P.Q. 2005. Globalisation of water resources: International virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environmental Changes*, 15(1):45-56.
- 25- Hoff H., Falkenmark M., Gerten D., Gordon L., Karlberg L., and Rockström J. 2010. Greening the global water system. *Journal of Hydrology*, 384:177-186.
- 26- Jenkinson D.S. 2001. The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. *Plant and Soil*, 228(1):3-15.
- 27- Liu J., and Yang H. 2010. Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: green and blue water. *Journal of Hydrology*, 384:187-197.
- 28- Liu J., Williams J.R., Zehnder A.J.B., and Yang H., 2007. GEPIC – modeling wheat yield and crop water productivity with high resolution on a global scale. *Agricultural Systems*, 94:478-493.
- 29- Liu J., Zehnder A.J.B., and Yang H. 2009. Global consumptive water use for crop production: The importance of green water and virtual water. *Water Resources Research*. 45, W05428, DOI:10.1029/2007WR006051.
- 30- Mekonnen M.M., and Hoekstra A.Y. 2010. A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14:1259-1276.
- 31- Mitchell T.D., and Jones P.D. 2005. An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *International Journal of Climatology*, 25:693-712.

- 32-Molden D. 2007. Water for food, water for life: A comprehensive assessment of water management in agriculture, Earthscan, London, UK.
- 33-Norse D. 2005. Non-point pollution from crop production: Global, regional and national issues. *Pedosphere*, 15(4):499–508.
- 34-Oki T., and Kanae S. 2004. Virtual water trade and world water resources. *Water Science and Technology*, 49(7):203–209.
- 35-Pahlow M., Snowball J., and Fraser G. 2015. Water footprint assessment to inform water management and policy making in South Africa. *Water SA*, 41(3):301-305
- 36-Portmann F., Siebert S., Bauer C., and Doll P. 2008. Global data set of monthly growing areas of 26 irrigated crops. Frankfurt Hydrology Paper 06, Institute of Physical Geography, University of Frankfurt, Frankfurt am Main, Germany.
- 37-Postel S.L. 2000. Entering an era of water scarcity: The challenges ahead. *Ecological Applications*, 10(4):941–948.
- 38-Ramezani Etedali H., Ahmadaali K., Liaghat A., Parsinejad M., Tavakkoli A.R., and Ababaei, B. 2015. Optimum Water Allocation between Irrigated and Rainfed Lands in different Climatic Conditions. *Biological Forum – An International Journal*, 7(1):1556-1567.
- 39-Ramezani Etedali H., Liaghat A., Parsinejad M., Tavakkoli A.R., Bozorg Haddad O., and Ramezani Etedali M. 2013. Water Allocation Optimization for Supplementary Irrigation in Rainfed Lands to Increase Total Income (Case Study: Upstream Karkheh River Basin). *Journal of Irrigation and Drainage*, 62:74-83.
- 40-Sacks W.J., Deryng D., Foley J.A., and Ramankutty N. 2009. Crop planting dates: An analysis of global patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5):607-620.
- 41-Schyns J.F., Hamaideh A., Hoekstra A.Y., Mekonnen M.M., and Schyns M. 2015. Mitigating the Risk of Extreme Water Scarcity and Dependency: The Case of Jordan. *Water*, 7: 5705-5730.
- 42-Shokoohi A.R. 2012. Comparison of SPI and RDI in drought analysis in lical scale with emphasizing on agricultural drought (Case study: Qazvin and Takestan). *Irrigation and water Journal*. 3(9):111-122. (in Persian with English abstract)
- 43-Shokoohi A.R., Raziei T., and Daneshkar Arasteh P. 2014. On The Effects of Climate Change and Global Warming on Water. *International Bulletin of Water Resources & Development*. 2(4):1-9.
- 44-Siebert S., Doll P. 2008. The global crop water model (GCWM): Documentation and first results for irrigated crops, Frankfurt Hydrology Paper 07, Institute of Physical Geography, University of Frankfurt, Frankfurt am Main, Germany.
- 45-Siebert S., Doll P. 2010. Quantifying blue and green virtual water contents in global crop production as well as potential production losses without irrigation. *Journal of Hydrology*, 384:198–207.
- 46-Statistical Center of Iran. 2015. <http://www.amar.org.ir>.
- 47-Tavakkoli A.R. 2010. Improvement of water productivity by conjunctive management of limited irrigation and advanced agronomic practices in rainfed cereals farming areas. PhD Thesis. University of Tehran, Iran. (in Persian with English abstract)
- 48-Tehran Regional Water Company. 2006. Review of Qazvin Irrigation and Drainage Network. Final report. (in Persian)
- 49-Tian G. 2013. Effect of Consumption of Livestock Products on Water Consumption in China Based on Virtual Water Theory. *International Conference on Future Information Engineering*, 5(3):112 – 117.
- 50-Wackernagel M., and Jonathan L. 2001. Measuring sustainable development: Ecological footprints. Centre for Sustainability Studies, Universidad Anahuac de Xalapa, Mexico.
- 51-Wackernagel M., and Rees W.1996. Our ecological footprint: Reducing human impact on the Earth. New Society Publishers, Gabriola Island, B.C., Canada.
- 52-Wackernagel M., Onisto L., Linares A.C., Falfan I.S.L., Garcia J.M., Guerrero I.S., and Guerrero M.G.S. 1997. Ecological footprints of nations: How much nature do they use? How much nature do they have? Centre for Sustainability Studies, Universidad Anahuac de Xalapa, Mexico.
- 53-Wang Y. D. Leeb J. S., Agbemabiesea L., Zamea K., and Kang, S. 2015. Virtual water management and the water–energy nexus: A case studyof three Mid-Atlantic. *Resources, Conservation and Recycling*, 98(3):76–84.
- 54-WWAP. 2009. The United Nations World Water Development Report 3: Water in a changing world, World Water Assessment Programme, UNESCO Publishing, Paris/Earthscan, London.
- 55-Yang H., Wang L., Abbaspour K.C., and Zehnder A.J. 2006. Virtual water highway: water use efficiency in global food trade. *Journal Hydrology and Earth System Sciences*, 3(1):1–26.
- 56-Yang H., Wang L., Abbaspour K.C., Zehnder A.J.B. 2006. Virtual water trade: an assessment of water use efficiency in the international food trade. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10:443–454.
- 57-Zhuo L., Mekonnen M.M., Hokestra A.Y., and Wada Y. 2016. Inter- and intra-annual variation of water footprint of crops and blue water scarcity in the Yellow River basin (1961-2009). *Advances in Water Resources*, 87:29–41.



Using the Concept of Virtual Water Footprint in Main Crops Production for Crossing the water crisis in Qazvin

H. Ramezani Etedali^{1*} - A.R. Shokoohi² - S. A. Mojtavavi³

Received: 05-06-2016

Accepted: 13-09-2016

Introduction: Qazvin plain is one of the most important agricultural regions in the central part of Iran. Because of recent continuous droughts and the increases in the demands of different sectors such as agriculture, industry, environment and domestic, the plain is faced with a severe shortage of water resources. Due to the declining share of surface waters, farmers increased the using of groundwater. And the overusing of groundwater for irrigation has caused the severe drop in water level of the aquifer. The critical situations in the Qazvin plain have made the agricultural water management and crop pattern modification vital and necessary. Due to the population increase, concepts and theories such as food security, environmental protection and sustainable management of groundwater and surface water resources, virtual water footprint and virtual water trading are a dynamic concept for water resource management in all sectors that has considered more in recent years.

Materials and Methods: The green (effective precipitation), blue (net irrigation requirement), gray (for diluting chemical fertilizers) and white (irrigation water losses) water footprints (WF) of main crop production were estimated for Qazvin plain. The average yield and fertilizer application in irrigated and rainfed lands, for main crops was obtained from Agricultural-Jihad Bureau of Qazvin Province in for 2003-2014. P_e values were calculated by USDA method and ET_c was calculated by FAO-Penman-Montieth method using the model CROPWAT. Values of α under irrigation and rain-fed were considered 5 and 10%, respectively. In this study, WF_{Gray} has been calculated just for nitrogen fertilizers. The maximum nitrogen concentration in the receiving waters based on the US-EPA Standard is 10 mg/lit. Due to the differences in crop yield under rainfed and irrigation conditions, the WF components were calculated using crop yield for different conditions, separately.

Results and Discussion: Canola and maize with 4066 and 185 m^3 /ton have maximum and minimum WF in the irrigated lands, due to the yield of two crops. Canola and maize have maximum and minimum yield between the irrigated crops, respectively. The total wheat WF of was estimated 2673 m^3 /ton in the area. The total WF in the rainfed lands is much more than the total WF in irrigated lands that is due to the significant yield differences in the irrigated and rainfed lands, especially for wheat and barley. In recent years, because of the decrease in precipitation, the rainfed crop yields have decreased considerably. Between the irrigated crops, wheat, barley, tomato, and canola are the four crops which have similar white WF (about 50%) and gray WF (about 10%). Also there are the same shares between white and gray WFs of corn and maize. The shares of white and gray WF in corn and maize are 28 and 18, respectively. These results show that agricultural practices and managements are similar. In other words, the irrigation system efficiency and fertilizer application are similar in farms and for crops. Also there aren't significant differences in the green and blue WFs of corn and maize. These similarities in WF components are the result of approximate equalities in the evapotranspiration, effective rainfall, fertilizer application, and depth of irrigation. In irrigated lands, white WF contains about 46% of the total water footprint in the production of main crops. In irrigated and rainfed lands, about 42% of the WF is related to white water. Thus, irrigation losses are about 864 MCM/year in the region, which is really considerable for a region that faced with water shortage crisis. In rainfed lands, the gray WF component is about 13. In total. If this gray WF which is the environmental need for protecting water quality doesn't meet, contamination of surface and groundwater resources will be occurred. Wheat has the most consumed and exported virtual water volume with 652 and 343 MCM/year, respectively. The export of wheat includes 28.4% of the total exported virtual water volume and 20.2% of the exported water resources volume. Total consumed and exported virtual water volume from the region are 1031 and 1022 MCM/year. The exported volume of blue, gray and white WFs consists about 783 MCM/year. Therefore, considerable volumes of groundwater and surface water resources exported from the region by exporting main crops. The exported weight of maize, corn, alfalfa and tomato from the region is

1, 2 and 3- Assistant Professor, Professor and M.Sc. Graduated student, Water Engineering Department, Faculty of Engineering and Technology, Imam Khomeini International University, Qazvin

(*-Corresponding Author Email: Ramezani@eng.ikiu.ac.ir)

greater than the weight of consumption in the region. The total of blue, gray and white WFs is much higher than the green WF of these crops. The export of these crops imports the most pressure on groundwater and surface water resources of the region.

Conclusions: Qazvin Plain as one of the most important plains in the central part of Iran faces to water shortage crisis. The concept of virtual water and WF of agricultural production help to better agricultural water management in the region. The total share of gray and white WFs in the region is about 907.5 MCM/year and 44% of the total WF in the agricultural main crop production. Low efficiency of irrigation systems and excessive use of nitrogen fertilizers in farms are the most important causes of high shares of these two WF components. The planting and export of summer crops has a considerable share of VW trade in the region. Due to the high water requirements, the total share of blue, gray and white WFs is high in these crops. These WF components are supplied from the limited surface and groundwater resources of the region. Also, WF in rainfed crops is much greater than the irrigated crops. Droughts and rain reduction are the main reasons of severe decreasing in the yield of rainfed lands. Supplementary irrigation is a management for reducing WF and improving yield in rainfed land. VW trade volume is about 1,022 MCM/year.

Keywords: Blue Water, Gray Water, Green Water, Virtual Water Trading, White Water



رویکرد چانه‌زنی چندهدفه و برنامه‌ریزی فازی به‌منظور تخصیص بهینه

منابع آب با تأکید بر کم‌آبایی

امید نصیری قیداری^۱ - صفر معروفی^۲*

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۵/۲۵

چکیده

با عنایت به رشد سریع جمعیت، طی سالیان اخیر مباحث منابع آبی بیشتر متأثر از مؤلفه‌های اقتصادی و اجتماعی بوده ولیکن روز به روز بر اهمیت و نقش ملاحظات زیست‌محیطی در اینگونه طرح‌ها افزوده می‌شود. این تحقیق با هدف به‌تعالی رساندن نگرانی‌های زیست‌محیطی موجود در مباحث تخصیص منابع آب با مسائل درآمد اقتصادی، صورت پذیرفت. بدین منظور از مدل چانه‌زنی چندهدفه و رویکرد برنامه‌ریزی فازی به‌عنوان ابزاری جهت تحلیل استراتژی اثرات متقابل بین درآمد اقتصادی و حفاظت زیست‌محیطی استفاده شد. دو گروه از بازیگران، شامل بازیگر زیست‌محیطی با هدف به کمینه‌سازی بار آلودگی تخلیه‌شده به رودخانه و بازیگر اقتصادی با هدف به بیشینه‌سازی سود اقتصادی کل آب‌بران به عنوان توابع هدف در نظر گرفته شدند. جهت لحاظ نمودن اثرات کم‌آبایی، فرم خطی تابع تولید گیاه در تابع درآمد اقتصادی به کار گرفته شد. به‌منظور حصول توافق، بازیگران به‌تدریج در هر دور چانه‌زنی از مقدار هدف مورد انتظارشان کاستند. رویه توسعه‌یافته در این تحقیق در سیستم رودخانه‌ای دز-کارون به عنوان مطالعه موردی به کار گرفته شد. نتایج بیانگر آن بود که با کاهش انتظارات اقتصادی از ۵۵۳۶۳۶ به ۴۹۶۲۱۶ هزار دلار در سال و هم‌منظور کاهش نگرانی‌های زیست‌محیطی از ۶۸۲۶۴ به ۸۷۲۵۱ تن در سال، می‌توان به توازن میان اهداف اقتصادی و زیست‌محیطی دست یافت. همچنین نتایج رویکرد برنامه‌ریزی فازی نشان داد که آب تخصیصی به زیربخش‌های کشاورزی و کشت و صنعت سیستم به ترتیب ۷۶۳ و ۵۵۹۱ میلیون مترمکعب در سال خواهد بود. مقایسه نتایج دو رویکرد بیانگر انطباق میان آنها بود. یافته‌های تحقیق حاکی از آن است که چارچوب تدوین شده در این تحقیق می‌تواند موجب سهولت تصمیم‌گیری در شرایط وجود اهداف متضاد گردیده و به‌عنوان ابزار مدیریتی کارآ با کاربری ساده در مسائل کلان تخصیص آب با نگرش توسعه پایدار، مورد استفاده قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: بهینه‌سازی چندهدفه، تابع تولید گیاه، تخصیص آب، تعادل نش، کیفیت آب

مقدمه

از فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند بر روی منابع آب اثرات منفی جبران‌ناپذیری داشته باشد. تحت این شرایط، تخصیص بهینه منابع آب با مدنظر قرار دادن اهداف چندگانه مسائل کمیت و کیفیت آب، می‌تواند به سود پایدار و بهینه ذینفعان منجر شود. از آنجاکه ممکن است بین کسی که نگران درآمد اقتصادی و کسی که نگران مسائل زیست‌محیطی است، اختلاف نظر وجود داشته باشد، انتخاب رویه‌ای منطقی که موردقبول همه ذیمدخلان با دیدگاه‌ها و علایق متفاوت باشد، امری دشوار تلقی می‌گردد (۱۳). نظریه بازی‌ها که از پیشبرد کار فن‌نیومن و مورگنسن (۲۴). ناشی شده است، ابزاری ریاضی برای تحلیل و حل مسائل تخصیص مربوط به علایق متضاد است. این روش یک مدل ریاضی تعامل استراتژیک و یک پروسه تصمیم‌گیری تعاملی بوده که تلاش می‌نماید استراتژی بهینه تعادل فی‌مابین چند بازیگر (که تصمیماتشان علایق سایر بازیگران را تحت تأثیر قرار می‌دهد) را تشخیص دهد (۳). از نظریه بازی‌ها در مباحث مختلفی از علوم آب نظیر مدیریت

کمبود آب ناشی از رشد جمعیت و نیز افزایش روزافزون تقاضای آب، یکی از تهدیدهای جامعه بشری و به‌عنوان عامل محدودکننده توسعه پایدار محسوب می‌گردد. اگرچه انجمن منابع آب امریکا (۲) لحاظ نمودن درآمد اقتصادی و همچنین کیفیت محیط‌زیست را به‌عنوان دو هدف ضروری در آب و برنامه‌ریزی منابع خاک ذکر نموده، با این وجود در بسیاری از مدل‌های بهینه‌سازی تخصیص آب، بیشینه‌سازی سود اقتصادی به‌عنوان تنها تابع هدف در نظر گرفته شده است و به خاطر مشکلات کمی‌سازی اهداف زیست‌محیطی، به این اهداف کمتر پرداخته می‌شود (۱۱). آلودگی‌های زیست‌محیطی ناشی

۱ و ۲- دانشجوی دکتری مهندسی منابع آب و استاد، گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بوعلی سینا، همدان
(*)-نویسنده مسئول

Email: smarofi@yahoo.com

DOI: 10.22067/jsw.v31i2.56243

بین سد گتوند، سد دز و شهر اهواز واقع شده است، صورت پذیرفت و جهت به‌کارگیری متدولوژی موردنظر، از رویه تحقیق‌های (۲۱ و ۷) استفاده شد. شکل ۱ منطقه مورد مطالعه را به‌صورت شماتیک نشان می‌دهد. حوضه رودخانه‌ای کارون-دز طیف ارتفاعی گسترده‌ای از جلگه‌های پست ساحلی تا مناطقی با ارتفاع بیش از ۴۰۰۰ متر را شامل می‌شود و مساحت آن تا مصب رودخانه در خلیج فارس در حدود ۶۷۰۰۰ کیلومترمربع است. آلودگی آب رودخانه‌ای ناشی از افزایش برداشت آب و تخلیه زه‌آب‌ها در این سیستم رودخانه‌ای، زندگی آبزیان این اکوسیستم مهم را با خطر مواجه نموده است. مقدار زیادی از آب تخصیصی به تقاضاهای کشاورزی به سیستم رودخانه بازگردانده می‌شوند. از آنجاکه شوری آب مهم‌ترین مسئله زیست‌محیطی منطقه مورد مطالعه است، کل جامدات محلول (TDS) به‌عنوان شاخص کیفی مدنظر قرار گرفته است.

دو رودخانه کارون و دز نقش حیاتی در تأمین نیاز آبی بخش‌های مختلف منطقه دارند. شکل ۲ نیاز آبی سالانه مصرف‌کنندگان آب مختلف مورد بررسی در این تحقیق را نمایش می‌دهد. الگوی کشت زیربخش‌های کشاورزی (A1 تا A3) منطقه مورد مطالعه در جدول ۱ نمایش داده شده است و نیشکر تنها گیاه تحت کشت زیربخش‌های کشت و صنعت (I1 تا I8) می‌باشد. در میان آب‌بران کشاورزی و کشت و صنعت، آب‌بران I3 و I5 با تقاضای سالانه ۳۹۸۶ و ۳۴۷ میلیون متر مکعب، به ترتیب بیشترین و کمترین مقدار نیاز آبی را دارند. میانگین بارش در حوضه آبریز کارون و دز از حدود ۱۵۰ میلی‌متر در سال در نواحی پست جلگه‌ای و تا حدود ۱۸۰۰ میلی‌متر در سال در ارتفاعات مجاور کوهرنگ برآورد شده است. میانگین سالانه دمای هوا در حوضه مورد نظر بین کمتر از ۷/۵ درجه در مناطق مرتفع کوهستانی تا بیش از ۲۵ درجه در جنوب حوضه متغیر است. بستر رودخانه کارون پس از الحاق به رودخانه دز به‌صورت عریض و عمیق می‌باشد که شکلی پیچانی دارد. قبل از پیوستن رودخانه دز به کارون در محل بند قیر، رودخانه بالارود و رودخانه شور که از مناطق کوه‌پایه‌ای کم ارتفاع سرچشمه می‌گیرند، به آن ملحق می‌شوند. در این تحقیق از داده‌های ماهانه متوسط درازمدت استفاده شده و همچنین فرض شد که نیاز آب شرب و زیست‌محیطی تحت هر شرایطی به‌صورت کامل تأمین می‌گردند و نسبت جریان برگشتی به آب تخصیص‌یافته برای مصارف کشاورزی و کشت و صنعت ۰/۳ و مصارف شرب ۰/۵ در نظر گرفته شد (۸).

مدل چندهدفه

یک مدل چندهدفه می‌تواند به‌صورت ذیل نوشته شود:

$$\text{Max or Min } E(x) = [E_1(x), E_2(x), \dots, E_p(x)] \quad (1)$$

s.t.

$$g_r(x) \leq 0, r = 1, 2, \dots, p$$

$$x_k \geq 0, k = 1, 2, \dots, h$$

منابع آب (۲۰)، مدیریت مسائل کیفی آب منطقه (۱)، بهره‌برداری از منابع آب زیرزمینی مشترک (۱۲)، بهره‌برداری از رودخانه مشترک (۱۶)، مدیریت انتقال آب بین حوضه‌ای (۱۵) و مدیریت تخصیص منابع آب و مدیریت کیفی رودخانه (۴) استفاده شده است. باوجود آنکه نظریه‌بازی‌ها در طیف گسترده‌ای از مسائل منابع آب به‌کار گرفته شده، همچنان برخی چالش‌ها نظیر لینک نمودن مدل‌های نظریه‌بازی مختلف به تحلیل سیستم‌های منابع آب باقی‌مانده است (۱۴).

مفهوم‌های نظریه بازی‌ها شامل بازی‌های غیرهمکارانه و بازی‌های همکارانه در زمینه منابع آب به‌کار گرفته شده است؛ ولیکن مفهوم تعادل نش^۱ ناشی از مذاکرات و چانه‌زنی، به نسبت کمتر مورد توجه قرار گرفته است. رویکرد مدل نظریه بازی‌های چندهدفه اولین بار در تحقیق لی (۱۰) به‌منظور مدیریت به توازن رساندن اهداف اقتصادی و زیست‌محیطی در مسائل مدیریت حوضه آبریز مخزن سد مورد استفاده قرار گرفت. ایشان کاربری اراضی به‌عنوان متغیر تصمیم مدلشان مدنظر قرارداند و نتایج حاکی از کارایی روش مورد استفاده بود.

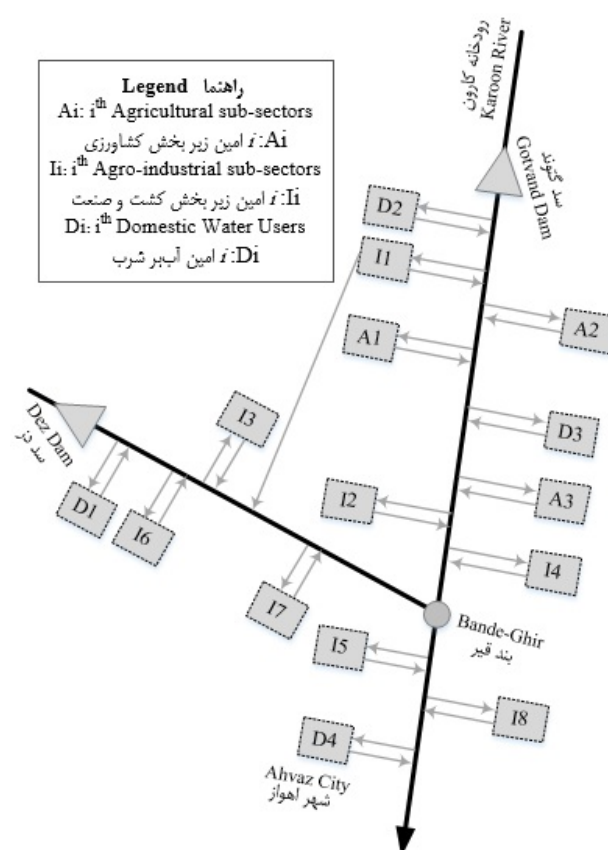
در خصوص لحاظ نمودن مسئله کم‌آبایی در توابع هدف تخصیص بهینه، راثو و همکاران (۲۲) مدلی با هدف بیشینه‌سازی درآمد ناشی از مصرف هر واحد آب ارائه نمودند. مدل ایشان قادر به تحلیل پیامدهای حاصل از تأثیرات تغییرات ذخایر آبی، شرایط اقلیمی، توزیع آب و شرایط اقتصادی بر تولید محصول بود. مقدسی و همکاران (۱۸) در تحقیق خود با لحاظ نمودن تابع هدف بیشینه‌سازی تولید و درآمد بر مبنای روابط کم‌آبایی، مدل بهینه‌سازی تخصیص آب بین محصولات کشاورزی در پایین‌دست سد زاینده‌رود را ارائه نمودند.

رویکرد ترکیبی چانه‌زنی و بهینه‌سازی چندهدفه در کنار برنامه‌ریزی فازی به‌عنوان رهیافتی جدید مطرح بوده که امکان کاربرد در مسائل مربوط به تخصیص بهینه منابع آب را دارا می‌باشد. در این تحقیق با تأکید بر مسائل کیفیت آب و مدنظر قرار دادن تابع تولید گیاه و باهدف به تعادل رساندن مسائل اقتصادی و زیست‌محیطی، به تخصیص بهینه منابع و مصارف آب در سیستم رودخانه‌ای دز-کارون پرداخته می‌شود. با عنایت به تعداد زیاد متغیرهای تصمیم در مدل تخصیص بهینه، قیود و توابع هدف خطی مورد استفاده می‌تواند به کاهش پیچیدگی‌ها، سهولت اجرا و کاهش زمان انجام محاسبات کمک شایان توجهی نماید.

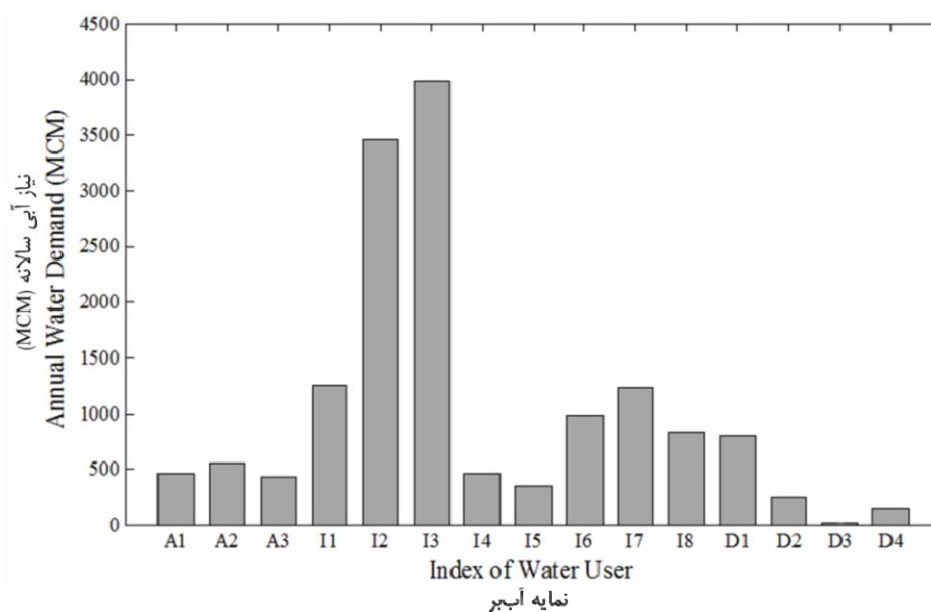
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این مطالعه بر روی بخشی از سیستم رودخانه‌ای کارون-دز که



شکل ۱- موقعیت شماتیک بخش‌های مختلف منطقه مورد مطالعه
Figure 1-The Schematic locations of different parts of study area



شکل ۲- نیاز آبی سالانه آب‌بران مختلف آب در محدوده مورد مطالعه
Figure 2-The annual water demand of different water users in the study area

جدول ۱- الگوی کشت آب‌بران زیربخش‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه
Table 1-The crop patterns related to water users of agricultural subsectors

آب‌بر Water User	گیاه Crop										
	گندم Wheat	حبوبات Grain	ذرت Corn	نیشکر Sugarcane	چغندر قند Sugar beet	یونجه Alfalfa	غلات Cereal	پیاز Union	مرکبات Citrus	دانه‌های روغنی Oilseed	سایر گیاهان Other crops
A1	0.433	0.097	0.017	0.228	0.000	0.007	0.042	0.098	0.004	0.003	0.071
A2	0.444	0.114	0.012	0.085	0.038	0.018	0.042	0.139	0.035	0.013	0.062
A3	0.432	0.125	0.017	0.000	0.000	0.03	0.08	0.161	0.018	0.008	0.128

$$\text{برای بازیگر اول: } EP_{\min} \leq E_1(x) = EP \leq EP_{\max} \quad (۴)$$

$$\text{برای بازیگر دوم: } EI_{\min} \leq E_2(x) = EI \leq EI_{\max} \quad (۵)$$

زمانی که محدوده مشخص شد، دور اولیه چانه‌زنی آغاز می‌گردد و هر بازیگر مقادیر هدف $EP_{\min}$ و $EI_{\max}$ را به ترتیب به‌عنوان EP_{goal} و EI_{goal} لحاظ می‌نماید. مقادیر هدف هر بازیگر به‌عنوان قیدی برای بخش دیگر در روابط ذیل مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۰). برای بازیگر ۱ استراتژی به‌صورت ذیل می‌باشد:

$$E_1(x) = \text{Min } EP \quad (۶)$$

s.t.

$$g_r(x) \leq 0, \quad r = 1, 2, \dots, p$$

$$E_2(x) \geq EI_{\text{goal}}$$

$$x_k \geq 0, \quad k = 1, 2, \dots, h$$

و برای بازیگر ۲ استراتژی به‌صورت رابطه (۷) می‌باشد:

$$E_2(x) = \text{Max } EI \quad (۷)$$

s.t.

$$g_r(x) \leq 0, \quad r = 1, 2, \dots, p$$

$$E_1(x) \leq EP_{\text{goal}}$$

$$x_k \geq 0, \quad k = 1, 2, \dots, h$$

در اولین دور چانه‌زنی دو بازیگر اقناع نشده و رضایتشان جلب نمی‌گردد، لذا دومین دور چانه‌زنی آغاز می‌شود. در این دور، بازیگر ۱ از میزان نگرانی زیست‌محیطی‌اش خواهد کاست و بازیگر ۲ درآمد اقتصادی مورد انتظارش را تقلیل خواهد داد. بنابراین، در هر مرحله از چانه‌زنی، از مقدار EI_{goal} کاسته و بر مقدار EP_{goal} افزوده می‌شود. به‌منظور محاسبه میزان امتیاز هر بازیگر، مقادیر بیشینه و کمینه EP و EI به بخش‌های مساوی کوچک تقسیم می‌شود و مقدار امتیاز^۴ در هر مرحله افزایش می‌یابد (۲۳).

$$Cn_1 = \frac{EP_{\max} - EP_{\min}}{f}, \quad Cn_2 = \frac{EI_{\max} - EI_{\min}}{f} \quad (۸)$$

در این رابطه f ضریبی است که منطقی‌ترین مقدار امتیازی را مهیا می‌نماید که رضایت دو بازیگر را کمتر تحت شعاع قرار دهد. به کمک رابطه (۸) مشخص می‌شود که در هر دور چانه‌زنی، چه میزان

که در آن $E(x) = [E_1(x), E_2(x), \dots, E_p(x)]$ مجموعه‌ای از همه V توابع هدف، r امین تابع قید، $g_r(x)$ امین متغیر تصمیم، p تعداد تابع قید و h تعداد متغیر تصمیم می‌باشد. از آنجا که جواب مدل چندهدفه به‌صورت بهینه پارتو است، هدف پیدا کردن راه‌حل‌های بهینه پارتو رابطه (۱) می‌باشد. اهداف دوگانه موردنظر در این تحقیق به‌صورت به کمینه‌سازی اثرات زیست‌محیطی (EP) و به بیشینه‌سازی تابع مطلوبیت درآمد اقتصادی (EI) موردنظر می‌باشند. بنابراین برنامه‌ریزی دو هدفه با قیود ذکرشده در رابطه (۱) به شرح ذیل است:

$$E_1(x) = \text{Min } EP \quad (۲)$$

$$E_2(x) = \text{Max } EI \quad (۳)$$

نگرش نظریه بازی‌ها (چانه‌زنی) و رویکرد برنامه‌ریزی فازی به‌منظور حل این مدل دو هدفه استفاده می‌گردد.

نگرش چانه‌زنی

به‌منظور به‌کارگیری مدل نظریه بازی‌های چانه‌زنی بر مسئله توازن دو هدفه زیست‌محیطی-اقتصادی، دو گروه ذینفع به‌عنوان دو بازیگر شامل بازیگر ۱ (بازیگر زیست‌محیطی) و بازیگر ۲ (بازیگر اقتصادی) در نظر گرفته شدند که هدف بازیگر ۱ به کمینه‌سازی اثرات زیست‌محیطی و هدف بازیگر ۲ به بیشینه‌سازی درآمد اقتصادی می‌باشد. به‌منظور محاسبه محدوده‌ی مذاکره بازی (که به‌عنوان پرداخت^۳ تحلیل نظریه بازی محسوب می‌گردد)، مقادیر کمینه و بیشینه تابع هدف هر بازیگر به‌صورت جداگانه از طریق حل مسئله به‌صورت برنامه‌ریزی خطی مرسوم محاسبه می‌گردد. به عبارت دیگر، مستقل از کمینه یا بیشینه بودن تابع هدف، هر تابع هدف یک بار کمینه‌سازی (به منظور حصول کران پایین) و یک بار بیشینه‌سازی (به منظور حصول کران بالا) می‌گردد. بنابراین محدوده مقادیر کمینه و بیشینه (EP, EI) برای هر بازیگر به‌صورت ذیل خواهد بود:

- 1- Environmental Pollution
- 2- Economic Income
- 3- Payoff

4- Concession

s.t.

$$\mu_1 \geq \lambda, \mu_2 \geq \lambda$$

$$g_j(x) \leq 0, j=1,2,\dots,m$$

$$x_k \geq 0, k=1,2,\dots,n$$

$$0 \leq \lambda \leq 1$$

بنابراین رابطه (۱۳) حل بهینه سازشی را برای مدل دو هدفه ایجاد می نماید.

چارچوب مدل

مدل بهینه سازی تابع هدف زیست محیطی که مجموع بار آلودگی تخلیه شده به رودخانه توسط آبریان را کمینه می کند، به صورت رابطه (۱۴) بیان می گردد:

$$\text{Min } E1 = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^t \sum_{c=1}^{c_j} (Ca_{ij} \times c_{ij} \times x_{ijc}) \quad (14)$$

s.t.

$$\alpha \times d_{ijc} \leq x_{ijc} \leq d_{ijc}, \forall i, j, c$$

$$\beta \times Q_i \leq \sum_{j=1}^n \sum_{c=1}^{c_j} x_{ijc} \leq Q_i, \forall i$$

$$\sum_{j=1}^n \sum_{c=1}^{c_j} Pl_{ijc} \leq \sum_{j=1}^n T_{ij}, \forall i$$

که در معادلات بالا، n تعداد آبرها، Ca_{ij} کیفیت زه آب بازگشتی متغیر کیفی TDS (mg/l) مربوط به j ام مقدار ضریب آب برگشتی به رودخانه آبر j ام در دوره زمانی i ، x_{ijc} آب تخصیصی به گیاه c ام آبر j ام در دوره زمانی i (میلیون مترمکعب)، d_{ijc} نیاز آبی گیاه C ام آبر j ام در دوره زمانی i ، Pl_{ijc} مقدار بار آلودگی تخلیه شده توسط گیاه c ام آبر j ام در دوره زمانی i (تن)، T_{ij} مقدار مجوز تخلیه بار آلودگی (جدول ۲) آبر j ام در دوره زمانی i (تن در ماه) (بر اساس رویه ۱۹)، Q_i جریان رودخانه در دوره زمانی i (میلیون مترمکعب)، α و β به ترتیب ضرایبی جهت مشخص نمودن کران های پایین نیاز آبی و جریان رودخانه (که مقدار این دو ضریب ۰/۴ فرض شده است) و t تعداد کل دوره های زمانی رشد در طول سال (۱۲ ماه) می باشد.

توابع تولید به روابطی اطلاق می گردد که مقدار کل تولید محصول را با در نظر گرفتن تأثیر هم زمان زمان انجام آبیاری و مقدار آب داده شده به گیاه، تخمین می زنند. نخستین رابطه در این زمینه توسط جنسن (۹) پیشنهاد گردید. میر و همکاران (۱۷) تخمینی از رابطه تابع تولید گیاه مرسوم (فرم ضربی) را که در آن به جای نسبت

از مقدار و هدف مورد انتظار (goal) توابع زیست محیطی و اقتصادی کاسته شود (به اندازه Cn). طی پروسه چانه زنی به مرور اختلاف بین استراتژی ها و نتایج کمتر می شود و این پروسه تا زمانی که حل نهایی به حد ذیل برسد ادامه خواهد داشت:

$$EP_{final} \leq EP_{goal}, EI_{final} \geq EI_{goal} \quad (9)$$

مقادیر EP_{final} و EI_{final} به عنوان تعادل نش^۱ شناخته می شوند (۶).

رویکرد برنامه ریزی فازی

رویکرد برنامه ریزی فازی تکنیکی پر کاربرد برای حل مسئله تصمیم گیری چند هدفه می باشد. در این تکنیک، هدف یافتن راه حل سازشی است که بعد از ساختن توابع عضویت اهداف، میزان رضایت همه توابع عضویت را بیشینه نماید. مقادیر کمینه و بیشینه اهداف (EP_{min} و EP_{max} و EI_{min} و EI_{max}) می توانند جهت تعریف نمودن توابع عضویت رابطه (۲) و (۳) استفاده شوند. در این مطالعه، تابع عضویت اثرات زیست محیطی به صورت ذیل ساخته شده است:

$$\mu_1(E_1(x)) = \begin{cases} 1 & , \text{if } E_1(x) \leq EP_{min} \\ \frac{EP_{max} - E_1(x)}{EP_{max} - EP_{min}} & , \text{if } EP_{min} \leq E_1(x) \leq EP_{max} \\ 0 & , \text{if } E_1(x) \geq EP_{max} \end{cases} \quad (10)$$

که در آن $EP_{max} \neq EP_{min}$ می باشد. اگر $EP_{min} = EP_{max}$ آنگاه $\mu_1(E_1(x)) = 1$ است. به طور مشابه تابع عضویت درآمد اقتصادی به صورت ذیل ساخته شده است:

$$\mu_2(E_2(x)) = \begin{cases} 0 & , \text{if } E_2(x) \leq EI_{min} \\ \frac{E_2(x) - EI_{min}}{EI_{max} - EI_{min}} & , \text{if } EI_{min} \leq E_2(x) \leq EI_{max} \\ 1 & , \text{if } E_2(x) \geq EI_{max} \end{cases} \quad (11)$$

که در آن $EI_{min} \neq EI_{max}$ می باشد. اگر $EI_{min} = EI_{max}$ آنگاه $\mu_2(E_2(x)) = 1$ است. با استفاده از عملگر کمینه زیرمن^۲ (۲۵) مدل دو هدفه به صورت رابطه (۱۲) نوشته می شود:

$$\max \min \{\mu_1, \mu_2\} \quad (12)$$

s.t.

$$g_j \leq 0, j=1,2,\dots,m$$

$$x_k \geq 0, k=1,2,\dots,n$$

با استفاده از متغیر کمکی λ ، رابطه (۱۲) می تواند به یک مسئله معادل برنامه ریزی خطی مرسوم ذیل تبدیل شود:

$$\max \Leftrightarrow \lambda \quad (13)$$

1- Nash Equilibrium

2- Zimmermann's minimum operator

$$\frac{Y_a}{Y_p} = a + b \sum_{i=1}^t \left[1 - ky_i \left(1 - \frac{W_a}{W_p} \right) \right] \quad (15)$$

تبخیر واقعی به تبخیر پتانسیل، از نسبت آب داده‌شده به گیاه به نیاز آبی گیاه در هر دوره استفاده‌شده است، ارائه نمودند. قهرمان و سپاسخواه (۵) فرم جمعی تابع تولید گیاه را به‌صورت معادل و جایگزین فرم ضربی مرسوم، به صورت رابطه (۱۵) پیشنهاد نمودند:

جدول ۲- مقدار مجوز تخلیه بار آلودگی آب‌بران در ماه i ام (تن در ماه)
Table 2-The amount of pollutant discharge permit of water users in month i (ton per month)

ماه	نمایه آب‌بر Index of Water User										
Month	A1	A2	A3	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8
1	531	664	531	1672	4775	4532	531	319	1040	1337	798
2	753	980	786	2303	6613	3591	777	402	1043	879	983
3	561	676	596	1728	5023	2848	623	359	728	856	794
4	478	718	438	1515	4836	2999	558	283	589	845	681
5	630	630	378	1900	2378	1521	484	334	255	459	618
6	867	554	181	2297	2327	1401	443	306	176	331	551
7	943	659	142	2838	2078	1204	375	103	285	480	327
8	537	616	622	1145	2143	1603	568	352	521	698	702
9	625	563	422	527	2835	2452	502	277	578	733	628
10	497	673	520	1391	3889	4071	497	317	862	1237	825
11	541	574	510	1391	3598	3410	512	179	866	1138	442
12	460	540	458	1279	3836	3193	460	367	954	1111	957

زمانی i (ضریب حساسیت گیاه به کم‌آبیاری)، A_{jc} سطح زیر کشت گیاه c ام توسط آب‌بر j ام (هکتار)، c_j تعداد کل گیاه‌های کشت‌شده توسط آب‌بر j ام، B_{jc} سود خالص کشت گیاه c ام توسط آب‌بر j ام (دلار در تن) و Y_{pj} پتانسیل تولید سالانه گیاه c ام توسط آب‌بر j ام (تن در هکتار) می‌باشد. فلوچارت روش مورد استفاده در شکل ۳ نشان داده شده است.

با توجه به وجود روابط مربوط به کم‌آبیاری (وجود ضریب ky_{ijc} در متغیر تصمیم) در تابع هدف اقتصادی (رابطه (۱۶) که پیشینه‌سازی آن مد نظر است، آب تخصیصی به آب‌بران مختلف به نحوی تعیین می‌گردد که در ماه‌های مختلف، آب‌برانی که حساسیت محصولشان به کم‌آبیاری کم است، آب کمتر و آب‌برانی که حساسیت محصولشان به کم‌آبیاری زیاد است، آب بیشتری دریافت نمایند. بدین ترتیب با در نظر گرفتن دوره رشد گیاه و همچنین مقدار آب در دسترس در تابع هدف، امکان برنامه‌ریزی آبیاری فراهم می‌گردد. این پروسه به نحوی صورت می‌پذیرد که در کل موجبات حصول سود بهینه سیستم با رعایت نمودن مسائل کیفی آب و توسعه پایدار گردد.

نتایج و بحث

اهداف و استراتژی‌های اولیه

ابتدا به‌منظور محاسبه محدوده تغییرات هر تابع هدف جهت به‌کارگیری در فرآیند چانه‌زنی، هر بازیگر مقادیر کمینه و بیشینه تابع هدف خود را که از اجرای مجزای مدل بهینه‌سازی مربوطه به دست

که در آن i دوره رشد گیاه، ky_i ضریب عکس‌العمل گیاه به تنش آبی در دوره رشد i میزان آبیاری انجام‌شده (آب تخصیصی) و W_p نیاز آبی گیاه (تقاضا) در دوره رشد i ام و a و b ضرایبی هستند که با رگرسیون حاصل می‌شوند. فرم ضربی رابطه تابع تولید گیاه غیرخطی است و با عنایت به تعداد زیاد متغیرهای تصمیم در مدل تخصیص بهینه، حل مدل غیرخطی غالباً زمان‌بر بوده و ممکن است به حل‌های بهینه محلی گرفتار شود. خطی بودن تابع هدف و قیود می‌تواند پیچیدگی‌ها و بار محاسباتی مدل‌ها را کاهش داده و کاربردی بودن مدل را افزایش دهد. لذا در این تحقیق از فرم جمعی (مدل خطی) رابطه مذکور در تابع هدف بهینه‌سازی استفاده گردید که بدین طریق، زمان‌بندی آبیاری برای دستیابی به تولید بیشینه و تخصیص بهینه آب به آب‌بران مختلف صورت پذیرفت.

مدل بهینه‌سازی درآمد اقتصادی که مجموع سود سالانه آب‌بران را بیشینه می‌کند، به‌صورت ذیل بیان می‌گردد:

$$\text{Max } E2 = \sum_{j=1}^n \sum_{c=1}^{c_j} A_{jc} B_{jc} Y_{pj} \left(a + b \left(\sum_{i=1}^t [1 - ky_{ijc} (1 - \frac{x_{ijc}}{d_{ijc}})] \right) \right)$$

s.t.

$$\alpha \times d_{ijc} \leq x_{ijc} \leq d_{ijc} \quad \forall i, j, c$$

$$\beta \times Q_i \leq \sum_{j=1}^n \sum_{c=1}^{c_j} x_{ijc} \leq Q_i, \quad \forall i \quad (16)$$

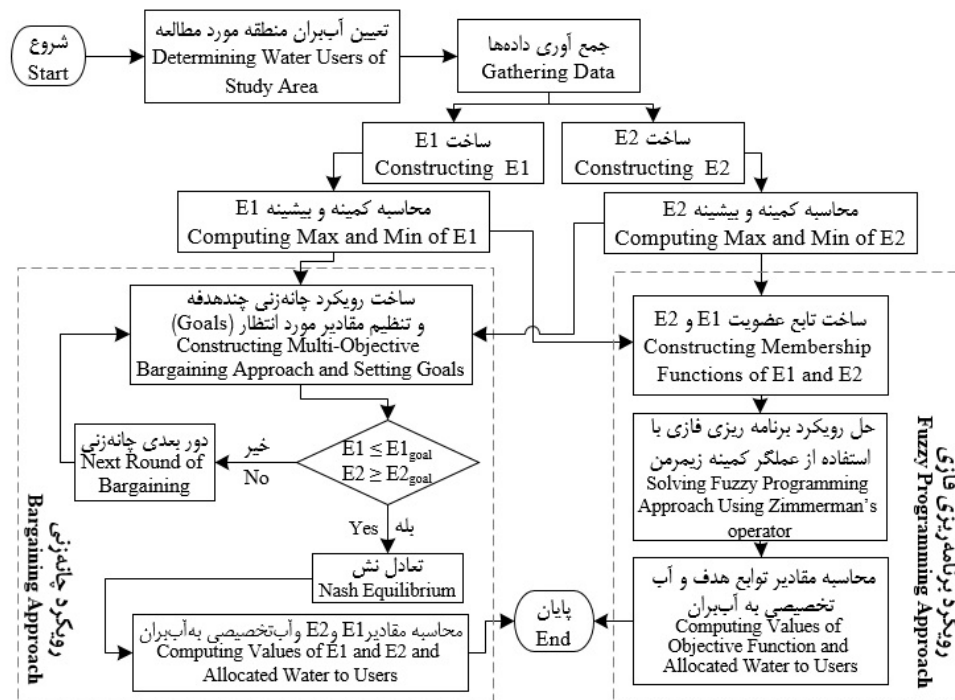
$$\sum_{j=1}^n \sum_{c=1}^{c_j} Pl_{ijc} \leq \sum_{j=1}^n T_{ij}, \quad \forall i$$

که در معادلات بالا ky_{ijc} فاکتور تابع تولید آب‌بر j ام در دوره

$$۱۶۳۱۹۷ \leq EP \leq ۶۸۲۶۴ \quad (۱۷)$$

$$۵۵۳۶۳۵ \leq EI \leq ۲۶۶۵۳۹ \quad (۱۸)$$

می‌آید را تشخیص می‌دهد. شایان ذکر است که به دلیل خطی بودن توابع هدف و قیود مسئله، دست‌یابی به جواب نهایی و دقیق مسئله به سهولت میسر بود. محدوده اولیه دو هدف EP (تابع هدف بار آلودگی) و EI (تابع هدف اقتصادی) به صورت ذیل محاسبه گردید:



شکل ۳-فلوچارت رویه مورد استفاده در این تحقیق

Figure 3-The flowchart of the procedure used in this study

جدول ۳- نتایج اولیه مدل نظریه بازی‌ها

Table 3- The initial results of game theory model

بازیگر-دور اولیه *	جواب‌ها Solutions	
	E1 (ton yr ⁻¹)	E2 (10 ³ USD yr ⁻¹)
*0-1	153326	553635
*0-2	68264	328524

پروسه چانه‌زنی

از آنجایی که با نتایج اولیه مدل نظریه بازی‌ها، رضایت هیچ بازیگری جلب نمی‌گردد، آن‌ها وارد یک پروسه چانه‌زنی می‌گردند که طی این پروسه، بازیگران اهداف مورد نظرشان را کاهش می‌دهند. جدول ۴ استراتژی هر بازیگر در پروسه چانه‌زنی را نمایش می‌دهد که در آن استراتژی بازیگر ۱ برای حفاظت زیست‌محیطی از ۶۸۲۶۴ به ۸۷۲۵۱ افزایش و بازیگر ۲ برای درآمد اقتصادی از مقدار ۵۵۳۶۳۶ به ۴۹۶۲۱۶ کاهش یافت. نتایج چهار دور چانه‌زنی در

مقدار هدف اولیه برای بازیگر ۱ که بازیگر زیست‌محیطی است $EP_{min}=۶۸۲۶۴$ تن بار آلودگی در سال می‌باشد، درحالی‌که مقدار هدف اولیه برای بازیگر ۲ که بازیگر اقتصادی است $EI_{max}=۵۵۳۶۳۵$ هزار دلار می‌باشد. مقدار ۱۶۳۱۹۷ تن (EP_{max}) به‌دست‌آمده برای بازیگر ۱ بسیار بالاتر از هدف اولیه ۶۸۲۶۴ تن بوده و مقدار EI متناظر برای بازیگر ۲، ۲۶۶۵۳۹ هزار دلار در سال (EI_{min}) است که بسیار کمتر از ۵۵۳۶۳۵ مطلوب این بازیگر می‌باشد.

نتایج اولیه نظریه بازی‌های چندهدفه در جدول ۳ نمایش داده شده است. حالت ۱-۰ مربوط به دور اولیه (۰) چانه‌زنی بازیگر ۱ و ۲-۰* بیانگر دور اولیه چانه‌زنی (۰) بازیگر ۲ می‌باشد. در حالت ۱-۰* مقدار هدف اولیه بازیگر ۲ به‌صورت قید در تابع هدف بازیگر ۱ مدنظر قرار گرفت و طی آن مقدار تابع هدف ۱۵۳۳۲۶ تن بار آلودگی در سال محاسبه گردید که بیش از هدف اولیه بازیگر ۱ است. در حالت ۲-۰* نیز با مدنظر قرار دادن مقدار هدف اولیه بازیگر ۱، تابع هدف $E2=۳۲۸۵۲۴$ هزار دلار در سال محاسبه گردید که کمتر از هدف اولیه موردنظر (۵۵۳۶۳۵) می‌باشد.

بیشتر از هدف تعیین‌شده زیست‌محیطی بوده و تابع هدف اقتصادی ۴۲۶۵۹۳ هزار دلار نیز کمتر از هدف موردنظر (۵۳۹۲۸۱) می‌باشد. با افزایش دوره‌های چانه‌زنی و اصلاح مقدار هدف هر بازیگر بر اساس استراتژی‌های تعیین‌شده، به‌مرور مقدار اختلاف بین مقدار هدف هر بازیگر با نتایج واقعی‌اش نسبت به دور قبل کاهش می‌یابد. این پروسه تا زمانی که مقدار تابع هدف زیست‌محیطی کمتر از هدف تعیین‌شده آن و مقدار تابع هدف اقتصادی بیشتر از هدف موردنظر گردد، تکرار می‌گردد.

جدول ۵ نمایش داده‌شده است. طی اولین پروسه، بازیگر ۱ با افزایش بار آلودگی از مقدار ۶۸۲۶۴ به ۷۳۰۱۱ تن در سال نگرانی زیست‌محیطی خویش را کاهش داده و بازیگر ۲ هدف درآمدیش را از مقدار ۵۵۳۶۳۶ به ۵۳۹۲۸۱ هزار دلار کاهش می‌دهد. هر دو هدف همچنان تقریباً نزدیک به هدف اولیه هستند و لذا پس از اولین دور چانه‌زنی، همچنان هیچ‌یک از بازیگران باهدف اصلاحی بازیگر دیگر ارضا نمی‌گردد. تحت تأثیر این تغییرات، در این دور، تابع هدف زیست‌محیطی ۱۲۳۶۹۳ تن در سال محاسبه گردید که همچنان

جدول ۴- استراتژی بازیگران در بازی برای منطقه مورد مطالعه

Table 4- Strategy of players in the game for the case study

هدف انتخابی بازیگر ۲ برای درآمد اقتصادی (هزار دلار در سال)	هدف بازیگر ۱ برای آلودگی زیست‌محیطی (تن در سال)	پروسه چانه‌زنی
Goal of Player 2 for EI (10^3 USD yr ⁻¹)	Goal of Player 1 for EP (ton yr ⁻¹)	Bargaining Process
553636	68264	اولیه Initial
539281	73011	دور اول First Round
524926	77757	دور دوم Second Round
510571	82504	دور سوم Third Round
496216	87251	دور چهارم Fourth Round

جدول ۵- نتایج رویه چانه‌زنی برای مطالعه موردی تحقیق

Table 5- The results of bargaining procedure for the case study

دور چانه‌زنی Bargaining Round	بازیگر - دور* *Round-Player	هدف Goal	جواب‌ها Solutions	
			E1 (ton yr ⁻¹)	E2 (10^3 USD yr ⁻¹)
دور اول	*1-1	E2=539281	123693	539281
First Round	*1-2	E1=73011	73011	426593
دور دوم	*2-1	E2=524926	106128	524926
Second Round	*2-2	E1=77757	77757	463930
دور سوم	*3-1	E2=510571	91388	510571
Third Round	*3-2	E1=82504	82504	488054
دور چهارم	*4-1	E2=496216	85583	496216
Fourth Round	*4-2	E1=87251	87251	501405

تعادل نش

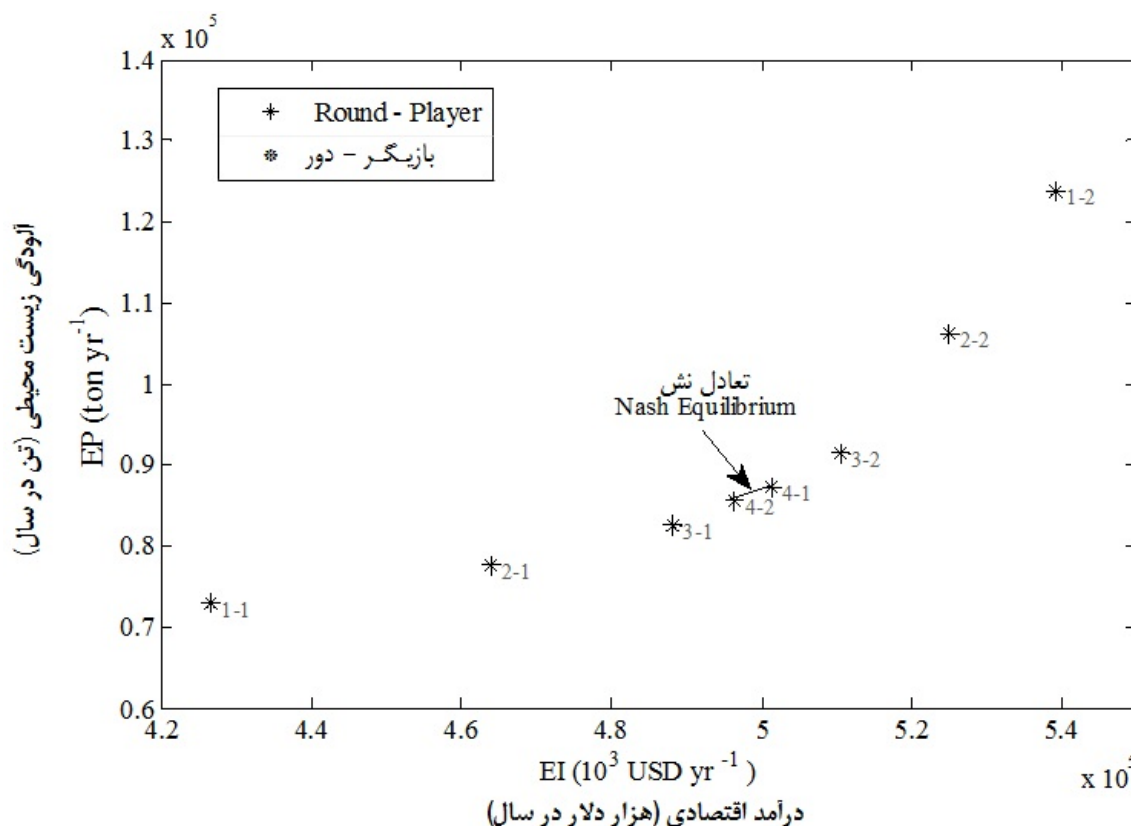
مطابق جدول ۵ در دور چهارم چانه‌زنی، مقدار $EP=85583$ تن در سال محاسبه گردید که کمتر از هدف تنظیم‌شده (۸۷۲۵۱) بوده و مقدار $EI=501405$ هزار دلار در سال نیز بیشتر از هدف تنظیم‌شده (۴۹۲۱۶) می‌باشد. با این نتایج، رضایت هر دو بازیگر جلب گردیده و لذا تعادل نش حاصل شده است (رابطه ۹).

نتایج دوره‌های چانه‌زنی در شکل ۴ نمایش داده‌شده است. ملاحظه می‌گردد که تعادل نش بین دو بازیگر در دور چهارم چانه‌زنی حاصل شده که در این حالت مقدار EP بین ۸۵۵۸۳ و ۸۷۲۵۱ تن در

سال و EI بین ۴۹۲۱۶ و ۵۰۱۴۰۵ هزار دلار در سال رنج شده است. این بازه باریک معادل جواب بهینه پارتو بوده و ذینفعان را قادر می‌سازد تا با سهولت بیشتر و اطمینان از مدنظر قرار دادن توأمان نگرانی‌های زیست‌محیطی و درآمد اقتصادی، در محدوده مذکور تصمیم‌گیری‌های لازم را اتخاذ نمایند.

همان‌طوری که مدنی (۱۴) عنوان نموده است و نظیر آنچه در این تحقیق ملاحظه گردید، نتایج نظریه بازی‌ها بهتر می‌تواند رفتار بازیگران دخیل برای حل مسائل تصمیم‌گیری چندهدفه را منعکس نماید. همچنین، هر بازیگر می‌تواند بر روی هدف بهینه‌سازی مربوطه‌اش تمرکز نموده روابط (۶) و (۷) و بهتر می‌تواند تشخیص

دهد که چگونه اهداف دیگران هدف خودش را تحت تأثیر قرار می‌دهد.



شکل ۴- نتایج رویه چانه‌زنی برای دستیابی به تعادل نش
Figure 4-Results of bargaining procedure to achieve Nash Equilibrium

تخصیص یافته به زیربخش‌های کشاورزی از ۶۲۲ به ۷۲۳ میلیون مترمکعب و زیربخش‌های کشت و صنعت از ۴۰۸۶ به ۵۷۳۰ میلیون مترمکعب افزایش یافته است.

شکل ۵ آب تخصیصی سالانه به آب‌بران مختلف منطقه مورد مطالعه در حالت تعادل نش برای توابع هدف زیست‌محیطی و اقتصادی را نمایش می‌دهد. مقایسه این شکل با شکل ۲ حاوی این نکته است که این منطقه در تأمین نیاز آبی خود با چالش روبروست و لذا استفاده از روابط کم‌آبایی اجتناب‌ناپذیر می‌باشد. در شکل ۵ مقدار آب تخصیصی با تابع هدف زیست‌محیطی برای آب‌بران A1، A2، A3 و I1 بیشتر از مقدار آب تخصیصی به آن‌ها توسط تابع هدف اقتصادی است، در حالی که برای آب‌بران I2، I3، I4، I5، I6، I7 و I8 مقدار آب تخصیصی در حالت پیشینه‌سازی سود، بیشتر از حالت کمینه‌سازی بار آلودگی است. این امر بیانگر آن است که در مقایسه با سایر آب‌بران، A1، A2، A3 و I1 بار آلودگی کمتری تولید می‌نمایند ولیکن سود اقتصادی آن‌ها نیز به نسبت کمتر می‌باشد. به بیان دیگر، به این دلیل که زه‌آب بازگشتی زیربخش‌های کشاورزی (A1 و A2 و A3) در مقایسه با کشت و صنعت‌ها و صنایع جانبی آنها کمتر می‌باشد،

جدول ۶ نتایج تخصیص آب به زیربخش‌های مختلف بر اساس روش چانه‌زنی چند هدفه مورد استفاده را نمایش می‌دهد. در این جدول آب تخصیصی به زیربخش‌های کشاورزی بیانگر مجموع آب تخصیصی سالانه به سه آب‌بر A1، A2 و A3 بوده و آب تخصیصی به زیربخش‌های کشت و صنعت از حاصل جمع آب تخصیصی به ۸ آب‌بر کشت و صنعت (I1 تا I8) به دست آمده است. ملاحظه می‌گردد که در تابع هدف زیست‌محیطی ($Min \ EI(x)$)، با افزایش دوره‌های چانه‌زنی به تدریج میزان آب تخصیص یافته به زیربخش‌های کشاورزی از ۱۰۴۶ به ۸۰۵ میلیون مترمکعب و برای زیربخش‌های کشت و صنعت از ۸۳۸۲ به ۵۳۱۸ میلیون مترمکعب کاهش یافته است. علت این امر به دلیل وجود قید اقتصادی ($E2 \geq E2_{goal}$) در تابع هدف مربوطه بوده است که به تدریج با کاهش مقدار مورد انتظار قید اقتصادی ($E2_{goal}$)، تابع هدف به سمت استفاده کمتر از آب و در نتیجه تولید کمتر زه‌آب‌های بازگشتی کشاورزی حرکت نموده است. همچنین در جدول ۶ ملاحظه می‌گردد که در تابع هدف اقتصادی ($Max \ E2(x)$)، با افزایش دوره‌های چانه‌زنی، مقدار آلودگی ($E1_{goal}$) در قید زیست‌محیطی ($E1 \leq E1_{goal}$) افزایش یافته و لذا میزان آب

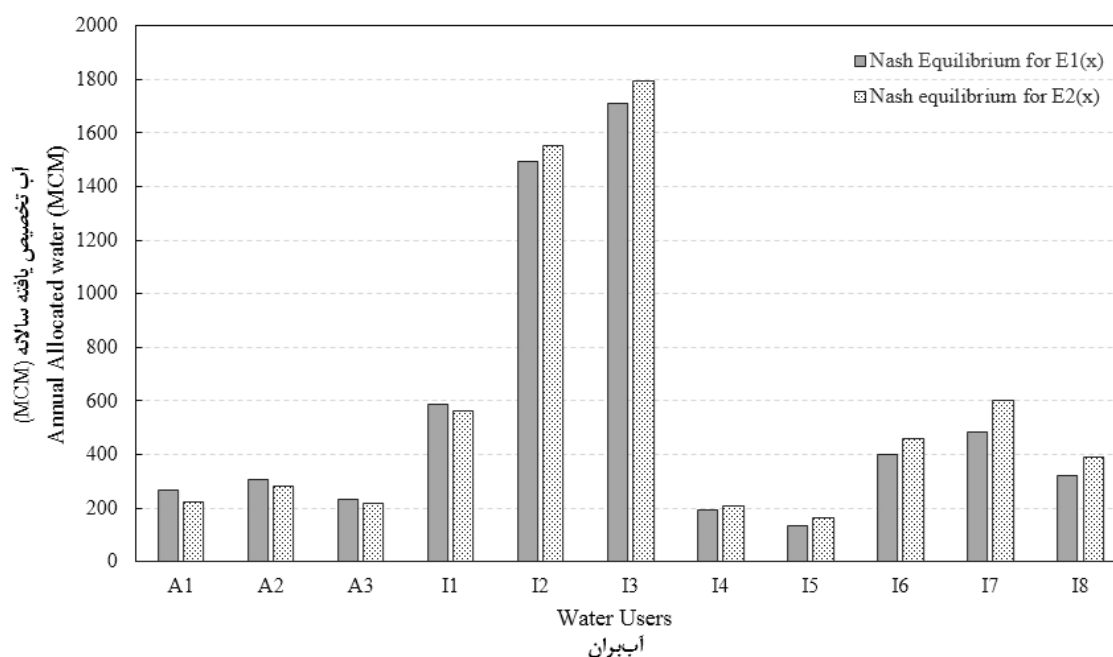
زیربخش‌های کشاورزی اختصاص یابد. در مورد آب‌بر I1، به دلیل کیفیت آب مناسب‌تر بالادست رودخانه، نیاز آبی کم و همین‌طور عملکرد محصول به نسبت کم این آب‌بر، نتایج مشابه زیربخش‌های کشاورزی حاصل شده است.

کمینه نمودن تابع هدف زیست‌محیطی (رابطه ۱۴) موجب شده تا به نسبت آب بیشتری به زیربخش‌های کشاورزی اختصاص داده شود، در حالی که به دلیل بالاتر بودن سود اقتصادی نسبی کشت‌وسنعت‌ها، بیشینه نمودن تابع هدف اقتصادی (رابطه ۱۶) موجب شده تا آب بیشتری به زیربخش‌های کشت‌وسنعت‌ها و آب به نسبت کمتری به

جدول ۶- اهداف، قیود، جواب‌ها و آب تخصیصی به زیربخش‌ها در پروسه چانه‌زنی چندهدفه

Table 6-Objectives, constraints, solutions and allocated water to sub-sectors at bargaining process

هدف	قیود	جواب‌ها Solutions		آب تخصیصی به زیربخش کشاورزی (MCM yr ⁻¹)	آب تخصیصی به زیربخش کشت و صنعت (MCM yr ⁻¹)
		E1 (ton yr ⁻¹)	E2 (10 ³ USD yr ⁻¹)	Allocated water to A Sub-sectors	Allocated water to AI Sub-sectors
Min E1	Eq. 14 & E2 $\geq$ 539281	123693	539281	1046	8382
	Eq. 14 & E2 $\geq$ 524926	106128	524926	1030	7379
	Eq. 14 & E2 $\geq$ 510571	91388	510571	851	5786
	Eq. 14 & E2 $\geq$ 496216	85583	496216	805	5318
Max E2	Eq. 16 & E1 $\leq$ 73011	73011	426593	622	4086
	Eq. 16 & E1 $\leq$ 77757	77757	463930	647	4429
	Eq. 16 & E1 $\leq$ 82504	82504	488054	698	5066
	Eq. 16 & E1 $\leq$ 87251	87251	501405	723	5730



شکل ۵- آب تخصیصی سالانه به آب‌بران مختلف منطقه مورد مطالعه در حالت تعادل نش

Figure 5-Annual allocated water to different water users of study area at Nash equilibrium

پارتو (شکل ۴) بوده و هر کدام بسته به نظر تصمیم‌گیرنده، می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. در حالت تعادل نش مدل چانه‌زنی چندهدفه،

نتایج E1 و E2 در حالت تعادل نش که در شکل ۵ نمایش داده شده است مشخص‌کننده بازه‌ی جواب مسئله و معادل جواب بهینه

بیشترین مقدار آب تخصیصی در سال، آب بر I3 با مقدار به ترتیب ۱۷۱۲ و ۱۷۹۳ میلیون متر مکعب برای توابع هدف زیست محیطی (E1) و اقتصادی (E2) بوده در حالی که کمترین مقدار آب تخصیصی مربوط به آب بر I5 به ترتیب با مقدار ۱۳۳ و ۱۶۵ میلیون متر مکعب برای E1 و E2 می باشد.

برنامه ریزی فازی

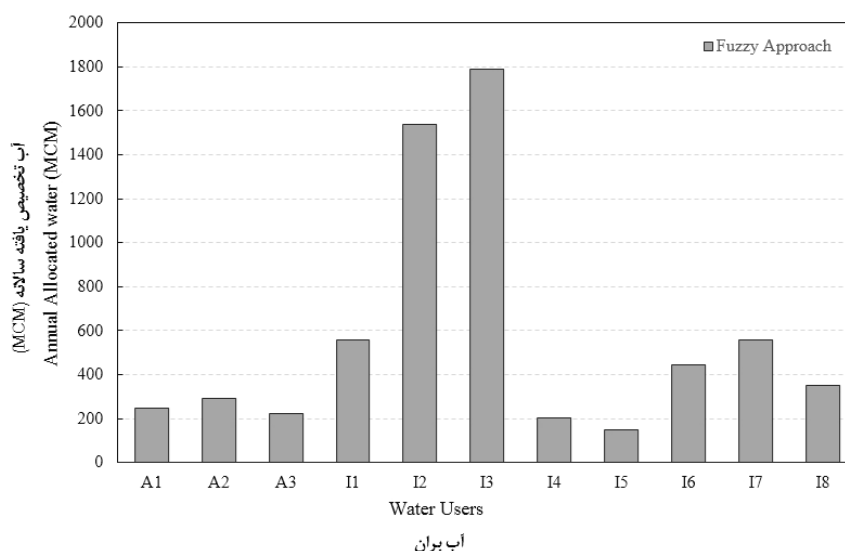
به منظور به کارگیری رویکرد برنامه ریزی فازی، ابتدا به کمک مقادیر پیشینه و کمینه EP و EI (روابط ۱۷ و ۱۸)، مقادیر توابع عضویت محاسبه گردید (رابطه ۱۹) و با استفاده از این توابع عضویت، مدل برنامه ریزی فازی برای مطالعه موردی این تحقیق (رابطه ۱۳) ساخته شد.

$$\begin{aligned}\mu(EP) &= \frac{153326 - E1(x)}{153326 - 68264} \\ \mu(EI) &= \frac{E2(x) - 328524}{553636 - 328524}\end{aligned}\quad (19)$$

جدول ۷- نتایج مربوط به رویکرد برنامه ریزی فازی

Table 7-Results of fuzzy programming approach

λ	E1	E2	آب تخصیصی به زیربخش کشاورزی (MCM yr ⁻¹)	آب تخصیصی به زیربخش کشت و صنعت (MCM yr ⁻¹)
	(ton yr ⁻¹)	(10 ³ USD yr ⁻¹)	Allocated water to A sub-sectors	Allocated water to AI Sub-sectors
0.86	86019	500322	763	5591



شکل ۶- آب تخصیصی سالانه به آب بران مختلف با استفاده از رویکرد برنامه ریزی فازی

Figure 6-Annual allocated water to different water users using fuzzy programming approach

کمتر خواهد بود. به بیان دیگر، چنانچه به میزان ۵۳۳۱۴ هزار دلار در سال از بیشترین میزان سود اقتصادی ممکن صرف نظر گردد، شرایط برای به دستیابی به یک سود اقتصادی مطمئن و پایدار به نحوی که از بروز آسیب های جدی به محیط زیست جلوگیری شود، مهیا خواهد

همچنین نتایج برنامه ریزی فازی مورد استفاده در این تحقیق بیانگر آن است که در حالت بهینه، سود اقتصادی حاصل (جدول ۷) نسبت به بیشترین سود ممکن (جدول ۳) به میزان ۵۳۳۱۴ هزار دلار در سال کمتر و مقدار بار آلودگی نیز به میزان ۶۷۳۰۷ تن در سال

اجتماعی آتی می‌گردد. در این تحقیق به کمک نظریه بازی‌ها، برنامه‌ریزی چندهدفه و برنامه‌ریزی فازی چارچوبی جهت پیدا کردن سازش بین درآمد بیشینه و بارآلودگی کمینه تدوین شد. جهت بررسی کارایی و تشخیص استراتژی‌های مدیریتی، روش‌های مورد استفاده در بخشی از سیستم رودخانه‌ای کارون-دز به کار گرفته شدند. رویه مورد استفاده قابلیت مد نظر قرار دادن اهداف کیفی و تنش آبی و عملکرد گیاه در مسائل تخصیص منابع آب را دارا می‌باشد. یافته‌های تحقیق نشان داد که با نتایج اولیه مدل نظریه بازی‌ها، رضایت هیچ یک از بازیگران جلب نمی‌گردد و تعادل نش پس از چهار دور چانه‌زنی و با کاهش انتظارات اقتصادی و نگرانی‌های زیست‌محیطی حاصل می‌شود. استفاده نمودن از فرم خطی کم‌آیاری در مراحل مختلف رشد گیاه، موجب می‌گردد که مدل بهینه‌سازی از بار محاسباتی ناچیز، پیچیدگی کم و کارایی مناسب برخوردار گردد. بررسی‌های تحقیق نشان داد که استفاده از رویکرد برنامه‌ریزی فازی همانند چانه‌زنی چندهدفه، امکان دستیابی به جواب بهینه میان اهداف متضاد اقتصادی و زیست‌محیطی را فراهم نموده و در این حالت مقادیر آب تخصیصی به آب‌بران درون محدوده جواب بهینه روش چانه‌زنی چندهدفه واقع می‌گردد. رویه مورد استفاده به دلیل لحاظ نمودن شرایط ذینفعان مختلف، موجبات شبیه‌سازی واقعی‌تر سیستم شده و می‌تواند به پذیرش اجتماعی بیشتری منجر شده و از شکست در اجرای سیاست انتخابی جلوگیری به عمل آورد. به کارگیری چارچوب تدوین شده در سایر مناطق و نیز در تهیه برنامه‌ریزی‌ها و سیاست‌گذاری‌های کلان منابع آبی می‌تواند مثمر ثمر واقع گردد.

بود. تحت این شرایط، مقدار زه‌آب کشاورزی تخلیه شده به رودخانه‌ها به میزان ۶۷۳۰۷ تن در سال کمتر خواهد بود.

همانگونه که در شکل ۴ ملاحظه گردید، در روش چانه‌زنی چندهدفه بازه‌ی باریکی به عنوان تعادل نش (جواب مسئله) مشخص گردید و مقادیر E1 و E2 در دور چهارم چانه‌زنی در شکل ۵ نمایش داده شد. بر این اساس در روش مذکور تصمیم‌گیرندگان می‌توانند انتخاب خود را در بازه مربوطه صورت دهند. این در حالی است که در روش برنامه‌ریزی فازی جواب نهایی سازشی مسئله به صورت واحد می‌باشد.

شکل ۶ توزیع آب تخصیصی سالانه بین آب‌بران مختلف با استفاده از رویکرد فازی را نمایش می‌دهد. مقایسه نتایج این شکل با شکل ۵ حاکی از تشابه نتایج دو رویکرد می‌باشد. برای مثال ملاحظه می‌گردد که در بین آب‌بران زیربخش‌های کشاورزی، بیشترین مقدار آب تخصیصی مربوط به آب‌بر A2 می‌باشد که در رویکرد برنامه‌ریزی فازی مقدار آن ۲۹۳ و در حالت چانه‌زنی چندهدفه بین ۲۸۲ و ۳۰۶ میلیون مترمکعب در سال می‌باشد و کمترین مقدار آب تخصیصی به آب‌بر A3 با مقدار ۲۲۴ میلیون متر مکعب در سال در برنامه‌ریزی فازی و بین ۲۱۷ و ۲۳۳ میلیون مترمکعب در سال در چانه‌زنی چندهدفه، تعلق دارد.

نتیجه‌گیری کلی

تمرکز بر افزایش منافع اقتصادی فعالیت‌های کشاورزی در طرح‌های منابع آبی موجب غفلت از پیامدهای زیست‌محیطی و

منابع

- 1- Bogardi I., and Szidarovsky F. 1976. Application of game theory in water management. *Applied Mathematical Modelling*, 1(1):16-20.
- 2- Council U.W.R. 1973. Principles and standards for planning water and related land resources. *Federal Register*, 38(174):24778.
- 3- Davila E., Chang N.B., and Diwakaruni S. 2005. Landfill space consumption dynamics in the Lower Rio Grande Valley by grey integer programming-based games. *Journal of Environmental Management*, 75(4):353-365.
- 4- Estalaki S.M., Abed-Elmdoust A., and Kerachian R. 2015. Developing environmental penalty functions for river water quality management: application of evolutionary game theory. *Environmental Earth Sciences*, 73(8):4201-4213.
- 5- Ghahraman B., and Sepaskhah A.R. 2004. Linear and non-linear optimization models for allocation of a limited water supply. *Irrigation and Drainage*, 53(1):39-54.
- 6- Gibbons R.S. 1997. An introduction to applicable game theory. *The Journal of Economic Perspectives*, 11,127-149.
- 7- Hakimi-Asiabar M., Ghodsypour S.H., and Kerachian R. 2010. Deriving operating policies for multi-objective reservoir systems: application of self-learning genetic algorithm. *Applied Soft Computing*, 10(4):1151-1163.
- 8- Jamab C.E. 2006. Current and future water resources status in Karoon river basin. Tehran, Iran (In Persian).
- 9- Jensen M.E. 1968. Water consumption by agricultural plants (Chapter 1). *Water Deficits and Plant Growth*, p. 1-22.
- 10- Lee C.S. 2012. Multi-objective game-theory models for conflict analysis in reservoir watershed management. *Chemosphere*. 87(6):608-613.
- 11- Li M., Guo P. 2014. A multi-objective optimal allocation model for irrigation water resources under multiple uncertainties. *Applied Mathematical Modelling*. 38(19):4897-4911.
- 12- Loáiciga H.A. 2004. Analytic game-theoretic approach to ground-water extraction. *Journal of Hydrology*,

- 297(1):22-33.
- 13-Lund J.R., and Palmer R.N. 1997. Water resource system modeling for conflict resolution. *Water Resources Update*, 3(108):70-82.
- 14-Madani K. 2010. Game theory and water resources. *Journal of Hydrology*, 381(3):225-238.
- 15-Mahjouri N., and Ardestani M. 2010. A game theoretic approach for interbasin water resources allocation considering the water quality issues. *Environmental monitoring and assessment*, 167(1-4):527-544.
- 16-McKinney D., and Teasley R. 2007. Cooperative game theory for transboundary river basins: the Syr Darya basin. In *Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress*, 15-19 May. 2007. Tampa, Florida, USA.
- 17-Meyer S.J., Hubbard K.G., and Wilhite D.A. 1993. A crop-specific drought index for corn: I. Model development and validation. *Agronomy Journal*, 85(2):388-395.
- 18-Moghaddasi M., Morid S., Araghinejad S., and Alikhani M.A. 2010. Assessment of irrigation water allocation based on optimization and equitable water reduction approaches to reduce agricultural drought losses: The 1999 drought in the Zayandeh Rud irrigation system (Iran). *Irrigation and drainage*, 59(4):377-387.
- 19-Nikoo M.R., Kerachian R., and Poorsepahy-Samian H. 2012. An interval parameter model for cooperative inter-basin water resources allocation considering the water quality issues. *Water resources management*, 26(11):3329-3343.
- 20-Parrachino I., Dinar A., and Patrone F. 2006. Cooperative game theory and its application to natural, environmental, and water resource issues: 3. application to water resources. *World Bank Policy Research Working Paper*, (4074).
- 21-Poorsepahy-Samian H., Kerachian R., and Nikoo M.R. 2012. Water and pollution discharge permit allocation to agricultural zones: application of game theory and min-max regret analysis. *Water resources management*, 26(14):4241-4257.
- 22-Rao N., Sarma P., and Chander S. 1990. Optimal multicrop allocation of seasonal and intraseasonal irrigation water. *Water Resources Research*, 26(4):551-559.
- 23-Üçler N., Engin G.O., Köçken H., and Öncel M. 2015. Game theory and fuzzy programming approaches for bi-objective optimization of reservoir watershed management: a case study in Namazgah reservoir. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9):6546-6558.
- 24-Von Neumann J., and Morgenstern O. 1944. *Game theory and economic behavior*. Princeton University, Princeton.
- 25-Zimmermann H.J. 1991. *Fuzzy set theory and its applications*, revised edition. kluwer Academic Publishers, Boston/Dordrecht/London.



A Multi-Objective Bargaining and Fuzzy Programming Approaches for Optimal Water Allocation with Emphasis on Deficit Irrigation

O. Nasiri-Gheidari¹ - S. Marofi^{2*}

Received: 11-06-2016

Accepted: 15-08-2016

Introduction: Due to the rapid rate of population growth, water resource topics wasmainly affected by the economic and social components, however, the importance of environmental issues in such projects has gained more attention. As pollution loads are increasing, it has become more essential to incorporate water quality in water resource management issues. Under this condition, optimal water allocation by considering multiple objectives of water quality and quantity issues can lead to sustainable and optimal benefit of stakeholders. This study was done in order to balance environmental and economic concerns in water resource allocation.

Materials and Methods: Based on game theory concepts and fuzzy programming procedure, two new methodologies were developed for sustainable water resource allocation in river systems. The proposed methods which include a multi-objective bargaining and fuzzy programming approaches were utilized to analysis strategies of interaction between environmental protection and economical income. Two groups of players, consists of player 1 for environmental and player 2 for economic issues were considered in order to apply the developed models. As players will not be satisfied with the outcome of each other, they will begin the bargaining process. Throughout the bargaining rounds, players will reduce their expectations. After several negotiations, the interval between the reset goal values and outcomes will be decreased. The bargaining process will be finished if final solutions reach to the determined goals. In the study, the Total Dissolved Solids (TDS) were considered as water quality indicators of environmental objective function, since salinity is the important problem of the study area. Using crop production function in economic income objective function makes it possible to incorporate deficit irrigation in different crop growth stages. Since allocation problems include many decision variables, conventional (non-linear) crop production function will have high computational costs and linear form of it can reduce the complexity of the optimization model. Therefore, additive (linear) form of crop production function was taken into consideration instead of multiplicative form. Total pollution load discharged into the river (ton per year) and economical income of the system (thousand dollars per year) was considered as environmental and economic values, respectively. During the fuzzy programming procedure, the purpose is to achieve a compromise solution. In this approach, the individual maximum and minimum values of objectives is used to define the membership function. This procedure will maximize the satisfaction degree of the constructed membership functions of the objectives. The presented methodology was illustrated in a part of Karoon-Dez river system between Gotvand dam, Dez dam and Ahvaz city, as a case study. The area of Karoon-Dez river basin is about 67000 square kilometers and it is located in the southwestern part of Iran. The selected area includes 8 agro-industrial and 3 traditional agricultural sub-sectors.

Results and Discussion: Using a linear form of crop production function for calculating the total benefit of the system leads to significant reduction in run-time of the optimization model and make irrigation programming possible by regarding crop growth stages and the available water amount. The results of this study showed that Nash equilibrium, which provides a base for decision makers to choose a strategy, was reached at the fourth round of bargaining process. Moreover, balance between economic and environmental objectives is available by reducing economical expectation and environmental concerns from 553636 to 496216 thousand dollars per year and from 68264 to 87251 tons per year, respectively. In these cases, the annual allocated water to environmental and economical player will be 6123 MCM (5318 to agro-industrial sub-sectors and 805 to agricultural sub-sectors) and 6453 MCM (5730 to agro-industrial sub-sectors and 723 to agricultural sub-sectors) respectively. The results of the fuzzy programming approach demonstrated that at optimal condition, environmental and economic objective function was 85999 tons per year 500422 thousand dollars per year, respectively and allocated water to water users are 6354 MCM per year (agricultural and agro-industrial sub-sectors of the system will be (763 and 5591 MCM per year). Agro-Industrial sub-sector 3 will take the maximum allocated annual water (1789 MCM per year) and Agro-Industrial sub-sector 5 will receive the minimum annual allocated water (151 MCM per year). Comparison of two investigated approaches showed that their results are in agreement with

1and 2- Ph.D. Candidate in Water Resource Engineering and Professor, Water Engineering Department, Bu-Ali Sina University, Hamedan

(*- Corresponding Author Email: smarofi@yahoo.com)

each other.

Conclusions: Results of applying the developed methodology to the Karoon-Dez river system demonstrated that it is effective and applicable to determine sustainable water allocation policies. Finding of this study reveals that the proposed framework can facilitate decision-making process and optimize allocated water to different water users under conflicting objectives. Therefore, the developed procedure can be used as a managerial tool for optimal water allocation strategies, which is in accordance with sustainable development approach. It is easy to apply the presented methodology to other river systems with high pollution loads of agricultural return flows.

Keywords: Crop response function, Multi-objective optimization, Nash equilibrium, Water allocation, Water quality



توانایی دو گونه گیاهی در جذب آهن از بسترهای حاوی فلوگوپیت و موسکویت

محسن سلیمانزاده^۱ - حسین خادمی^۲ - مژگان سپهری^{۳*}

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۴/۲۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۶/۲۱

چکیده

آهن یکی از عناصر کم مصرف و ضروری برای گیاه می باشد. مقدار آهن کل خاک در بیشتر مواقع بسیار بیشتر از نیاز گیاه است، اما حلالیت کم ترکیبات آهن در بسیاری از خاک ها، باعث کاهش مقدار جذب این عنصر توسط گیاه و در نتیجه بروز علائم کمبود آهن در گیاه می شود. برخی کانی های میکایی مانند موسکویت و فلوگوپیت که دارای مقدار قابل توجهی آهن هستند در خاک های مناطق خشک و نیمه خشک ایران فراوان می باشند. این تحقیق با هدف بررسی توانایی دو گونه گیاهی (یونجه و جو) در جذب آهن ساختاری فلوگوپیت و موسکویت انجام پذیرفت. پژوهش به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل دو نوع گیاه (یونجه و جو)، دو نوع کانی میکایی (فلوگوپیت و موسکویت) و دو نوع محلول غذایی (کامل و بدون آهن) بودند. گیاهان بوسیله آب مقطر آبیاری و توسط محلول غذایی طی دوره ۱۵۰ روزه کشت تغذیه شدند. در پایان دوره کشت بخش هوایی و ریشه گیاه برداشت و مقدار آهن عصاره های گیاه با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. نتایج به دست آمده نشان می دهد که غلظت آهن در گلدان های حاوی بستر کشت فلوگوپیت و تغذیه شده با محلول غذایی بدون آهن برای هر دو گیاه یونجه و جو در محدوده کفایت قرار دارد. مقدار آهن جذب شده توسط گیاه یونجه در هر دو بستر حاوی فلوگوپیت و موسکویت و هر دو نوع محلول غذایی بیشتر از گیاه جو است.

واژه های کلیدی: جو، کانی های میکایی، یونجه

مقدمه

آهن از فلزات مهم و فراوان موجود در قسمت جامد زمین (لیتوسفر) می باشد. متوسط مقدار این عنصر در پوسته زمین حدود ۵ درصد است. آهن در خاک های معدنی عمدتاً به فرم اکسید و هیدروکسیدهای دانه ای کوچک و یا به صورت پوششی بر روی سطح مواد معدنی خاک وجود دارد. همچنین این عنصر در خاک های آلی به صورت کلات با مواد آلی وجود دارد (۱۱). وجود مقدار آهن کافی در گیاه برای سلامت گیاه و ذخیره عناصر غذایی برای انسان ها و حیوانات ضروری می باشد. آهن بخش تکمیل کننده ساختمان بسیاری از آنزیم های آنتی اکسیدانت^۴ است و یا در فعال سازی آنها نقش دارد (۱۱ و ۱۴). این عنصر جزء ساختار سیتوکروم ها^۵، فردوکسین ها^۶ و

لگ هموگلوبین^۷ ها می باشد و در بسیاری از فعالیت های حیاتی گیاه از قبیل فتوسنتز، تنفس و تثبیت مولکولی نیتروژن شرکت می کند. آهن در ساختمان پروتئین های هم^۸ که پیش نیاز ساخت کلروفیل می باشند نیز وجود دارد (۱۴ و ۲۳). مقدار آهن موجود در گیاه متغیر است و همواره به توانایی گیاه در جذب آهن بستگی ندارد و گاهی اوقات با توجه به شرایط خاک، آب، هوا و سن گیاه تغییر می کند. به طور کلی گیاهان خانواده لگومینوز بیشترین مقدار آهن را در بین گیاهان جذب می کنند. اگر آهن قابل دسترس در خاک فراوان باشد گیاه بیش از مقدار مورد نیاز خود آهن جذب می کند. کمبود آهن سبب بروز نشانه های زردبریگی (کلروز)^۹ می شود و از مهمترین عوامل تأثیرگذار بر عملکرد و کیفیت محصولات کشاورزی سرتاسر جهان می باشد (۳ و ۱۴). کمبود آهن در اغلب مناطق کشاورزی دنیا شایع است و با افزایش واکنش و آهک خاک تشدید می شود (۶).

گیاهان در انحلال مواد معدنی موجود در خاک و تغییر

۱- دانشجوی دکتری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

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

۳- استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

(*)- نویسنده مسئول:

(Email: sepehri@shirazu.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v31i3.40267

4- Antioxidant

5- Cytochromes

6- Ferredoxins

7- Leghemoglobin

8- Hem-proteins

9- Chlorosis

سکوسترین (FeEDDHA) می‌باشد.

جهت انجام آزمایش گلخانه‌ای که به مدت ۱۵۰ روز به طول انجامید، گیاهان مورد مطالعه در گلدان‌های ۷۰۰ گرمی حاوی مخلوط شن کوآرتزی (۶۰۰ گرم)، کانی‌های میکایی (۱۸/۸۴ گرم فلوگوپیت و ۱۷/۵۴ گرم موسکویت) و کوکوپیت (یک درصد) کاشته شدند. کانی‌های میکایی و شن کوآرتزی از معادن موجود در همدان تهیه گردید که به منظور بررسی ترکیب عنصری و مناسب بودن آن‌ها تجزیه عنصری فلورسانس پرتو ایکس (XRF) قبلاً انجام شده بود (۱۹) (جدول ۱). پس از حصول اطمینان از ناچیز بودن مقدار آهن در شن کوآرتزی، جهت تهیه بسترکشت گیاهان از شن کوآرتزی در اندازه بزرگتر از ۲۰۰ مش و کانی‌های میکایی در اندازه کوچکتر از ۱۴۰ مش استفاده شد. همچنین، جهت حذف آلودگی و ناخالصی موجود در سطوح تبادلی کانی‌های میکایی، این کانی‌ها با استفاده از محلول کلرید کلسیم ۰/۵ نرمال از کلسیم اشباع شدند، سپس کانی‌ها با آب مقطر تا زمان خارج شدن کلر اضافی شسته شدند. مقدار کانی اضافه شده به هر گلدان به گونه‌ای تنظیم شد که مقدار ۰/۳۵ درصد K_2O را تامین نماید. در چنین شرایطی، مقدار کل آهن محیط برای گلدان‌های حاوی کانی‌های موسکویت و فلوگوپیت به ترتیب ۱/۷۷ و ۴/۲۱ درصد بود. پس از کشت گیاهان (دو بوته در هر گلدان)، رطوبت گلدان‌ها در تمام دوره کشت با استفاده از آب مقطر در حد رطوبت ظرفیت مزرعه حفظ گردید. همچنین از محلول غذایی در دو نوع کامل و بدون آهن برای تغذیه گیاهان استفاده شد (۲۴).

برداشت اندام هوایی یونجه و جو به ترتیب در سه و چهار مرحله در طول دوره کشت آنها انجام شد. پس از اندازه‌گیری وزن خشک گیاه در هر مرحله، عصاره‌گیری از آن به روش خاکستر خشک (۱۳) انجام و غلظت آهن موجود در عصاره به وسیله دستگاه جذب اتمی تعیین شد. همچنین، در پایان دوره آزمایش وزن خشک، غلظت و جذب کل مجموع چین‌ها محاسبه گردید. ریشه‌ها نیز در پایان دوره کشت از بسترکشت جدا و پس از شستشو با آب مقطر مشابه اندام هوایی مورد تجزیه قرار گرفتند. پ-هاش عصاره بستر گلدان‌ها نیز دو بار در طول فصل رشد اندازه‌گیری شد (۶۰ و ۱۲۰ روز).

نتایج و بحث

تجزیه واریانس داده‌های مربوط به وزن خشک، غلظت و جذب آهن ریشه و اندام هوایی گیاهان در جدول ۲ نشان داده شده است.

وزن خشک اندام هوایی و ریشه

میانگین وزن خشک اندام هوایی و ریشه دو گیاه یونجه و جو بر حسب گرم در گلدان به ترتیب در شکل ۱-الف و ۱-ب نشان داده شده است. بیشترین زیست توده تولید شده در گیاه جو مربوط به

ویژگی‌های شیمیایی محلول خاک نقش دارند. این عمل عمدتاً در افق‌های بالایی خاک و در فاصله چند میلیمتری اطراف ریشه اتفاق می‌افتد. هوادیدگی مواد معدنی در محیط ریزوسفر که بسیار متأثر از pH این محیط می‌باشد، بسیار سریعتر از محیط خاک اطراف می‌باشد. گیاهان از طریق توسعه سیستم ریشه‌ای خود به طور فیزیکی باعث خرد شدن ذرات مواد معدنی و در نتیجه فراهم آوردن سطح جدیدی برای هوادیدگی می‌شوند. همچنین با تولید اسیدهای آلی و پرتون مستقیماً بر هوادیدگی مواد معدنی تأثیر می‌گذارند (۴). برقرار شدن شرایط احیایی در ریزوسفر گیاهان موجب افزایش انحلال عناصر حساس به این شرایط مانند آهن می‌شود. گیاهان عمدتاً با تغییر pH، تولید کمپلکس، تغییر غلظت عناصر محلول خاک و به مقدار کمتر تأثیر بر تغییر Eh محلول خاک، در فراهم شدن شرایط هوادیدگی و آزادسازی آهن از کانی‌ها نقش دارند. ریشه‌های فعال گیاه با دفع یون‌های پرتون و هیدروکسیل، سبب تغییر pH در ناحیه اطراف ریشه می‌شوند. جیلارد و همکاران (۹) نشان دادند که pH محیط ریزوسفر گیاه بسته به وضعیت فیزیولوژیکی و عرضه مواد مغذی به گیاه می‌تواند تا ۲/۵ واحد کاهش یابد. ریشه‌ها مولکول‌های شیمیایی مختلفی با توجه به وضعیت تغذیه گیاه به ریزوسفر ترشح می‌کنند، برخی ریشه‌ها آنیون اسیدی آلی در پاسخ به کمبود فسفر و فیتوسیدر فور در شرایط کمبود آهن و روی ترشح می‌کنند (۷). وقتی گونه‌های دولپه‌ای در شرایط کمبود آهن قرار بگیرند مولکول‌های فنل از خود ترشح می‌کنند که بر روی حلالیت آهن و فسفر تأثیر دارند (۲۲). به طور کلی تولید کلات آهن سه ظرفیتی از بهترین روش‌هایی است که ریشه‌های گیاهان می‌توانند آهن مورد نیاز خود را بدست آورند (۱۸ و ۲۱).

کانی‌های میکایی در مناطق خشک و نیمه‌خشک فراوان می‌باشند و دارای نقش مهمی در تامین عناصر غذایی در طی دوره رشد گیاه می‌باشند (۱۰). مطالعات متعددی در مورد نقش این کانی‌ها در تامین پتاسیم مورد نیاز گیاه صورت گرفته است (۱۲ و ۱۷). لیکن اطلاعاتی در مورد امکان تامین آهن از کانی‌های میکایی که بعضاً دارای آهن قابل توجهی نیز می‌باشند وجود ندارد. لذا این مطالعه با هدف بررسی توانایی کانی‌های موسکویت و فلوگوپیت در تامین آهن مورد نیاز گیاهان یونجه و جو صورت پذیرفت.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در شرایط گلخانه‌ای به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل دو نوع کانی حاوی پتاسیم (فلوگوپیت و موسکویت)، دو نوع محلول غذایی (کامل و بدون آهن) و دو گونه گیاهی (یونجه و جو) بود. منبع آهن محلول غذایی کامل به شکل

بسترهای حاوی فلوگوپیت و موسکویت در شرایط غذایی محلول
کامل می‌باشد. اما در مورد گیاه یونجه، بیشترین زیست توده اندام
هوایی مربوط به بسترهای حاوی فلوگوپیت و تغذیه شده با محلول
غذایی بدون آهن می‌باشد.

جدول ۱- تجزیه عنصری کانی‌های میکایی مورد استفاده در آزمایش با استفاده از فلورسانس پرتو ایکس (درصد) (۱۹)

Table 1- Elemental analysis of micaceous minerals used in the experiment using XRF (%)

نوع کانی Mineral type	Na ₂ O	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	K ₂ O	CaO	Fe ₂ O ₃	MnO	P ₂ O ₅	TiO ₂	LOI*	Total
موسکویت Muscovite	0.64	0.08	33.99	48.34	9.98	0.17	1.77	0.06	0.03	0.06	4.5	99.54
فلوگوپیت Phlogopite	0.45	22.54	14.6	42.24	9.29	4.12	4.21	0.11	0.037	0.56	0.9	99.63

LOI*: کاهش وزن در دمای بالا

LOI: Loss on Ignition

جدول ۲- تجزیه واریانس بر پایه میانگین مربعات وزن خشک، غلظت آهن و جذب آهن

Table 2- Analysis of variance based on mean squares of dry weight, iron concentration and uptake

وزن خشک Dry matter		غلظت آهن Iron concentration		جذب آهن Iron uptake		درجه آزادی df	منابع تغییرات S.O.V
ریشه root	اندام هوایی shoot	ریشه root	اندام هوایی shoot	ریشه root	اندام هوایی shoot		
0.02	23.34**	3420.1*	144.30	0.063	0.20**	1	محلول غذایی Nutrient solution
2.02**	71.3**	192873**	4187.31**	2.65**	1.65**	1	کانی Mineral
0.49	129.69**	59351.8**	926.90*	0.77**	1.72**	1	گیاه Plant
0.11	11.11**	19751.34**	1878.50**	0.15**	0.02	1	محلول غذایی × گیاه Nutrient solution × Plant
0.02	4.76*	38440.01**	396.3	0.42**	0.31**		کانی × گیاه Mineral × Plant
0.64	26.27**	2137.60	1804.92**	0.001	0.52**	1	کانی × محلول غذایی Mineral × Nutrient
0.0.1	0.13	33115.5**	29.60	0.36**	0.009	1	کانی × محلول غذایی × گیاه Mineral × Nutrient × Plant
0.21	0.76	739.05	116.9	0.015	0.01	16	خطا Error

*, ** به ترتیب معنی‌داری در سطح یک و پنج درصد

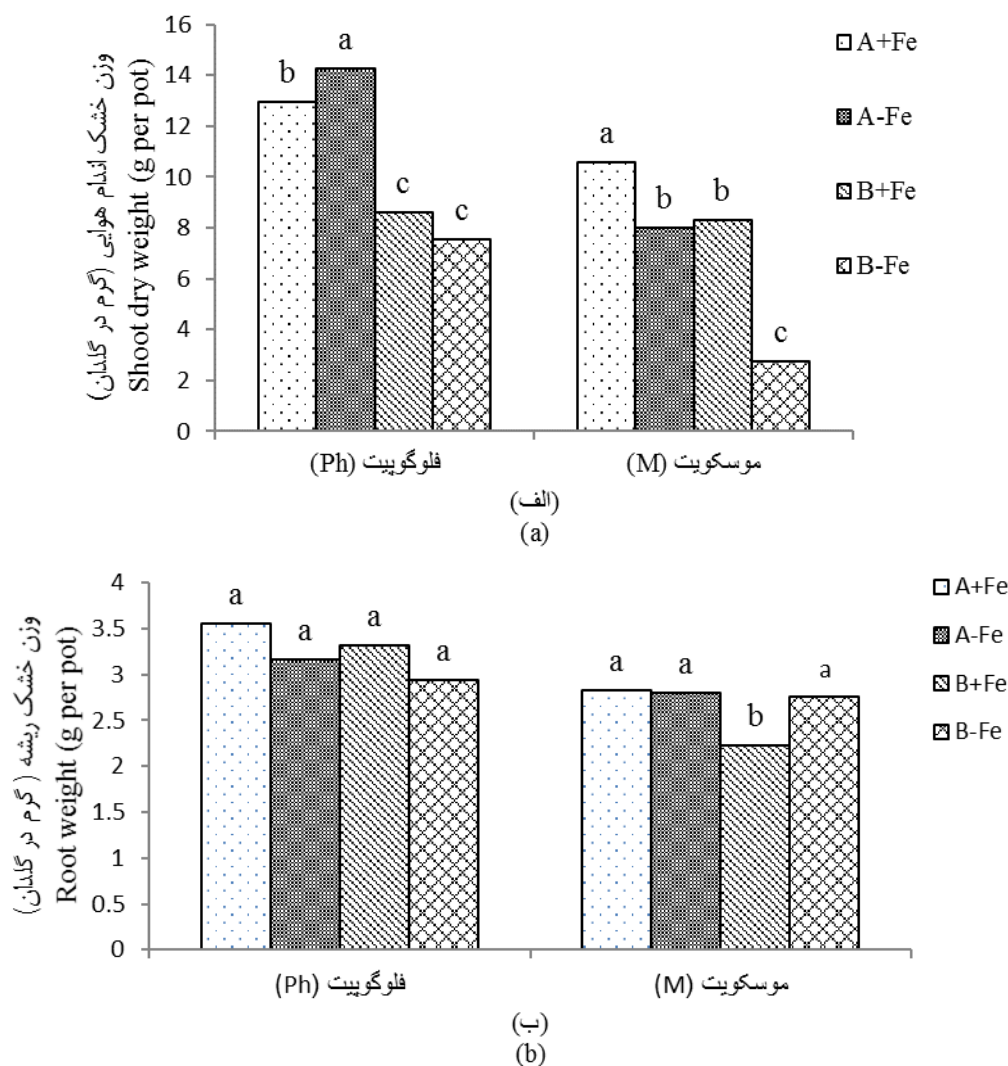
Significant at 5% and 1%, respectively*, **

احتمال ۵ درصد وجود دارد. این نتایج نشان می‌دهد که کانی
فلوگوپیت توانسته است مقدار آهن مورد نیاز گیاه را تامین نماید و در
نتیجه گیاهان در شرایط تغذیه با دو محلول غذایی، زیست توده تقریباً
یکسانی تولید نمودند. گیاهان کشت شده در هر دو بستر کشت حاوی
فلوگوپیت و موسکویت تا اواخر دوره رشد علائم کمبود آهن را نشان

وزن خشک اندام هوایی یونجه کشت شده در بسترهای حاوی
فلوگوپیت تغذیه شده با محلول غذایی کامل و بدون آهن دارای
اختلاف معنی‌دار و برای گیاه جو فاقد اختلاف معنی‌دار در سطح
احتمال ۵ درصد می‌باشد. بین گیاهان کشت شده در بسترهای حاوی
موسکویت و تغذیه شده با دو محلول غذایی تفاوت معنی‌دار در سطح

گیاهان تغذیه شده با محلول غذایی کامل می‌باشد. برخلاف آنچه در مورد اندام هوایی گفته شد، وزن خشک ریشه گیاهان یونجه کشت شده در بسترهای حاوی موسکویت و تغذیه شده با دو محلول غذایی کامل و بدون آهن اختلاف معنی‌داری با یکدیگر نشان ندادند.

ندادن و وضع ظاهری گیاهان تغذیه شده با محلول غذایی بدون آهن کاملاً همانند گیاهان تحت تغذیه با محلول غذایی کامل بود. همانگونه که در شکل ۱-ب دیده می‌شود، بیشترین زیست توده ریشه گیاهان کشت شده در بسترهای حاوی فلوگوپیت مربوط به



شکل ۱ - وزن خشک اندام هوایی (الف) و ریشه (ب) در بسترهای حاوی فلوگوپیت و موسکویت، تحت تاثیر دو تیمار محلول غذایی. میانگین‌های دارای حروف مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد می‌باشند.

Figure 1- shoot (a) and root (b) dry weight in media containing phlogopite and muscovite, affected by two nutrient solutions treatments. Means with the same letters are not significantly different at $P \leq 0.05$. A+F: alfalfa fed with complete nutrient solution; A-Fe: alfalfa fed with iron-free nutrient solution; B+Fe: barley fed with complete nutrient solution; B-Fe: barley fed with iron-free nutrient solution; Ph: phlogopite. M: muscovite

مقدار غلظت آهن گیاهان جو و یونجه در بستر کشت حاوی فلوگوپیت و به ترتیب در تیمارهای محلول غذایی بدون آهن و کامل مشاهده شد. در حالیکه غلظت آهن گیاهان کشت شده در بسترهای حاوی موسکویت در تیمار محلول غذایی کامل بیشتر از محلول غذایی بدون

غلظت آهن اندام هوایی

میانگین غلظت آهن موجود در اندام هوایی یونجه و جو کشت شده در بسترهای کشت حاوی فلوگوپیت و موسکویت بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم در شکل ۲-الف نشان داده شده است. بیشترین

آهن بود.

شکل ۲-ب نشان می‌دهد که بیشترین مقدار غلظت آهن برای ریشه در بسترهای حاوی فلوگوپیت مربوط به گیاه یونجه تغذیه شده با محلول غذایی بدون آهن می‌باشد. همچنین بیشترین مقدار غلظت آهن برای ریشه در بسترهای حاوی فلوگوپیت مربوط به گیاهان تغذیه شده با محلول غذایی کامل می‌باشد. به طور کلی، غلظت آهن در ریشه گونه‌های گیاهی مورد مطالعه بیشتر از اندام هوایی آن‌ها بود. دلیل بالا بودن غلظت آهن در ریشه گیاه را می‌توان به تاثیر فیتوسیدروفور^۱ و اسیدهای آلی تولید شده توسط ریشه مربوط دانست. دانست. تولید فیتوسیدروفور و اسیدهای آلی باعث ایجاد کلات با آهن سه ظرفیتی در ریزوسفر گیاه می‌شود. آهن موجود در کلات‌های تولید شده پس از ورود کلات‌ها به آپوپلاست، تحت تاثیر واکنش‌هایی از کلات جدا و وارد آوند چوبی می‌شود. فیتوسیدروفورها و اسیدهای آلی در فضای آپوپلاست آهن را به راحتی در اختیار گیاه قرار نمی‌دهد و باعث تجمع آهن در ریشه گیاه می‌شوند، هر چند با گذشت زمان مقداری از این آهن تجمع یافته به اندام هوایی گیاه انتقال می‌یابد (۲، ۱۵ و ۲۶).

علت وجود اختلاف غلظت آهن در گیاه جو کشت شده در بستر فلوگوپیت تحت تاثیر دو تیمار محلول غذایی را می‌توان به ترشحات ریشه‌ای گیاهان تغذیه شده با محلول بدون آهن نسبت داد. ترشح شدن کلات‌ها از ریشه گیاهان در واکنش به کمبود آهن به اثبات رسیده است. نتایج تحقیقات نشان می‌دهد که در شرایط کمبود آهن فیزیولوژی گیاهان گرامینه مانند گندم، جو، برنج و ذرت تغییر می‌کند، بدین صورت که خروج فیتوسیدروفور از ریشه این گیاهان در چنین شرایطی، باعث حلالیت ترکیبات آهن‌دار و در نتیجه افزایش میزان برداشت آهن توسط گیاه می‌شود (۱). اسیدهای آلی در خاک در اثر فرآیندهایی مانند فعالیت‌های ریزوسفری، سوخت و ساز میکروبی، تجزیه بقایای گیاهی، حیوانی و مواد هومیکی خاک بوجود می‌آیند (۵). موسکوا و همکاران (۱۶) ترشح شدن ایزوفلانوئید فیتولکسین [۲-۳ و ۳'-۵-دی هیدروکسیل فنل] ۵ و ۶-دی هیدروکسیبین زفوران^۲ از ریشه یونجه در شرایط کمبود آهن گزارش کردند و بیان نمودند که این ترکیب باعث افزایش حلالیت سولفات آهن سه ظرفیتی و در نتیجه باعث افزایش جذب آهن و فسفر برای گیاه می‌شود (۱۶). فنولیک با آهن و آلومینوم تولید کلات پایدار میکند و باعث افزایش حلالیت آهن و آلومینوم می‌شود. همچنین سیب‌زمینی در شرایط کمبود آهن کافیک اسید^۳ ترشح میکند که باعث افزایش

حلالیت و جذب آهن از منابع‌های غیر محلول آهن می‌شود (۲۰).

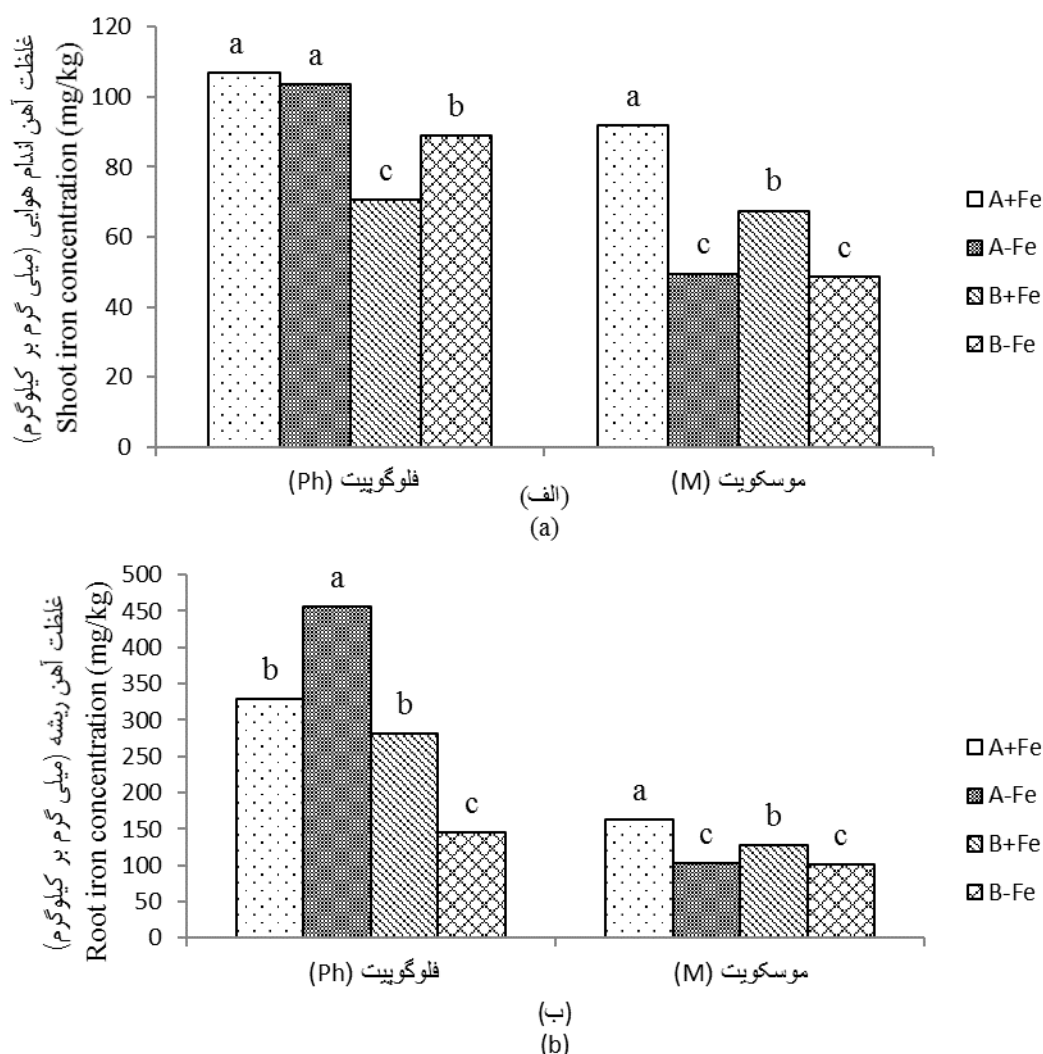
نتایج نشان می‌دهد که بسترکشت حاوی کانی فلوگوپیت در هر دو گونه گیاهی (یونجه و جو) تغذیه شده با محلول غذایی بدون آهن، توانایی تامین آهن مورد نیاز گیاهان در طول فصل رشد را داشته است (شکل ۱-الف). دامنه کفایت غلظت آهن برای یونجه ۲۵۰-۳۰ میلی گرم بر کیلوگرم می‌باشد (۱۳). با توجه به دامنه کفایت پایین یونجه مشاهده می‌شود که حتی در بسترهای کشت حاوی موسکویت غلظت آهن گیاه در حد کفایت قرار دارد. حد کفایت آهن برای گیاه جو به درستی تعیین نشده است، لذا با توجه به مقادیر کفایت آهن برای گندمیان و یولاف احتمالاً حد کفایت آهن در جو ۲۵۰-۲۵ میلی گرم بر کیلوگرم می‌باشد (۱۳). بنابراین، می‌توان چنین اظهار نمود که آهن مورد نیاز گیاه جو نیز در بستر کشت موسکویت تامین شده است.

جذب آهن اندام هوایی

میانگین آهن جذب شده توسط اندام هوایی گیاهان یونجه و جو کشت شده در بسترهای حاوی فلوگوپیت و موسکویت در شکل ۳-الف نشان داده شده است. مقدار جذب آهن توسط هر دو گیاه کشت شده در بستر فلوگوپیت و تغذیه شده با محلول غذایی بدون آهن نسبت به گیاهان تغذیه شده با محلول غذایی کامل تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد نشان ندادند. در حالیکه مقدار جذب آهن گیاهان جو و یونجه کشت شده در بستر موسکویت و تغذیه شده با محلول غذایی کامل بیشتر از گیاهان تغذیه شده با محلول غذایی بدون آهن می‌باشد و اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد مشاهده می‌شود. در هر دو بستر حاوی موسکویت و فلوگوپیت بیشترین مقدار جذب آهن مربوط به گیاه یونجه می‌باشد.

بیشترین مقدار جذب آهن توسط ریشه مربوط به گیاه یونجه کشت شده در بستر فلوگوپیت و تغذیه شده با محلول غذایی بدون آهن می‌باشد. همچنین در بستر کشت فلوگوپیت بین مقدار جذب آهن توسط ریشه در شرایط تغذیه با محلول غذایی کامل و بدون آهن اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد وجود دارد (شکل ۳-ب). نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که مقدار جذب آهن در یونجه در هر دو نوع محلول غذایی و هر دو نوع بستر کشت (فلوگوپیت و موسکویت) تقریباً بیشتر از گیاه جو می‌باشد. چنین به نظر می‌رسد که گیاه یونجه به دلیل ترشحات فراوان ریشه‌ای توانسته مقدار آهن بیشتری را جذب نماید. نتایج نشان می‌دهد pH خاک گلدان‌هایی که گیاه یونجه در آن کاشته شده بود پایین‌تر از گلدان‌های دارای گیاه جو بود (جدول ۲) که احتمالاً دلیل آن مربوط به تولید بیشتر ترشحات ریشه‌ای در گیاه یونجه می‌باشد (۱۱).

- 1- Phytosiderophore
- 2-Isoflavonoidphytoalexin [2-(3,5-dihydroxyphenyl)-5,6-dihydroxyben zofuran]
- 3- Caffeic acid



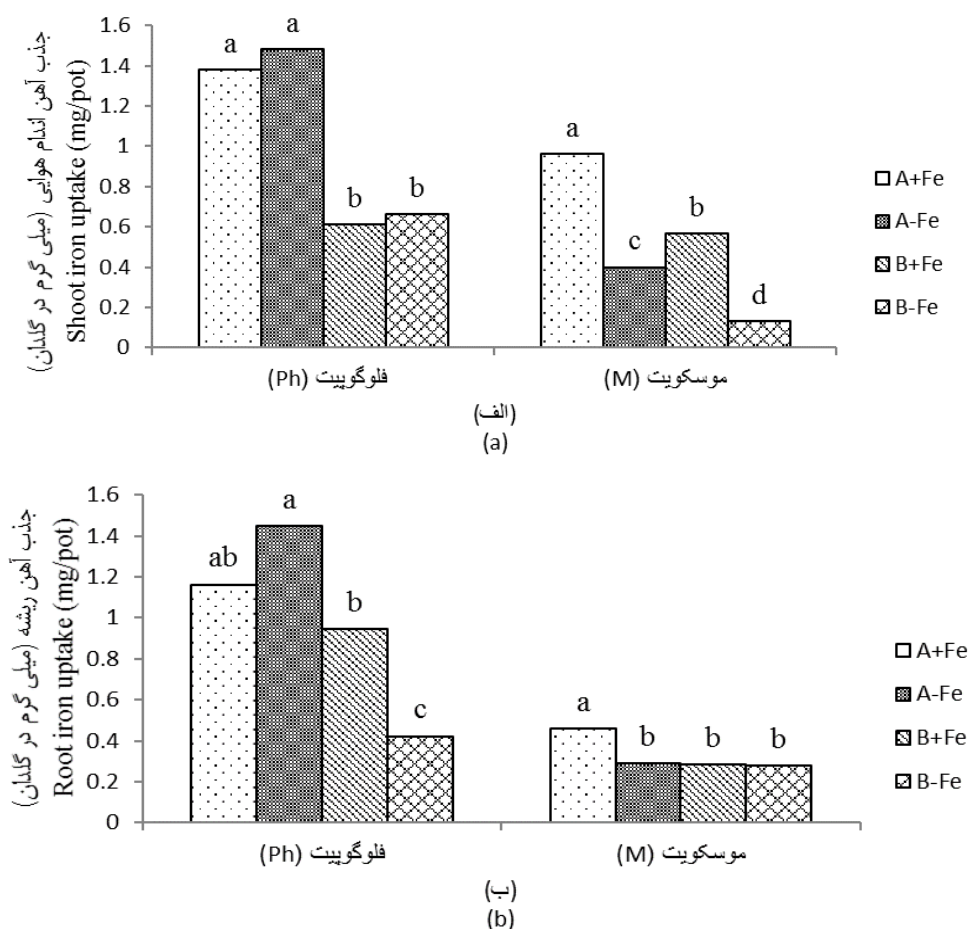
شکل ۲ - میانگین غلظت آهن اندام هوایی (الف) و ریشه (ب) در بسترهای کشت حاوی فلوگوپیت و موسکویت، تحت تاثیر دو تیمار محلول غذایی. میانگین‌های دارای حروف مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد می‌باشند.

Figure 2- mean of iron concentration in shoot (a) and root (b) in media containing phlogopite and muscovite, affected by two nutrient solution treatments. Means with the same letters are not significantly different at $P \leq 0.05$. A+Fe: alfalfa fed with complete nutrient solution; A-Fe: alfalfa fed with iron-free nutrient solution; B+Fe: barley fed with complete nutrient solution; B-Fe: barley fed with iron-free nutrient solution; Ph: phlogopite. M: muscovite

نتیجه‌گیری کلی

نتایج بدست آمده از این پژوهش به روشنی نشان می‌دهد که آهن ساختمانی کانی فلوگوپیت قادر به تامین آهن مورد نیاز گیاه در طول دوره کشت می‌باشد و آهن رها شده از کانی مذکور برای دو گیاه یونجه و جو در محدوده کفایت قرار دارد. کانی فلوگوپیت به دلیل اینکه کانی تری‌اکتاهدرال می‌باشد و دارای آهن بیشتر و ساختمان ضعیف‌تر نسبت به کانی موسکویت است، در طول دوره رشد گیاه توانسته است آهن بیشتری در اختیار گیاه قرار دهد.

مقدار جذب آهن در بستر فلوگوپیت بیشتر از بستر موسکویت می‌باشد که دلیل این امر را می‌توان مقاومت بسیار کمتر فلوگوپیت نسبت به موسکویت (۱۲) و مقدار نسبی بالاتر آهن در ساختمان فلوگوپیت (جدول ۱) ذکر نمود. سیلیکات‌هایی مانند میکای تری‌اکتاهدرال که در ساختار خود دارای آهن دو ظرفیتی هستند در مقایسه با سیلیکات‌های دیگر با سرعت بیشتری هواده می‌شوند. آهن دو ظرفیتی در نتیجه اکسایش به آهن سه ظرفیتی تبدیل می‌شود و میکروارگانیزم‌ها به طور غیر مستقیم بر روی واکنش‌های اکسیدی آهن دو ظرفیتی تاثیر می‌گذارند (۸ و ۲۵).



شکل ۳ - میانگین جذب آهن اندام هوایی (الف) و ریشه (ب) در بسترهای کشت حاوی فلوگوپیت و موسکویت، تحت تاثیر دو تیمار محلول غذایی. میانگین‌های دارای حروف مشترک فاقد اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد می‌باشند.

Figure 3- mean of iron uptake in shoot (a) and root (b) in media containing phlogopite and muscovite, affected by two nutrient solution treatments. Means with the same letters are not significantly different at $P \leq 0.05$. A+F: alfalfa fed with complete nutrient solution; A-Fe: alfalfa fed with iron-free nutrient solution; B+Fe: barley fed with complete nutrient solution; B-Fe: barley fed with iron-free nutrient solution; Ph: phlogopite. M: muscovite

جدول ۳- میانگین pH گلدان‌ها (۶۰ و ۱۲۰ روز)

Table 3- mean of pH of the pots (mean of two times extraction)

محلول‌های غذایی		بسترهای کشت	گونه‌های گیاهی Plant species
بدون آهن Iron-free	کامل Complete	Media	
6.98	7.04	فلوگوپیت Phlogopite	جو Barley
7.03	7.01	موسکویت Muscovite	
6.67	6.88	فلوگوپیت Phlogopite	یونجه Alfalfa
6.85	6.92	موسکویت Muscovite	

می‌شود. همچنین با توجه به اینکه کانی‌های میکایی دارای مقدار آهن قابل توجهی هستند و می‌توانند در طول دوره کشت نیاز گیاه به این عنصر را تامین کنند، بررسی امکان تامین آهن در دوره‌های طولانی‌تر رشد از کانی‌های میکایی ضروری است.

گیاه یونجه با توجه به سیستم ریشه‌ای خود و تولید اندام هوایی بیشتر توانسته است مقدار آهن بیشتری از کانی‌های میکایی آزاد نماید. بنابراین مطالعات بیشتری برای درک مکانیسم عمل ریشه گیاه و ترشحات آن در جذب آهن موجود در کانی‌های میکایی پیشنهاد

منابع

- 1- Brown J. C., and Jolley V.D. 1989. Plant metabolic responses to iron-deficiency stress. *BioScience*, 39: 546-551.
- 2- Bar-Ness E., Hadar Y., Chen Y., Romheld V., and Marschner H. 1992. Short-term effects of rhizosphere microorganisms on Fe uptake from microbial siderophores by maize and oat. *Plant Physiology*, 100: 451-456.
- 3- Cakmak I., Pfeiffer W.H., and McClafferty B. 2010. Biofortification of durum wheat with zinc and iron. *Cereal Chemistry*, 87: 10-20.
- 4- Calvaruso C., Mareschal L., Turpault M.P., and Leclerc E. 2009. Rapid clay weathering in the rhizosphere of Norway spruce and oak in an acid forest ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 73: 331-338.
- 5- Farpoor M.H. 2002. Relationship between geomorphology and evolution of Rafsanjan soils. Soil sciences Ph.D thesis, college of agriculture, Isfahan University of Technology, 226p.
- 6- Fernandez V., and Ebert G. 2005. Foliar iron fertilization: a critical review. *Journal of Plant Nutrition*, 28: 2113-2124.
- 7- Haynes R.J. 1990. Active ion uptake and maintenance of cation/anion balance: A critical examination of their role in regulating rhizosphere pH. *Plant and Soil*, 126: 247-264.
- 8- Hopf J., Langenhorst F., Pollok K., Merten D., and Kothe E. 2009. Influence of microorganisms on biotite dissolution: an experimental approach. *Chemie Der Erde Geochemistry*, 69: 45-56.
- 9- Jaillard B., Ruiz L., and Arvieu J. C. 1996. pH mapping in transparent gel using color indicator videodensitometry. *Plant and Soil*, 183: 85-95.
- 10- Jalali M. 2005. Release kinetics of nonexchangeable potassium in calcareous soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36: 1903-1917.
- 11- Kabata-Pendias A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd Ed. CRC Press. Boca Raton, FL.
- 12- Khayamim F., and Khademi H. 2010. The ability of three plant species to take up potassium from phlogopite. *Journal of Plant Production*, 17(4): 91-109. (in Persian with English abstract)
- 13- Khoshgoftarmansh A.H. 2007. Principles of Plant Nutrition. Isfahan University of Technology press, 461p. (in Persian)
- 14- Marschner H. 2008. Mineral Nutrition of Higher Plants. 2nd Ed., Academic Press. Landan. UK.
- 15- Marschner P., Crowley D., and Rengel Z. 2011. Rhizosphere interactions between microorganisms and plants govern iron and phosphorus acquisition along the root axis—model and research methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 43: 883-894.
- 16- Masaoka Y., Kojima M., Sugihara S., Yoshihara T., Koshino M., and Ichihara A. 1993. Dissolution of ferric phosphate by alfalfa (*Medicago sativa* L.) root exudates. *Plant and Soil*, 155: 75-78.
- 17- Naderizadeh Z. 2009. Effect of organic matter on potassium uptake ability from micaceous minerals by alfalfa and possibility mineral transformation. Soil Sciences Master Thesis, college of agriculture, Isfahan University of Technology, 113p. (in Persian)
- 18- Neilands J.B., Leong S.A. 1986. Siderophores in relation to plant growth and disease. *Annual Review Plant Physiology*, 37: 187-208.
- 19- Norouzi S., and Khademi H. 2010. Ability of alfalfa (*Medicago sativa* L.) to take up potassium from different micaceous minerals and consequent vermiculitization. *Plant and Soil*, 328: 83-93.
- 20- Olsen R.A., Bennett J. H., Blume D., and Brown J. C. 1981. Chemical aspects of the Fe stress response mechanism in tomatoes. *Journal of Plant Nutrition*, 3: 905-921.
- 21- Powell P.E., Stanislo P.J., Cline G.R., Reid C.P.P. 1982. Hydroxamate siderophores in the iron nutrition of plants. *Journal of Plant Nutrition*, 5: 653-673.
- 22- Romheld V. 1987. Different strategies for iron acquisition in higher plants. *Physiologia Plantarum*, 70: 231-234.
- 23- Sanchez A.S., Juarez M., Sanchez-Andreu J., Jorda J., and Bermadez D. 2005. Use of humic substances and amino acids to enhance iron availability for tomato plants from applications of the chelate FeEDDHA. *Journal of Plant*

Nutrition, 28: 1877-1886.

24- Stegner R. 2002. plant Nutrition Studies. Lamotte Company, Maryland, USA. P. 76.

25- Styriakova I., Bhatti T.M., Bigham J.M., tyriak I., Vuorinen A., and Tuovinen O.H. 2004. Weathering of phlogopite by *Bacillus cereus* and *Acidithiobacillusferrooxidans*. Canadian Journal of Microbiology, 50: 213-219.

26- Wiren N.V., Romheld V., Shioiri T., and Marschner H. 1995. Competition between microorganisms and roots of barley and sorghum for iron accumulated in the root apoplasm. New Phytologist, 130: 511-521.



The Ability of two Plant Species to Uptake of Iron from Substrates Containing Muscovite and Phlogopite

M. Soleimanzadeh¹- H. Khademi²- M. Sepehri^{3*}

Received: 16-07-2015

Accepted: 11-09-2016

Introduction: Iron is one of the essential micronutrients for plant growth. The total amount of iron in soil is often more than plant iron requirement, but the low solubility of iron compounds in many of soils leads to low uptake of this element by plant and eventually, results in iron deficiency symptoms in plant. Iron is the structural component of cytochromes, leghemoglobins and ferredoxins. This element participates in many vital activities of plants, such as photosynthesis, respiration and fixation of molecular nitrogen. Some of micaceous minerals including muscovite and phlogopite which contain significant amounts of iron are plentiful in soils of arid and semiarid regions of Iran. The purpose of this study was to evaluate the ability of two plant species (alfalfa and barley) to uptake structural iron from muscovite and phlogopite.

Materials and Methods: The greenhouse experiment was conducted as factorial arrangement based on completely randomized design with three replicates. Treatments consisted of two plant species (alfalfa and barley), two types of micaceous minerals (phlogopite and muscovite) and two nutrient solutions (complete and iron-free). The experiment was done in 700 g pots containing a mixture of quartz sand (as the filling material), cocopeat and micaceous minerals (phlogopite and muscovite). Quartz sand and micaceous mineral were obtained from a mine near Hamadan City in Iran. For this purpose, X-ray elemental analysis fluorescence (XRF) was used to investigate the possibility of using quartz sand and micaceous mineral. Micaceous minerals were passed through a 140 mesh sieve and then, samples were saturated with Ca using a 0.5 M CaCl₂ solution. To remove the excess Cl, saturated minerals were washed with distilled water several times and then samples were oven dried at 105 °C. Pots were filled with a mixture of 600 g quartz sand, micaceous mineral and cocopeat. The amount of mineral was added until there was 0.35% K₂O in all pots. Two barley and alfalfa seeds were planted in each pot. During the growth period (150 days), plants were irrigated and fed with distilled water and nutrient solutions, respectively. At the end of the growth period, shoots and roots of plants were harvested and iron contents of plants extracts were measured by atomic absorption.

Results and Discussion: For two plant species, the results showed that iron concentration in the pots containing phlogopite and fed with iron-free nutrient solution was in a sufficient range for both barley and alfalfa. The amount of iron uptake by alfalfa in both substrates and nutrition solutions was more than barley. It seems that alfalfa is able to uptake more amount of iron due to the abundant root exudates. The highest amount of iron uptake by root is related to alfalfa cultivated in substrates containing phlogopite and fed with iron-free nutrient solution. The highest barley shoots weight is related to substrates containing phlogopite and muscovite fed with complete (with iron) nutrient solution, whereas in alfalfa, the highest shoot weight is related to phlogopite-containing substrates fed with iron-free nutrient solution. Plants cultivated in two substrates containing phlogopite and muscovite did not show deficiency symptoms until late growth period and appearance of plants fed with iron-free nutrient solution was completely similar to those fed with complete nutrient solution. The amount of iron uptake by roots is several times higher than that of shoots. High uptake of iron by plant roots are affected by phytosiderophores produced by plant roots. Phytosiderophores produce chelate Fe (III) in the rhizosphere. These chelates are absorbed into the apoplast of roots and Fe (III) is separated from them as a result of certain reactions, and takes the path to xylem.

Conclusion: The results of this study indicate that iron structural phlogopite and muscovite minerals can provide iron requirement for plant during the growth season. Since phlogopite is a tri-octahedral mineral, it has more Fe (II) and its structure is weaker than muscovite, and hence, is able to provide more iron for the plant during growth season. But muscovite is di-octahedral and its structure contains Al⁺³, so octahedral may not easily release its elements into the rhizosphere for the plants utilization. The factors influence the release of elements from micaceous minerals are structure and type of mineral. Alfalfa is able to release more iron from micaceous minerals thanks to its root systems and ability to produce more shoot. Since micaceous minerals have

1- Ph.D. Student of Soil Science Department at Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

2- Professor of Soil Science Department at Isfahan University of Technology

3- Assistant Professor of Soil Science Department at Shiraz University

(*-Corresponding Author Email: m.sepehri@shirazu.ac.ir)

considerable amount of iron and are able to provide iron requirement for plant during growth season, it is recommended to investigate whether micaceous minerals are able to supply this element for longer growth periods.

Keywords: Alfalfa, Barley, Micaceous minerals



اثر متقابل کادمیم و روی بر رشد و ترکیب شیمیایی ذرت

سیروس صادقی^{۱*} - شاهین اوستان^۲ - نصرت اله نجفی^۳ - مصطفی ولیزاده^۴ - حسن منیری فر^۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۹/۰۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۹/۱۵

چکیده

دو فلز Zn و Cd رفتار ژئوشیمیایی مشابهی دارند؛ از اینرو، اثر Zn بر تجمع Cd در گیاهان حائز اهمیت است. در این تحقیق، برای بررسی اثر متقابل Zn و Cd بر رشد و ترکیب شیمیایی ذرت (*Zea mays* cv. single cross 704)، آزمایش گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور Cd در هشت سطح (صفر، ۰/۵، ۱/۵، ۲/۵، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ mg kg⁻¹) از منبع 3CdSO₄.8H₂O و Zn در هشت سطح (صفر، ۵، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰، ۴۰۰ و ۸۰۰ mg kg⁻¹) از منبع ZnSO₄.7H₂O، در سه تکرار با کشت گیاه ذرت در یک خاک شن لومی اجرا شد. بعد از ۶۰ روز، وزن خشک بخش هوایی و ریشه و غلظت‌های Zn، Cd، Fe، Mn و Cu در این دو بخش اندازه‌گیری شدند. در سطوح ۰/۵، ۲/۵، ۵ و ۲۰ mg Cd kg⁻¹ (به استثنای تیمار Cd0.5-Zn25)، کاربرد ۵ تا ۵۰ mg Zn kg⁻¹ در مقایسه با سطح صفر Zn باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی شده و در سطوح بالاتر Zn، کاهش این صفت مشاهده شد. در سطوح ۵ و ۱۰ mg Cd kg⁻¹، کاربرد ۵ تا ۸۰۰ mg Zn kg⁻¹ باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی شده و در سطوح بالاتر Zn، کاهش این صفت مشاهده شد. در سطح ۴۰ mg Cd kg⁻¹، کاربرد ۵ تا ۸۰۰ mg Zn kg⁻¹ باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی شد و با کاربرد ۴۰۰ mg Zn kg⁻¹، کاهش این صفت مشاهده شد. در سطح ۰/۵ mg Cd kg⁻¹، کاربرد تمامی سطوح Zn باعث افزایش غلظت Cd بخش هوایی شد؛ اما در سطح ۸۰ mg Cd kg⁻¹، مصرف ۵ تا ۲۰۰ mg Zn kg⁻¹ باعث کاهش غلظت Cd بخش هوایی شد. در همین سطح Cd، مصرف ۴۰۰ mg Zn kg⁻¹ باعث افزایش غلظت Cd بخش هوایی گردید. با توجه به نتایج، در سطوح پایین Cd، مصرف Zn در هر سطح باعث افزایش غلظت Cd بخش هوایی و ریشه شد، اما در سطوح بالای Cd، مصرف سطوح پایین Zn باعث کاهش غلظت Cd بخش هوایی و ریشه گردید و با مصرف سطوح بالای Zn، افزایش این صفت مشاهده شد. به طور کلی، در تمامی سطوح Cd، کاربرد مقادیر متوسط Zn از انباشت Cd در بخش هوایی جلوگیری کرد، ولی مصرف مقادیر کم و زیاد Zn باعث تشدید این انباشت گردید.

واژه‌های کلیدی: انباشت، Cd، Zn، وزن خشک بخش هوایی و ریشه

مقدمه

آلودگی فلزات سنگین نه تنها به طور مستقیم بر ویژگی‌های شیمیایی، فراهمی عناصر غذایی و فعالیت‌های زیستی خاک اثر می‌گذارد، بلکه خطر جدی برای سلامتی انسان از طریق ورود به زنجیره غذایی محسوب می‌شود (۱۰). کادمیم یک فلز سنگین غیر ضروری بوده و برای گیاه به شدت سمی است. این فلز باعث مهار

رشد و حتی مرگ گیاه می‌شود. فرآیندهای متابولیکی مانند فتوسنتز و تنفس سلولی بر اثر سمیت Cd مختل می‌شوند (۵۳). جلوگیری از جوانه‌زنی بذر و رشد گیاهچه، کاهش رشد ریشه، زردی، بافت‌مردگی (تغییر رنگ برگ از سبز به قرمز قهوه‌ای)، تغییر غلظت عناصر غذایی کم‌مصرف و افت عملکرد از نشانه‌های سمیت Cd در گیاه می‌باشند (۳۹). مهار ریداکتاز آهن (III) توسط Cd که منجر به کمبود Fe(II) و اختلال در فتوسنتز می‌گردد، گزارش شده است (۲). جذب، انتقال و مصرف چندین عنصر غذایی (P، K، Ca و Mg) و آب در گیاه تحت تأثیر Cd قرار می‌گیرد (۱۷). در بین فلزات سنگین، Zn از اهمیت خاصی برخوردار است؛ زیرا این فلز یکی از عناصر غذایی ضروری است که در بسیاری از فرآیندهای زیستی نظیر فتوسنتز، فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانت^۶، تشکیل پروتئین‌ها، فعالیت هورمونی و غیره

۱- استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه مراغه

(*)- نویسنده مسئول: Email: sirossadeghi@yahoo.com

۲ و ۳- استاد و دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تبریز

۴- استاد گروه به‌نژادی و بیوتکنولوژی گیاهی، دانشگاه تبریز

۵- دانشیار گروه اصلاح نباتات ژنتیک، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی

آذربایجان شرقی

شدت نور حداقل ۱۵ و حداکثر ۲۵ مول بر متر مربع در روز ($\text{mol m}^{-2} \text{day}^{-1}$) بود. خاک مورد استفاده در آزمایش که دارای مقادیر کم Zn و ناچیز Cd قابل جذب (کمتر از 1 mg Zn kg^{-1} و کمتر از 0.06 kg^{-1}) بود (۱۵ و ۴۶)، از ایستگاه خلعت پوشان دانشگاه تبریز (عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری) با طول جغرافیایی ($38^{\circ} 1' 50''$ شمالی) تهیه شد. برخی شرقی و عرض جغرافیایی ($48^{\circ} 39' 27''$) شمالی تهیه شد. برخی از ویژگی های خاک شامل بافت خاک (۲۴)، رطوبت ظرفیت زراعی (۳۴)، pH سوسپانسیون ۱:۱ (۴۵)، EC عصاره سوسپانسیون ۱:۱ (۳۳)، کربن آلی (۵۰)، کربنات کلسیم معادل (CCE) (۳)، P قابل جذب (۳۷)، K قابل جذب (۳۵)، Cu، Mn، Fe، Cd، Zn قابل جذب (۴۰) و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) (۱۰) اندازه گیری شد. این آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی با دو فاکتور Cd در هشت سطح (صفر، ۰/۵، ۲/۵، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و 80 mg Cd kg^{-1}) از منبع سولفات کادمیم ($3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) و Zn در هشت سطح (صفر، ۵، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰، ۴۰۰ و $800 \text{ mg Zn kg}^{-1}$) از منبع سولفات روی ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) در سه تکرار با کشت گیاه ذرت (Zea mays cv. Single cross 704) اجرا شد. تیمارها به صورت Cdx-Zny (x سطح Cd، y سطح Zn) کدگذاری شدند. سطوح Zn و Cd براساس منابع دویس و همکاران (۱۸)، گیلور و همکاران (۲۵)، مک نیکل و بکت (۴۲)، و رولو و همکاران (۶۲) و بورتون و همکاران (۱۱۱) تعیین شدند. ابتدا ۶۴ ظرف پلاستیکی ۲۰ کیلویی تهیه و داخل هر یک ۱۲ کیلوگرم خاک ریخته شد. برای آلوده سازی خاک ها، ۱۲۰۰ میلی لیتر از محلول های حاوی غلظت های مختلف Cd و Zn (بر حسب نوع تیمار) تا رسیدن به رطوبت ظرفیت زراعی مه پاشی شده و کاملاً مخلوط گردیدند. خاک ها به مدت یک ماه نگهداری شده و در این مدت چند چرخه خشک و مرطوب شدن اعمال شد. بعد از پایان یک ماه، با توجه به نتایج آزمون خاک، ۱۸۰ میلی گرم N به شکل اوره $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ در سه نوبت (قبل از کاشت، ۲۰ و ۴۰ روز بعد از کاشت)، ۵۰ میلی گرم P به شکل سوپرفسفات تریپل $(\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O})$ ، ۱۰۰ میلی گرم K به شکل سولفات پتاسیم (K_2SO_4) ، ۱۰ میلی گرم Fe به شکل سولفات آهن $(\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O})$ ، ۱۰ میلی گرم Mn به شکل سولفات منگنز $(\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O})$ ، ۵ میلی گرم Cu به شکل سولفات مس $(\text{CuSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O})$ و ۲ میلی گرم B به شکل اسید بوریک (H_3BO_3) به هر کیلوگرم خاک به صورت محلول اضافه و به خوبی مخلوط شد. استفاده از شکل سولفاتی برای کودهای مختلف برای حذف اثر سولفات همراه Cd و Zn و قرار دادن غلظت سولفات خاک در دامنه کفایت انجام پذیرفت (۸). در نهایت خاک های تیمار شده در گلدان های ۴ کیلویی ($\pm 3 \text{ g}$) ریخته شدند. ۷ بذر جوانه زده گیاه ذرت در گلدان ها کشت شدند. برای جوانه دار کردن بذر ها از ۳۶ ساعت

نقش دارد (۶۴). غلظت زیاد Zn در خاک برخی فرایندهای متابولیکی گیاه را مهار نموده، در نتیجه رشد عقب افتاده و باعث پیری زودرس می شود (۲۲). سمیت Zn باعث بروز رنگ قرمز متمایل به ارغوانی در برگ ها می شود که به کمبود P بر اثر غلظت زیاد Zn، نسبت داده می شود (۴۱). جایگزینی Zn به جای Fe(II)، باعث ایجاد زردی در گیاهان می شود (۴۳). غلظت بیش از حد Zn در خاک می تواند موجب کمبود Fe و Mn در بخش هوایی گیاهان گردد. چنین کمبودی به ممانعت از انتقال این دو فلز از ریشه به بخش هوایی نسبت داده می شود که نتیجه آن تجمع Fe و Mn در ریشه است (۲۰). به دلیل شباهت رفتار شیمیایی Zn و Cd، اثر متقابل این دو فلز مورد توجه محققان بسیاری قرار گرفته است (۷، ۱۶، ۲۶ و ۶۳). Zn نقش مهمی را در جذب، انتقال و تجمع Cd در گیاهان روییده در خاک های آلوده ایفا می کند (۷)؛ این نقش بسته به نوع گیاه، نوع بافت و غلظت این دو فلز در محیط متفاوت است (۱۳). برای Cd و Zn، سیستم انتقال مشترکی در غشای پلاسمایی سلول های ریشه وجود دارد. لذا، جذب Cd توسط Zn و برعکس جذب Zn توسط Cd مهار می شود (۲۹). Zn می تواند با جلوگیری از انتقال Cd از طریق آوندهای آبکش، توزیع Cd در گیاه را تحت تأثیر قرار دهد. همچنین، افزایش غلظت Zn بخش هوایی می تواند انتقال Cd از برگ ها به دانه را محدود نماید (۱۲). با این حال، گائو و گرن (۲۳) ارتباطی را بین غلظت Cd و Zn در بذر گندم دوروم مشاهده نکردند. گزارش شده است که سمیت Cd برای گیاهانی که در معرض کمبود Zn قرار گیرند، چندین برابر افزایش می یابد (۳۶ و ۵۱). اثر متقابل Cd و Zn توسط اسمیلد و همکاران (۵۸) در کاهو، اسفناج، گندم بهاره، کاسنی فرنگی و ذرت ناهمسازی (آنتاگونیستی) و توسط نان و همکاران (۴۸) در دو گیاه گندم بهاره و ذرت همافزایی (سینرژیستی) گزارش گردید. آلووی (۴) این اثر متقابل را در بخش هوایی آنتاگونیستی و در ریشه ها سینرژیستی بیان نمود. مک کنا و همکاران (۴۴) اثر آنتاگونیستی Zn بر Cd را فقط در غلظت های کم Cd گزارش کردند. در تعداد کمی از مقالات به تأثیر تیمار ترکیبی Zn و Cd بر غلظت عناصر کم مصرف گیاه پرداخته شده است. در تحقیق حاضر، آزمایش گلخانه ای با کشت ذرت برای بررسی تأثیر Zn بر سمیت Cd در سطوح نسبتاً گسترده ای از این دو فلز با مطالعه رشد و ترکیب شیمیایی بخش هوایی و ریشه انجام شد.

مواد و روش ها

این پژوهش در گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تبریز و در گلخانه مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان شرقی در طی ماه های مرداد و شهریور سال ۱۳۹۳ انجام شد. در طی زمان آزمایش، دمای گلخانه حداقل ۱۸ و حداکثر ۳۴ درجه سلسیوس بود و

برگ‌ها مشاهده شد. گیاهان این تیمارها ۱۰ تا حداکثر ۲۰ روز پس از جوانه‌زنی از بین رفتند. تجزیه واریانس نشان داد که اثرهای اصلی Cd و Zn و نیز اثر متقابل این دو بر وزن خشک بخش هوایی (SDW) و وزن خشک ریشه (RDW) در سطح احتمال یک درصد معنادار بودند (جدول‌های ۲ و ۳). مقایسه میانگین‌های وزن خشک بخش هوایی برای اثر متقابل Cd و Zn (شکل ۱) نشان داد که در سطوح ۰/۵، ۲/۵، ۲۰ و 80 mg Cd kg^{-1} ، کاربرد ۵ تا 5 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی به میزان ۳۱ درصد در تیمار Cd80-Zn5 تا ۱۳۹ درصد در تیمار Cd0.5-Zn50 در مقایسه با سطح صفر Zn شده و در مقادیر بیش‌تر، کاهش این صفت مشاهده شد. در سطوح ۵ و 10 mg Cd kg^{-1} ، کاربرد ۵ تا $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی به میزان ۸۲ درصد در تیمار Cd10-Zn5 تا ۱۷۵ درصد در تیمار Cd5-Zn100 در مقایسه با سطح صفر Zn شده و در مقادیر بیش‌تر، کاهش این صفت مشاهده شد. در سطح 40 mg Cd kg^{-1} ، کاربرد ۵ تا $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی به میزان ۹ درصد در تیمار Cd40-Zn5 تا ۲۲۲ درصد در تیمار Cd40-Zn200 در مقایسه با سطح صفر Zn شده و کاربرد $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث کاهش وزن خشک بخش هوایی شد.

در مورد وزن خشک ریشه، در سطوح ۰/۵ تا 20 mg Cd kg^{-1} ، کاربرد ۵ تا 50 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش وزن خشک ریشه به میزان ۲۷ درصد در تیمار Cd20-Zn5 تا ۱۱۵ درصد در تیمار Cd0.5-Zn50 در مقایسه با سطح صفر Zn شده و در مقادیر بیش‌تر، کاهش این صفت مشاهده شد. در سطح 40 mg Cd kg^{-1} ، کاربرد 5 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش وزن خشک ریشه شد.

خیساندن در آب مقطر در دمای اتاق استفاده شد (۲۷). آبیاری گلدان‌ها با آب شهری برای در حد ظرفیت زراعی در طول رشد گیاه انجام شد. رطوبت خاک گلدان‌ها به‌صورت وزنی کنترل گردید. پس از ۶۰ روز گیاهان برداشت شدند. سپس گیاهان از طوقه قطع شده و ریشه‌ها از خاک خارج گردیدند. بخش هوایی بعد از آبکشی با آب شهری و سپس آب مقطر، با استفاده از کاغذ خشک‌کن نم‌گیری شدند. ریشه‌ها نیز بعد از آبکشی با آب شهری، به‌مدت ۵ دقیقه در محلول ۰/۰۰۱ مولار EDTA غوطه‌ور شده (۳۰) و بعد از آبکشی با آب مقطر، با استفاده از کاغذ خشک‌کن نم‌گیری شدند. سپس، نمونه‌های گیاهی به‌مدت ۳ روز در دمای ۷۵ درجه سلسیوس خشک شدند. وزن خشک بخش هوایی و ریشه با ترازوی حساس (g ± 0.001) اندازه‌گیری شد. سپس، نمونه‌های گیاهی به‌روش هضم تر (اسید نیتریک غلیظ) عصاره‌گیری شدند (۱۹). غلظت Fe، Zn، Cu و Mn با استفاده از دستگاه جذب اتمی (ساخت شرکت شیمادزو ژاپن مدل AA-6300) اندازه‌گیری شد. تجزیه آماری داده‌ها با نرم‌افزارهای MSTATC و SPSS و مقایسه میانگین‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام شد و نمودارها با نرم‌افزار Excel رسم شدند.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در جدول ۱ ارائه شده است. خاک مورد استفاده درشت بافت، کمی قلیایی، غیرشور و غیرآهکی با غلظت‌های به‌ترتیب کم و ناچیز Zn و Cd قابل‌جذب بود. در مرحله بعد از جوانه‌زنی نشانه‌های سمیت Zn و Cd در تیمارهای سطح 80 mg Cd kg^{-1} ، به‌صورت کاهش رشد، زردی و بافت‌مردگی در لبه

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در آزمایش گلخانه‌ای

Table 1- Some physical and chemical properties of the soil used in the greenhouse experiment

بافت خاک Soil Texture	شن Sand	سیلت Silt	رس Clay	SP	FC	pH (1:1)	EC (1:1) (dS m ⁻¹)	CEC (cmol _c kg ⁻¹)	CCE	کربن آلی O.C	نیترژن کل Total Nitrogen
			(%)							(%)	
شن لومی Sandy Loam	70	18	12	32	10	7.63	1.1	8.2	ناچیز*	0.13	0.08

*عدم مشاهده جوشش با اسید کلریدریک ۰/۱ مولار (۶).

ادامه جدول ۱- غلظت عناصر قابل‌جذب خاک

Table 1- (Continued) The concentration of soil available nutrients

P	K	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd
(mg kg ⁻¹)							
5.7	250	108.8	1.8	1.1	0.85	1.3	0.02

جدول ۲- تجزیه واریانس اثر Zn و Cd بر وزن خشک و ترکیب شیمیایی بخش هوایی

Table 2- Analysis of variance of the effects of Zn and Cd on shoot dry weight (SDW) and Chemical composition

Source of variation	df	میانگین مربعات (MS)					
		SDW	Cd	Zn	Fe	Mn	Cu
Cd	7	1.63**	38737**	202**	117310**	3470**	36.6**
Zn	6	3.18**	3069**	15595**	178712**	12916**	230**
Cd×Zn	42	0.31**	686**	54.2**	14530**	40**	0.35**
Error	110	0.01	6.7	0.40	15.03	2.85	0.008
C.V (%)		11.1	5.49	0.95	0.87	1.84	0.74

ns, * و ** به ترتیب غیر معنادار، معنادار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد

ns, * and **, non-significant, significant at the 5 and 1% level of probability, respectively

جدول ۳- تجزیه واریانس اثر Zn و Cd بر وزن خشک و ترکیب شیمیایی ریشه

Table 3- Analysis of variance of the effects of Zn and Cd on root dry weight (RDW) and Chemical composition

Source of variation	df	میانگین مربعات (MS)					
		RDW	Cd	Zn	Fe	Mn	Cu
Cd	7	0.98**	198063**	1429**	5045888**	33903**	10890**
Zn	6	1.42**	7179**	106783**	1270047**	84654**	7476**
Cd×Zn	42	0.22**	723**	839**	38442**	388**	104**
Error	110	0.006	5.58	7.67	819	11.8	3.49
C.V (%)		12.07	2.21	2.62	1.02	2.57	2.01

ns, * و ** به ترتیب غیر معنادار، معنادار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد

ns, * and **, non-significant, significant at the 5 and 1% level of probability, respectively

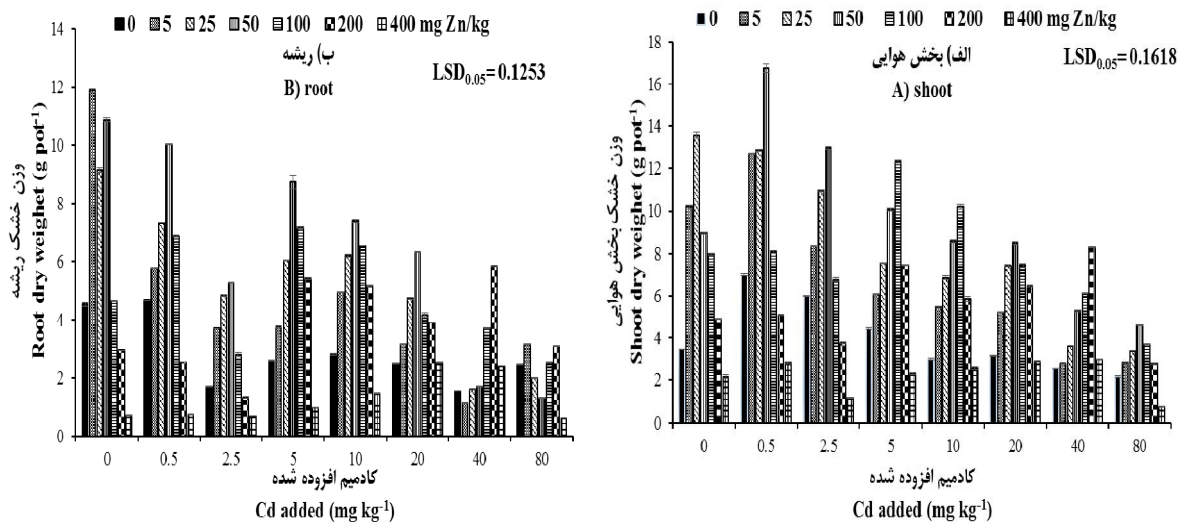
حال، ناروال و همکاران (۴۹) تأثیر معناداری از کاربرد Zn بر عملکرد ذرت را در هیچ یک از سطوح Cd گزارش نکردند. ریحیمی و رونقی (۵۵) گزارش دادند که در سطوح ۵، ۱۰ و 20 mg Cd kg^{-1} و عدم مصرف Zn افت وزن خشک بخش هوایی اسفناج در مقایسه با شاهد (Cd0-Zn0) رخ داد، ولی در همین سطوح Cd، مصرف ۵، ۱۰ و 20 mg Zn kg^{-1} منجر به افزایش وزن خشک بخش هوایی شد. چریف و همکاران (۱۴) مشاهده نمودند که در سطح 10 mg Cd kg^{-1} و وزن خشک بخش هوایی گوجه فرنگی در مقایسه با شاهد کاهش یافت، اما در همین سطح Cd، کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی شده و کاربرد ۵۰ تا $150 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ و وزن خشک بخش هوایی را کاهش داد. اردم و همکاران (۲۱) گزارش کردند که در سطوح ۲/۵ و 10 mg Cd kg^{-1} و وزن خشک بخش هوایی دو رقم گندم نان و گندم دوروم کاهش یافت. کاربرد 5 kg^{-1} منجر به افزایش وزن خشک بخش هوایی در سطح 1 mg Cd kg^{-1} شد، در حالی که همین سطح Zn در سطح 1 mg Cd kg^{-1} منجر به کاهش وزن خشک بخش هوایی گردید. ولیزاده و

در همین سطح، کاربرد ۲۵ تا $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش وزن خشک ریشه به میزان ۳ درصد در تیمار Cd40-Zn25 تا ۲۷۵ درصد در تیمار Cd40-Zn200 در مقایسه با سطح صفر Zn شده و کاربرد $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث کاهش وزن خشک ریشه شد. در سطح 80 mg Cd kg^{-1} کاربرد 5 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش وزن خشک ریشه به میزان ۲۹ درصد شده و کاربرد ۲۵ و 50 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش وزن خشک ریشه گردید. در همین سطح، کاربرد ۱۰۰ و $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ به میزان ۲ درصد در تیمار Cd80-Zn100 تا ۲۶ درصد در تیمار Cd80-Zn200 در مقایسه با سطح صفر Zn شده و کاربرد $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث کاهش وزن خشک ریشه شد.

بیشترین وزن خشک بخش هوایی و ریشه به ترتیب ۱۶/۷۴ و $1/696 \text{ pot}^{-1}$ در تیمارهای Cd0.5-Zn50 و Cd0-Zn5 و کمترین آن ۰/۷۷ و $0/62 \text{ g pot}^{-1}$ بود که هر دو در تیمار Cd80-Zn400 مشاهده شد. با توجه به نتایج، اثر Cd بر وزن خشک بخش هوایی و ریشه به سطح Zn مصرفی بستگی داشت؛ به طوری که، افزایش سطح Zn ابتدا سبب افزایش و سپس کاهش وزن خشک گردید. با این

افزایش و کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش وزن خشک ریشه گردید. جمالی و همکاران (۳۲) گزارش کردند که کاربرد Zn در سطح صفر Cd باعث کاهش وزن خشک بخش هوایی و ریشه *Matthiola flavida* شده و در سطوح بالاتر Cd، ابتدا افزایش و سپس کاهش وزن خشک هر دو بخش مشاهده شد.

همکاران (۶۱) نیز دریافتند که در سطح 5 mg Cd kg^{-1} کاربرد ۵ و 10 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی برنج شد. همین سطوح Zn در سطح 10 mg Cd kg^{-1} کاهش وزن خشک بخش هوایی را به دنبال داشتند. در مورد ریشه، در سطح 5 mg Cd kg^{-1} کاربرد ۵ و 10 mg Zn kg^{-1} وزن خشک ریشه را افزایش داده ولی در سطح 10 mg Cd kg^{-1} کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} باعث



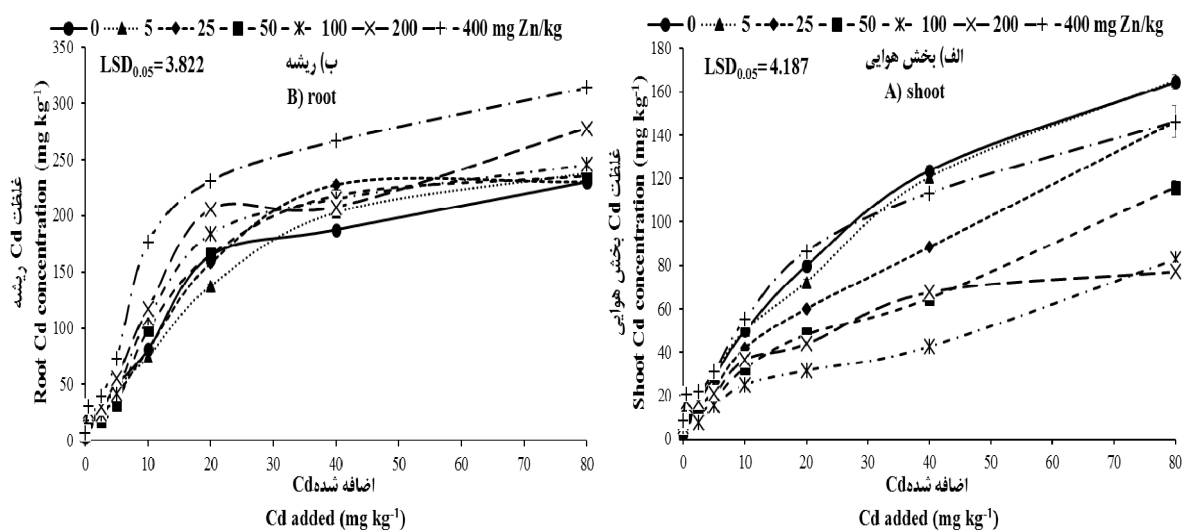
شکل ۱- اثر متقابل Cd و Zn بر وزن خشک (الف) بخش هوایی و (ب) ریشه
Figure 1- The effects if Cd and Zn interactions on the dry weight A) shoot and B) root

تیمار Cd2.5-Zn5 تا ۳۶ درصد در تیمار Cd5-Zn50 در مقایسه با سطح صفر Zn و کاربرد $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ تا $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش این صفت شد، اما در سطوح 10 mg Cd kg^{-1} و 20 mg Cd kg^{-1} مصرف $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث کاهش 5 kg^{-1} ریشه را به دنبال داشت. در سطح 40 mg Cd kg^{-1} کاربرد ۵ و 25 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش غلظت Cd شد. در همین سطح Cd، کاربرد 50 mg Zn kg^{-1} تا $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث کاهش غلظت Cd و کاربرد $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش این صفت شد. در سطح 80 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش غلظت Cd ریشه شد و کاربرد 25 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش این صفت گردید. در همین سطح Cd، کاربرد ۵۰ تا $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Cd ریشه شد. بیشترین غلظت Cd بخش هوایی $164/9 \text{ mg kg}^{-1}$ در تیمار Cd80-Zn5 و بیشترین غلظت Cd ریشه $313/6 \text{ mg kg}^{-1}$ در تیمار Cd80-Zn400 بود. کمترین غلظت Cd بخش هوایی و ریشه به ترتیب $2/397 \text{ mg kg}^{-1}$ و $3/19 \text{ mg kg}^{-1}$ در تیمار Cd0-Zn0 مشاهده شد. اردم و همکاران (۲۰) مشاهده کردند که در سطوح $2/5$ و 10 mg Cd kg^{-1} کاربرد 5 mg Zn kg^{-1} غلظت Cd بخش هوایی گندم نان و گندم دوروم را کاهش داد. چریف و همکاران (۱۳) گزارش کردند که در سطح 10 mg Cd kg^{-1} کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} تا

تجزیه واریانس نشان داد که اثرهای اصلی Cd و Zn و اثر متقابل این دو بر غلظت Cd، Zn، Fe، Mn و Cu در بخش هوایی و ریشه ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بودند (جدول‌های ۲ و ۳). اثر متقابل Zn و Cd بر غلظت Cd بخش هوایی و ریشه در شکل ۲ نشان داده شده است. در سطح $0/5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ کاربرد تمامی سطوح Zn باعث افزایش غلظت Cd بخش هوایی شد. در سطوح $2/5$ تا 40 mg Cd kg^{-1} کاربرد ۵ تا $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ (به استثنای تیمار Cd2.5-Zn5) باعث کاهش غلظت Cd بخش هوایی به میزان ۱۸ درصد در تیمار Cd2.5-Zn25 تا ۶۶ درصد در تیمار Cd40-Zn100 در مقایسه با سطح صفر Zn شد. در همین سطوح Cd، کاربرد $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ و $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ منجر به افزایش غلظت Cd بخش هوایی شد، اما در سطح 80 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 mg Zn kg^{-1} تا $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث کاهش غلظت Cd بخش هوایی به میزان ۱۱ درصد در تیمار Cd80-Zn25 تا ۵۳ درصد در تیمار Cd80-Zn200 در مقایسه با سطح صفر Zn شد. در همین سطح Cd، مصرف $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Cd بخش هوایی گردید. در مورد ریشه در سطح $0/5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ کاربرد تمامی سطوح Zn باعث افزایش غلظت Cd ریشه شد. در سطوح $2/5$ تا 10 mg Cd kg^{-1} کاربرد ۵ تا 50 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش غلظت Cd ریشه به میزان ۵ درصد در

سطوح ۱۰ و 20 mg Cd kg^{-1} ، با کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} افزایش چند برابری غلظت Cd بخش هوایی ذرت را گزارش کردند. ناروال و همکاران (۴۹) نیز تشدید جذب Cd توسط ذرت در حضور Zn را گزارش کردند. یکی از دلایل مشاهده چنین نتایج متناقضی می‌تواند تعداد کم سطوح Cd و Zn در آزمایش باشد. در تحقیق حاضر به دلیل تعداد بیش‌تر سطوح Cd و Zn هر دو اثر آنتاگونیستی و سینرژیستی ملاحظه گردید.

۱۵۰ باعث کاهش غلظت Cd برگ‌های گوجه فرنگی شد. ژانگ-کیو و همکاران (۶۵) تأثیر Zn بر جذب Cd توسط گندم بهاره در کشت هیدروپونیک را در بلند مدت (یک ماه) و کوتاه مدت (۲۴ ساعت) مطالعه و گزارش کردند که غلظت Cd بخش هوایی و ریشه تا سطح $200 \mu\text{M Zn}$ تغییر معناداری نکرد، ولی در سطوح بالاتر از آن کاهش یافت. در مقابل، رحیمی و رونقی (۵۵) مشاهده کردند که در سطح 20 mg Cd kg^{-1} ، استفاده از 20 mg Zn kg^{-1} منجر به افزایش غلظت Cd بخش هوایی اسفناج شد. آدیولولو و همکاران (۱) در



شکل ۲- اثر متقابل Cd و Zn بر غلظت Cd (الف) بخش هوایی و (ب) ریشه
Figure 2- The effects of Cd and Zn interactions on the concentration of Cd A) shoot and B) root

Zn افزایش می‌یابد (۳۶ و ۵۱)؛ لذا، همزمان تجمع Cd در ریشه نیز تشدید می‌شود. در سطح صفر Cd، با مصرف Zn به میزان 10 mg Zn kg^{-1} ، انتقال Cd به بخش هوایی به طور معناداری افزایش یافت. در سطح 20 mg Cd kg^{-1} ، فاکتور انتقال Cd، با افزایش کادمیم به شدت کاهش یافت، ولی با افزایش کاربرد Zn افزایش نشان داد. هان و همکاران (۲۸) گزارش کردند که حضور Zn، انتقال Cd از ریشه به برگ‌ها و ساقه را تحریک کرد. در سطوح بالاتر Cd، با افزایش کاربرد Zn، فاکتور انتقال Cd ابتدا کاهش و سپس افزایش یافت.

کاهش فاکتور انتقال Cd در سطوح پایین Zn حاکی از تجمع Cd در ریشه و مهار انتقال آن به بخش هوایی بود. اما در سطوح بالاتر Zn، این فلز رهاسازی Cd از ریشه و انتقال آن به بخش هوایی را سبب شد. با افزایش سطح کاربرد Zn، فاکتور انتقال این فلز افزایش یافته و سپس کاهش یافت. بیشترین فاکتور انتقال Zn در سطح 5 mg Zn kg^{-1} مشاهده شد.

معادلات رگرسیونی برای برآورد غلظت Cd بخش هوایی و ریشه در سطوح مختلف Cd و Zn در جدول‌های ۴ و ۵ ارائه شده‌اند؛ به طوری که ملاحظه می‌شود برای بخش هوایی معادله خطی و برای ریشه معادله چند جمله‌ای درجه دوم بهتر برازش یافتند. اثر متقابل Cd و Zn بر مقادیر فاکتور انتقال Cd در شکل ۳ نشان داده شده است. متوسط فاکتور انتقال Cd و Zn برای کلیه تیمارها به ترتیب 0.852 و 0.552 برآورد گردید. همان طور که مشاهده می‌شود فاکتور انتقال Cd کم‌تر از فاکتور انتقال Zn بود که توسط نان و همکاران (۴۸) نیز گزارش شده است. بیشترین مقادیر فاکتور انتقال Cd در سطح صفر این فلز مشاهده شد. در این سطح، فاکتور انتقال این فلز با افزایش کاربرد Zn افزایش یافت. علت افزایش فاکتور انتقال Cd در سطوح بالای Zn، افزایش بیش‌تر غلظت Cd در بخش هوایی نسبت به ریشه، به دلی نقش روی در انتقال Cd از ریشه به بخش هوایی بود. علت کوچک بودن فاکتور انتقال Cd در تیمار Cd0-Zn0، غلظت زیاد Cd ریشه ($3/19 \text{ mg Cd kg}^{-1}$) بود. گزارش شده است که وقتی گیاه با کمبود Zn مواجه است رهاسازی سایدروفورها برای افزایش جذب

جدول ۴- معادلات برآورد غلظت Cd بخشی هوایی (mg kg^{-1}) در سطوح صفر تا 20 mg Cd kg^{-1} در سطوح مختلف ZnTable 4- Equations for estimating shoot Cd concentration (mg kg^{-1}) at zero to 20 mg Cd kg^{-1} and different levels of Zn

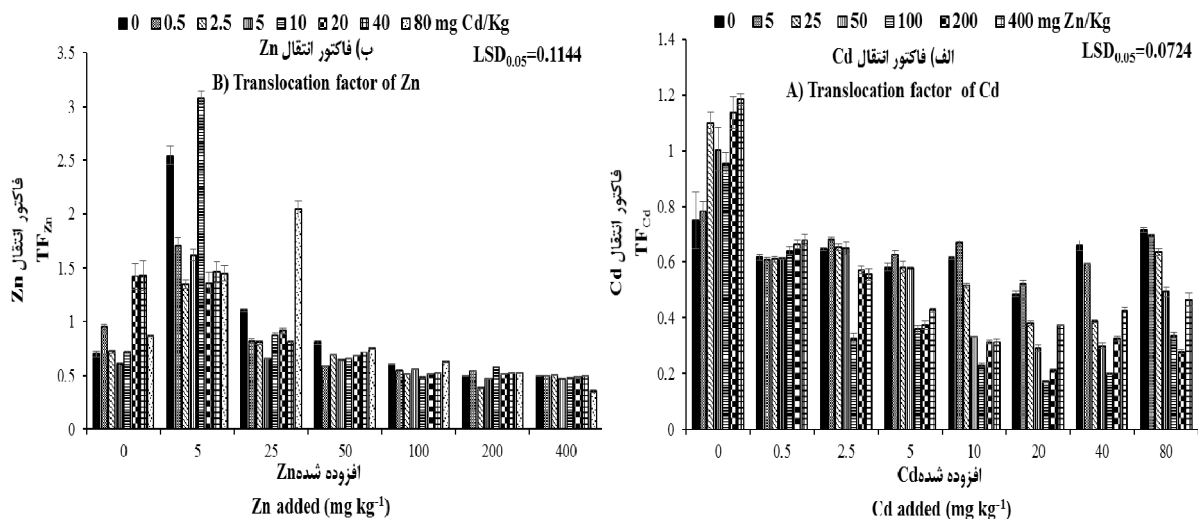
Zn (mg kg^{-1})	معادله Equation	r^2
0	$\text{Cd}_s = 2.0289\text{Cd} + 19.473$	0.9262**
5	$\text{Cd}_s = 2.0163\text{Cd} + 18.697$	0.9425**
25	$\text{Cd}_s = 1.7192\text{Cd} + 14.822$	0.9741**
50	$\text{Cd}_s = 1.3266\text{Cd} + 12.384$	0.9772**
100	$\text{Cd}_s = 0.8953\text{Cd} + 10.574$	0.9728**
200	$\text{Cd}_s = 0.8481\text{Cd} + 19.156$	0.8631**
400	$\text{Cd}_s = 1.697\text{Cd} + 26.863$	0.8916**

جدول ۵- معادلات برآورد غلظت Cd ریشه (mg kg^{-1}) در سطوح صفر تا 20 mg Cd kg^{-1} در سطوح مختلف ZnTable 5- Equations for estimating root Cd concentration (mg kg^{-1}) at zero to 20 mg Cd kg^{-1} and different levels of Zn

Zn (mg kg^{-1})	معادله Equation	r^2
0	$\text{Cd}_r = -0.0569\text{Cd}^2 + 7.2142\text{Cd} + 13.053$	0.9900**
5	$\text{Cd}_r = -0.0531\text{Cd}^2 + 7.0752\text{Cd} + 10.172$	0.9977**
25	$\text{Cd}_r = -0.0716\text{Cd}^2 + 8.5275\text{Cd} + 5.6356$	0.9940**
50	$\text{Cd}_r = -0.0701\text{Cd}^2 + 8.4238\text{Cd} + 7.2387$	0.9837**
100	$\text{Cd}_r = -0.0703\text{Cd}^2 + 8.4649\text{Cd} + 13.896$	0.9851**
200	$\text{Cd}_r = -0.0635\text{Cd}^2 + 8.1906\text{Cd} + 21.566$	0.9866**
400	$\text{Cd}_r = -0.087\text{Cd}^2 + 10.421\text{Cd} + 29$	0.9815**

فاکتور انتقال Zn ایجاد کرد. این امر حاکی از این است که در سطوح بالای Zn، نقش چندانی در توزیع Zn بین بخش‌های مختلف ندارد.

تاثیر Cd بر فاکتور انتقال Zn در سطوح پایین Zn معنادار ولی نامنظم بود. همچنین، این تاثیر در سطوح بالای Zn معنادار نبود. در سطوح ۵۰ تا $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ ، سطوح Cd تغییرات کمی را در



شکل ۳- اثر متقابل Zn و Cd بر فاکتور انتقال الف) Cd و ب) Zn

Figure 3- The effects of Cd and Zn interactions on translocation factor A) Cd and B) Zn

بخش هوایی (حداکثر ۲۱ درصد در تیمار $\text{Cd}2.5\text{-Zn}5$) در مقایسه با سطح صفر Cd شد که نشانگر اثر هم‌افزایی (سینرژیستی) بود. در همین سطوح Zn، کاربرد سطوح بالاتر Cd باعث کاهش غلظت Zn

مقایسه میانگین‌های اثر متقابل Zn و Cd بر غلظت Zn بخش هوایی در شکل ۴ نشان داده شده است. در سطوح ۵ و mg Zn kg^{-1} کاربرد ۲۵، کاربرد سطوح ۰/۵ و $2/5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Zn

سطح Zn، کاربرد ۱۰ و 80 mg Cd kg^{-1} باعث کاهش شدید غلظت Zn ریشه شد که بیانگر اثر ناهمسازی بین Cd و Zn بود. در سطح 50 mg Zn kg^{-1} ، با مصرف 5 mg Zn kg^{-1} افزایش غلظت Zn ریشه به میزان ۴۱ درصد در مقایسه با سطح صفر Cd شد. در همین سطح Zn، مصرف 5 mg Cd kg^{-1} باعث کاهش و مصرف 2 mg Cd kg^{-1} باعث افزایش غلظت Zn ریشه شد. در همین سطح Zn، کاربرد سطوح بالاتر Zn باعث کاهش غلظت Zn ریشه و بروز اثر ناهمسازی بین Cd و Zn شد. در سطح $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ ، کاربرد 0.5 ، 2.5 و 10 mg Cd kg^{-1} باعث افزایش غلظت Zn ریشه (حداکثر ۲۶ درصد) در مقایسه با سطح صفر Cd شد. در همین سطح Zn، کاربرد 80 mg Cd kg^{-1} باعث کاهش غلظت Zn ریشه گردید. در سطح $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ ، مصرف $2.5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ باعث افزایش شدید غلظت Zn ریشه به میزان ۳۲ درصد در مقایسه با سطح صفر Cd شد و کاربرد 10 mg Cd kg^{-1} باعث کاهش غلظت Zn ریشه گردید. در سطح $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ ، مصرف 80 mg Cd kg^{-1} باعث افزایش نسبتاً زیاد غلظت Zn ریشه به میزان ۳۸ درصد در مقایسه با سطح صفر Cd شد. بیشترین اثر هم‌افزایی Cd و Zn در دو تیمار $200 \text{ Zn}-2.5 \text{ Cd}$ و $400 \text{ Zn}-80 \text{ Cd}$ در ریشه مشاهده شد. بیشترین غلظت Zn بخش هوایی و ریشه به ترتیب $1/9$ و $1/9$ mg kg^{-1} 246 در تیمارهای $400 \text{ Zn}-2.5 \text{ Cd}$ و $400 \text{ Zn}-80 \text{ Cd}$ مشاهده شد. کمترین غلظت Zn در بخش هوایی و ریشه به ترتیب $1/13$ و $1/13$ mg kg^{-1} 46 در تیمارهای $0 \text{ Zn}-0 \text{ Cd}$ و $0 \text{ Zn}-40 \text{ Cd}$ مشاهده شد.

بخش هوایی گردید که حاکی از اثر ناهمسازی (آنتاگونیستی) بود. در سطح 50 mg Zn kg^{-1} ، کاربرد $0.5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Zn بخش هوایی شده و کاربرد $2/5$ تا 40 mg Cd kg^{-1} باعث کاهش آن گردید. در همین سطح Zn، کاربرد 80 mg Cd kg^{-1} باعث افزایش غلظت Zn بخش هوایی به میزان ۴ درصد در مقایسه با سطح صفر Cd شد. در سطوح $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ و $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ ، کاربرد $0.5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Zn بخش هوایی (حداکثر ۹ درصد در تیمار Cd0.5-Zn200) در مقایسه با سطح صفر Cd شد. در همین سطوح Zn مصرف $2/5$ تا 20 mg Cd kg^{-1} باعث کاهش غلظت Zn بخش هوایی شده و مصرف سطوح بالاتر Cd باعث افزایش آن گردید. در سطح $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ ، کاربرد $0.5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Zn بخش هوایی به میزان ۲ درصد در مقایسه با سطح صفر Cd شد. در همین سطح Zn، کاربرد 20 mg Cd kg^{-1} باعث کاهش غلظت Zn بخش هوایی گردید و مصرف سایر سطوح Cd تأثیر معناداری بر غلظت Zn بخش هوایی نداشت و اثر متقابلی بین این سطح Zn و دیگر سطوح Cd مشاهده نشد. در مورد ریشه در سطح 5 mg Zn kg^{-1} ، کاربرد سطوح 0.5 و $2/5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Zn ریشه به میزان ۱۳۰ درصد در مقایسه با سطح صفر Cd شد. در همین سطح Zn، کاربرد سطوح ۵ و 10 mg Cd kg^{-1} باعث کاهش این صفت شد که نشانگر اثر هم‌افزایی در سطوح پایین Cd و اثر ناهمسازی در سطوح بالاتر Cd بود. در سطح 1 mg Zn kg^{-1} ، کاربرد سطوح 0.5 تا 5 mg Cd kg^{-1} باعث افزایش غلظت Zn ریشه به میزان ۷۰ درصد در مقایسه با سطح صفر Cd شد. در همین

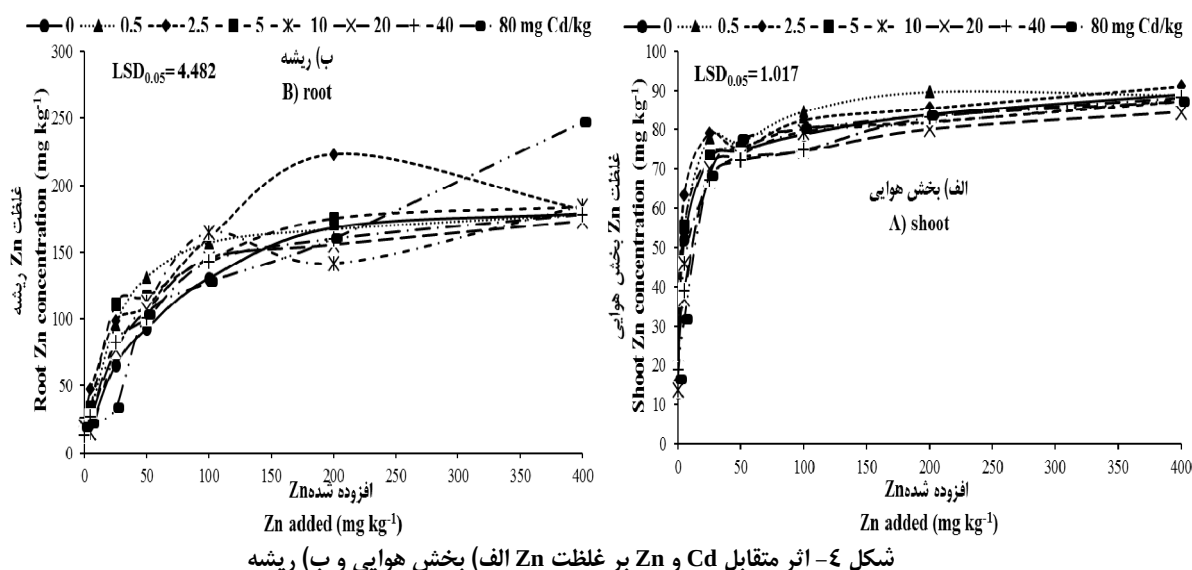


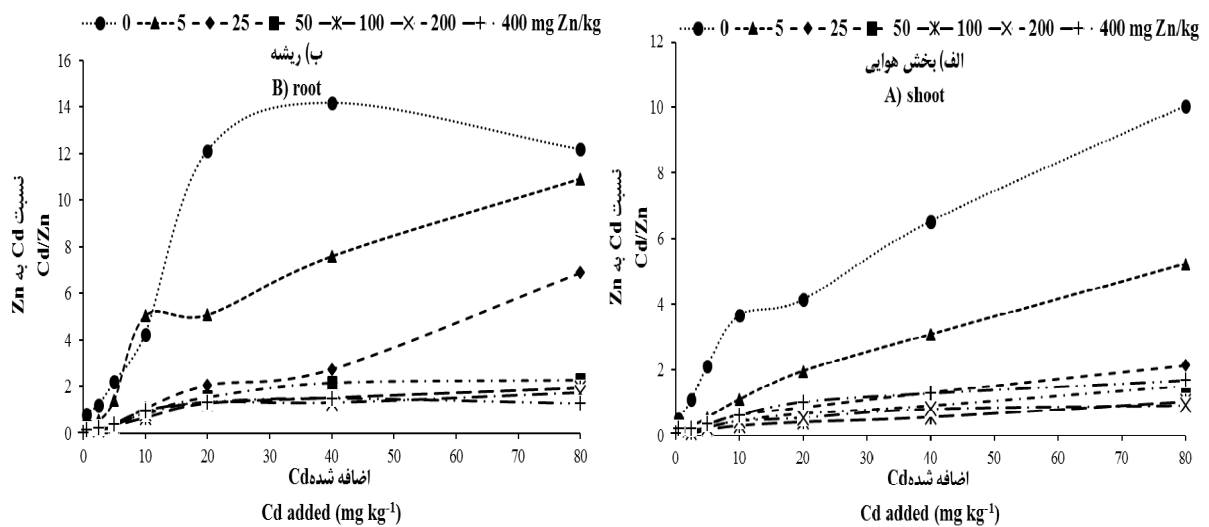
Figure 4- The effects of Cd and Zn interactions on the concentration of Zn A) shoot and B) root

20 mg Cd kg^{-1} و 10 و 5 سطوح، 20 Zn kg^{-1} باعث کاهش غلظت

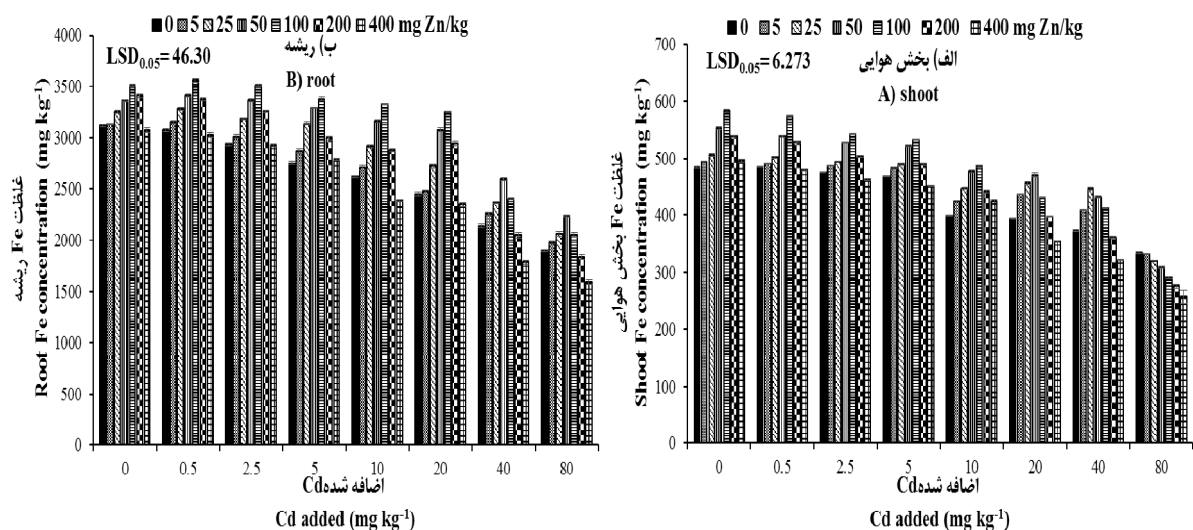
رحیم، و رونقی، (۵۵) مشاهده کردند که در سطوح ۵، ۱۰ و mg

بر نسبت Cd به Zn (Cd/Zn) در بخش هوایی و ریشه در شکل ۵ نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می شود، در سطح صفر از سایر سطوح Zn بود. در سطوح مختلف Cd، کاربرد ۲۵ و ۵۰ mg Zn kg^{-1} نسبت Cd/Zn را به طور قابل ملاحظه ای به ترتیب در بخش هوایی و ریشه کاهش داد. موساکاس و همکاران (۴۷) نیز گزارش کردند که کاربرد Zn در کلیه سطوح Cd، باعث کاهش نسبت Cd/Zn گردید.

Zn بخش هوایی اسفناج شدند. چریف و همکاران (۱۳) گزارش کردند که در سطوح ۱۰ تا $150 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ ، سطح 10 mg Cd kg^{-1} باعث افزایش غلظت Zn در برگ های گوجه فرنگی شد. ادیلوقلو و همکاران (۱) گزارش کردند که در سطوح ۱۰ و 20 mg Cd kg^{-1} ، غلظت Zn بخش هوایی ذرت کاهش یافت. در همین سطوح Cd، مصرف 10 mg Zn kg^{-1} غلظت Zn بخش هوایی را افزایش داد. اردم و همکاران (۲۱) مشاهده کردند که در سطوح ۲/۵ و 2 mg Cd kg^{-1} ، غلظت Zn بخش هوایی گندم نان و گندم دوروم کاهش یافته و با کاربرد 5 mg Zn kg^{-1} افزایش یافت. اثر متقابل Zn و Cd



شکل ۵- اثر متقابل Cd و Zn بر نسبت Cd به Zn (الف) بخش هوایی و (ب) ریشه
Figure 5- The effects of Cd and Zn interactions on the ratio of Cd to Zn A) shoot and B) root



شکل ۶- اثر متقابل Cd و Zn بر غلظت Fe (الف) بخش هوایی و (ب) ریشه
Figure 6- The effects of Cd and Zn interactions on the concentration of Fe A) shoot and B) root

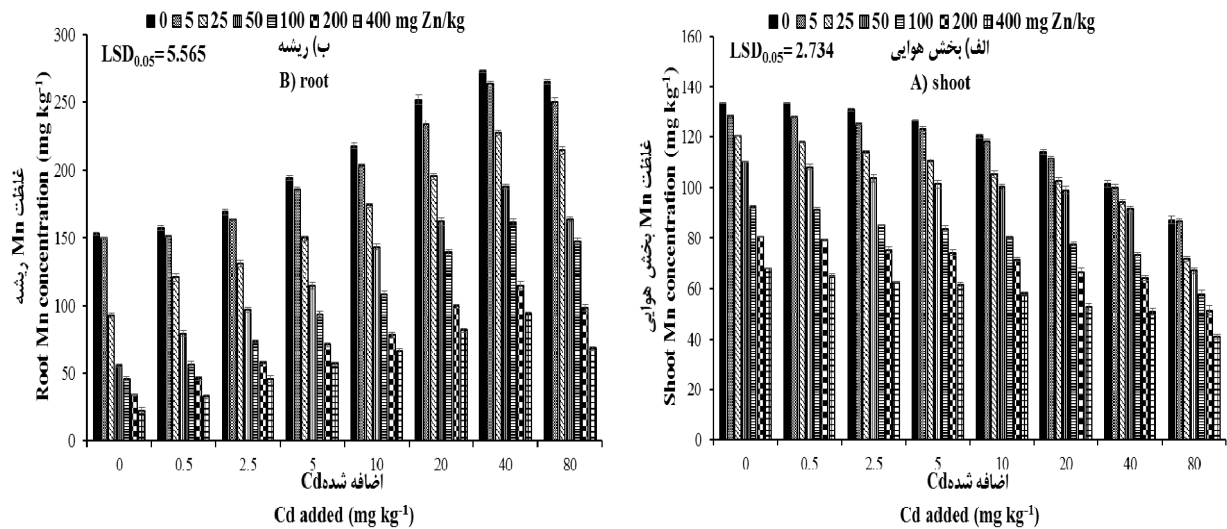
۶ نشان داده شده است؛ به طوری که ملاحظه می شود تا سطح 2 mg

اثر متقابل Zn و Cd بر غلظت Fe بخش هوایی و ریشه در شکل

10 mg Zn kg^{-1} کاهش یافت. در سطح 10 mg Cd kg^{-1} کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش و کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش غلظت Fe بخش هوایی گردید. در مورد ریشه، در سطح 10 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 و 10 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش غلظت Fe ریشه گردید و در سطح 10 mg Cd kg^{-1} کاربرد هر دو سطح Zn منجر به افزایش غلظت Fe ریشه شد. اثر متقابل Zn و Cd بر غلظت Mn بخش هوایی و ریشه در شکل ۷ نشان داده شده است؛ به طوری که ملاحظه می شود، در تمامی سطوح Cd، کاربرد Zn (به استثنای تیمارهای $\text{Cd}40\text{-Zn}5$ و $\text{Cd}80\text{-Zn}5$) باعث کاهش معنادار غلظت Mn بخش هوایی شد. اثر متقابل Zn و Cd بر غلظت Mn ریشه مشابه بخش هوایی بود، به طوری که در تمامی سطوح Cd، کاربرد Zn باعث کاهش غلظت Mn ریشه و افزایش شدید فاکتور انتقال Mn گردید. ممکن است Zn باعث آزاد شدن Mn از ریشه و انتقال آن به بخش هوایی شده باشد. Mn در بین فلزات مورد بررسی در این تحقیق دارای بیشترین میانگین فاکتور انتقال ($0/89$) بود. بیشترین غلظت Mn در بخش هوایی 134 mg kg^{-1} در تیمار $\text{Cd}0.5\text{-Zn}0$ و در ریشه 273 mg kg^{-1} در تیمار $\text{Cd}40\text{-Zn}0$ بود. کمترین غلظت Mn در بخش هوایی 41 mg kg^{-1} در تیمار $\text{Cd}80\text{-Zn}400$ و در ریشه 23 mg kg^{-1} در تیمار $\text{Cd}0\text{-Zn}400$ مشاهده شد.

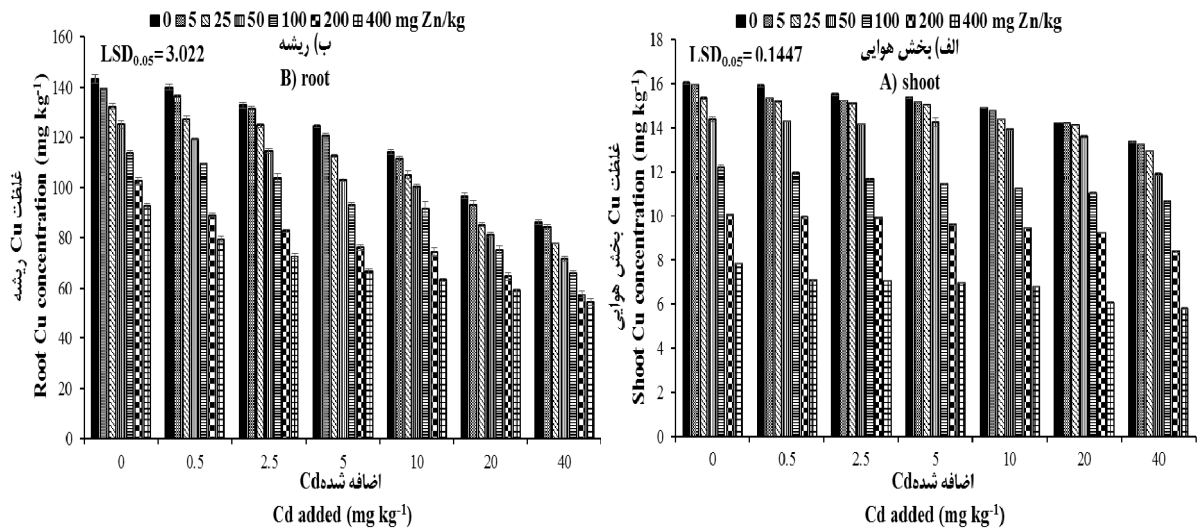
گزارش شده است که Cd غلظت Mn بخش هوایی گیاه را کاهش داد (15 ، 38 و 56). نتایج مشابهی نیز برای غلظت Mn ریشه مشاهده شده است (56). با این حال، ولیزاده و همکاران (60) دریافتند که غلظت Mn بخش هوایی برنج در سطح 5 mg Cd kg^{-1} با کاربرد سطوح 5 و 10 mg Zn kg^{-1} کاهش و در سطح 10 mg Cd kg^{-1} با کاربرد سطوح 5 و 10 mg Zn kg^{-1} کاهش یافت. آنان گزارش نمودند که در سطح 5 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 و 10 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش غلظت Mn ریشه و در سطح 10 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 و 10 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش غلظت Mn ریشه شد. اثر متقابل Zn و Cd بر غلظت Cu بخش هوایی و ریشه در شکل ۸ نشان داده شده است. همان طور که ملاحظه می شود، در تمامی سطوح Cd، کاربرد سطوح مختلف Zn باعث کاهش غلظت Cu در هر دو بخش هوایی و ریشه شد. این امر را می توان با توجه به روند افزایشی ماده خشک به اثر رقت و یا ممانعت Zn از جذب Cu توسط ذرت نسبت داد (43). سطوح پایین Zn فاکتور انتقال Cu را در تمامی سطوح Cd افزایش دادند، ولی سطوح بالای Zn این فاکتور انتقال Cu را در تمامی سطوح Cd کاهش دادند. میانگین فاکتور انتقال Cu برای کلیه تیمارها $0/410$ بود که کمترین میزان فاکتور انتقال در بین فلزات مورد مطالعه در این تحقیق بود.

10 Cd kg^{-1} ، کاربرد 5 تا $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Fe بخش هوایی (حداکثر 22 درصد در تیمار $\text{Cd}10\text{-Zn}100$) در مقایسه با سطح صفر Zn شد. در همین سطوح Cd، کاربرد 200 و $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ منجر به کاهش غلظت Fe بخش هوایی شدند. در سطح 10 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 تا 50 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش غلظت Fe بخش هوایی به میزان 20 درصد در مقایسه با سطح صفر Zn شد. در همین سطح Cd، کاربرد سطوح بالاتر Zn باعث کاهش غلظت Fe بخش هوایی شد. در سطح 40 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 و 25 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش غلظت Fe بخش هوایی به میزان 20 درصد در مقایسه با سطح صفر Zn شد. در همین سطح Cd، کاربرد سطوح بالاتر Zn باعث کاهش غلظت Fe بخش هوایی شد. در سطح 80 mg Cd kg^{-1} با کاربرد کلیه سطوح Zn، کاهش غلظت Fe بخش هوایی مشاهده شد. در مورد ریشه، تا سطح 20 mg Cd kg^{-1} کاربرد 5 تا $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث افزایش غلظت Fe ریشه (حداکثر به میزان 33 درصد در تیمار $\text{Cd}20\text{-Zn}100$) در مقایسه با سطح صفر Zn شد. در همین سطوح Cd، کاربرد 200 و $400 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ منجر به کاهش غلظت Fe ریشه شدند. در سطوح 40 و 80 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 تا 50 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش غلظت Fe ریشه (حداکثر به میزان 21 درصد در تیمار $\text{Cd}40\text{-Zn}50$) در مقایسه با سطح صفر Zn شد. در همین سطوح Cd، کاربرد 100 تا $1000 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ موجب کاهش غلظت Fe ریشه شد. بیشترین غلظت Fe در بخش هوایی 583 mg kg^{-1} در تیمار $\text{Cd}0\text{-Zn}100$ و در ریشه 3563 mg kg^{-1} در تیمار $\text{Cd}0.5\text{-Zn}100$ بود. کمترین غلظت Fe در بخش هوایی و ریشه به ترتیب 157 و 1587 mg kg^{-1} هر دو در تیمار $\text{Cd}80\text{-Zn}400$ بود. با توجه به نتایج، کاربرد Zn در سطوح پایین باعث افزایش غلظت Fe بخش هوایی و ریشه شده و در سطوح بالا آن را کاهش داد. با توجه به افزایش ماده خشک بخش هوایی و ریشه در سطوح پایین Zn، به نظر می رسد که کاربرد Zn در این سطوح باعث افزایش جذب Fe شده است. به همین ترتیب، سطوح بالاتر Zn کاهش جذب Fe را در پی داشته است. Fe دارای متوسط فاکتور انتقال معادل $0/16$ بود. Fe از طریق ایجاد پایداری در ساختار پروتئین های پیچیده و کلروپلاست ها تنش Cd را کاهش می دهد (54). با این حال، پورتمن (52) گزارش کرد که حضور Zn بر غلظت Fe بذر گندم در شرایط تنش Cd تأثیر معناداری نداشت. برخی محققان (56) اثر منفی Cd بر غلظت Fe بخش هوایی را گزارش کرده و برخی دیگر (55) آن را مشاهده نکردند. اثر مثبت (57) Cd بر غلظت Fe ریشه و عدم تأثیر آن (56) نیز گزارش شده است. ولیزاده و همکاران (60) مشاهده کردند که غلظت Fe بخش هوایی برنج در سطح 5 mg Cd kg^{-1} با کاربرد 5 mg Zn kg^{-1} افزایش و با کاربرد



شکل ۷- اثر متقابل Cd و Zn بر غلظت Mn (الف) بخش هوایی و (ب) ریشه

Figure 7- The effects of Cd and Zn interactions on the concentration of Mn A) shoot and B) root



شکل ۸- اثر متقابل Cd و Zn بر غلظت Cu (الف) بخش هوایی و (ب) ریشه

Figure 8- The effects of Cd and Zn interactions on the concentration of Cu A) shoot and B) root

افزایش غلظت Cu بخش هوایی شد. آنان همچنین گزارش نمودند که در سطح 5 mg Cd kg^{-1} و مصرف 5 mg Zn kg^{-1} منجر به کاهش غلظت Cu ریشه شده و مصرف 10 mg Zn kg^{-1} منجر به افزایش آن گردید. در سطح 10 mg Cd kg^{-1} ، کاربرد هر دو سطح Zn باعث کاهش غلظت Cu ریشه شد. ایمتیاز و همکاران (۳۱) گزارش نمودند که با کاربرد $5 \text{ تا } 20 \text{ mg Zn L}^{-1}$ ، غلظت Cu بخش هوایی گندم در مرحله اول کاهش یافت، اما در ریشه در مرحله اول رشد غلظت Cu کاهش یافت. همچنین آنان مشاهده کردند که در طی مرحله دوم رشد غلظت Cu بخش هوایی و ریشه با کاربرد $5 \text{ و } 10 \text{ mg Zn L}^{-1}$ افزایش و با کاربرد $15 \text{ و } 20 \text{ mg Zn L}^{-1}$ کاهش یافت.

بیشترین غلظت Cu در بخش هوایی و ریشه به ترتیب ۱۶ و 143 mg kg^{-1} بود که هر دو مربوط به تیمار شاهد بودند. کمترین غلظت Cu در بخش هوایی و ریشه به ترتیب $4/5$ و 45 mg kg^{-1} بود که هر دو مربوط به تیمار Cd80-Zn400 بودند. برخی محققان کاهش غلظت Cu بخش هوایی (۳۸) و ریشه (۵۶) گیاه را در حضور Cd گزارش کردند. در مقابل، در برخی تحقیقات نیز اثر معناداری مشاهده نگردید (۵۷). اثر مثبت Cd بر غلظت Cu بخش هوایی ذرت نیز گزارش شده است (۴۸). ولیزاده و همکاران (۶۰) مشاهده کردند که در سطح 5 mg Cd kg^{-1} و کاربرد $5 \text{ و } 10 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ باعث کاهش غلظت Cu بخش هوایی برنج شد. در سطح 10 mg Cd kg^{-1} نیز کاربرد 5 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش غلظت Cu بخش هوایی برنج گردید. با این حال، در این سطح Cd، کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} باعث

جدول ۴- ضریب همبستگی پیرسون بین وزن خشک و ترکیب شیمیایی بخش هوایی و ریشه
Table 4. Pearson correlation coefficients between shoot and root dry weight and chemical composition

بخش هوایی Shoot										
ریشه Root										
Cu	Mn	Fe	Zn	Cd	DW	Cu	Mn	Fe	Zn	Cd
DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW
0.599**	-0.168*	0.600**	-0.081	-0.500**	0.803**	0.528**	0.547**	0.581**	0.172*	-0.555**
-0.670**	0.588**	-0.847**	-0.165*	0.863**	-0.465**	-0.338**	-0.837**	-0.850**	-0.230**	1
-0.396**	-0.746**	0.190*	0.086**	0.013	0.077	-0.604**	-0.654**	-0.137	1	
0.713**	-0.404**	0.869**	0.037	0.899**	0.478**	0.740**	0.484**	1		
0.895**	0.449**	0.389**	-0.879**	-0.571**	0.442**	0.969**	1			
0.833**	0.506**	0.386**	-0.873**	-0.501**	0.542**	1				
0.520	-0.127	0.502**	-0.148	-0.431**	1					
-0.825**	0.389**	-0.837**	0.089	1						
-0.511**	-0.819**	0.106	1							
0.641**	-0.469**	1								
0.043	1									
1										

*** به ترتیب معنادار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد
* and **, significant at the 5 and 1% level of probability, respectively

همبستگی منفی نشان داد. غلظت Mn بخش هوایی با غلظت Cu بخش هوایی و وزن خشک، غلظت Fe و Cu ریشه همبستگی مثبت داشت. همین صفت با غلظت Cd، Zn و Mn ریشه همبستگی منفی نشان داد. غلظت Cu بخش هوایی با وزن خشک، غلظت Fe، Mn و Cu ریشه همبستگی مثبت داشت. همین صفت با غلظت Cd و Zn ریشه همبستگی منفی داشت. وزن خشک ریشه با غلظت Fe و Cu ریشه همبستگی مثبت نشان داد.

همین صفت با غلظت Cd ریشه همبستگی منفی داشت. غلظت Cd ریشه همبستگی منفی را با غلظت Fe و Cu ریشه نشان داد. غلظت Zn ریشه با غلظت Mn و Cu ریشه همبستگی منفی داشت. غلظت Fe ریشه با غلظت Cu ریشه همبستگی مثبت نشان داد. همین صفت با Mn ریشه همبستگی منفی داشت. غلظت Mn ریشه با غلظت Cu ریشه همبستگی مثبت نشان داد.

نتیجه گیری کلی

نتایج این تحقیق نشان داد که آستانه تحمل اکولوژیکی ذرت $800 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ بود. همچنین، سطحی از Zn که بر وزن خشک بخش هوایی ذرت در معرض Cd تأثیر مثبت داشت، با افزایش سطح Cd، افزایش یافت. در تمامی سطوح Cd، کاربرد مقادیر متوسط Zn از انباشت Cd در بخش هوایی جلوگیری کرد، ولی مصرف مقادیر کم و زیاد Zn باعث تشدید این انباشت گردید. انباشت Cd در ریشه با افزایش سطح کاربرد Zn افزایش یافت. غلظت Zn بخش هوایی و ریشه با افزایش سطح آن تا $100 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ افزایش یافته و سپس ثابت ماند. فاکتور انتقال Cd در عدم مصرف آن دارای بیشترین مقدار بود. فاکتور انتقال Zn با افزایش سطح آن ابتدا افزایش و سپس کاهش یافت. مصرف Zn در کلیه سطوح Cd، ابتدا باعث افزایش و سپس باعث کاهش غلظت Fe بخش هوایی و ریشه گردید. درحالی-که، کاربرد Zn در کلیه سطوح Cd باعث کاهش غلظت Mn و Cu بخش هوایی و ریشه شد. به طور کلی، Zn در غلظت های کم از اثرات سمیتی و انباشت Cd کاست، اما در غلظت های بالاتر نه تنها باعث مهار Cd نشد، بلکه اثرات منفی نشان داد.

آنان مشاهده نمودند که بیشترین غلظت Cu در شرایط عدم مصرف Zn رخ داد. غلظت Cu در ریشه بیش تر از اندام هوایی بود. ولیزاده و همکاران (۶۰) مشاهده کردند که در سطح 5 mg Cd kg^{-1} کاربرد ۵ و 10 mg Zn kg^{-1} باعث کاهش غلظت Cu بخش هوایی برنج شد و در سطح 10 mg Cd kg^{-1} ، کاربرد 5 mg Zn kg^{-1} باعث ادامه روند کاهشی در غلظت Cu و کاربرد 10 mg Zn kg^{-1} باعث افزایش غلظت Cu بخش هوایی شد. همچنین آنان گزارش نمودند که در ریشه برنج در سطح 5 mg Cd kg^{-1} مصرف 5 mg Zn kg^{-1} منجر به کاهش و مصرف 10 mg Zn kg^{-1} منجر به افزایش غلظت Cu ریشه برنج شد ولی در سطح 10 mg Cd kg^{-1} ، کاربرد هر دو سطح Zn باعث کاهش غلظت Cu ریشه شد.

در جدول ۴ ضریب همبستگی پیرسون بین وزن خشک بخش هوایی و ریشه و غلظت عناصر در بخش هوایی و ریشه آورده شده است. وزن خشک بخش هوایی با غلظت Fe، Mn، Cu و Zn بخش هوایی و نیز وزن خشک و غلظت Fe و Cu ریشه همبستگی مثبت معنادار داشت. همین صفت با غلظت Cd بخش هوایی و غلظت Cd، Zn و Mn ریشه همبستگی منفی معنادار نشان داد. ولیزاده (۵۹) نیز گزارش کرد که وزن خشک بخش هوایی برنج با غلظت Zn بخش هوایی و وزن خشک و غلظت Zn ریشه همبستگی مثبت و با غلظت Cd بخش هوایی همبستگی منفی داشت. غلظت Cd بخش هوایی با غلظت Cd و Mn ریشه همبستگی مثبت داشت. همین صفت با غلظت Fe، Mn، Cu و Zn بخش هوایی و وزن خشک، غلظت Fe، Cu و Zn ریشه همبستگی منفی داشت. ولیزاده (۵۹) نیز مشاهده کرد که غلظت Cd بخش هوایی برنج با غلظت Cd ریشه همبستگی مثبت و با غلظت Zn ریشه همبستگی منفی داشت. غلظت Zn بخش هوایی با غلظت Fe و Zn ریشه همبستگی مثبت داشت. همین صفت با غلظت Mn و Cu بخش هوایی و غلظت Mn و Cu ریشه همبستگی منفی نشان داد. ولیزاده (۵۹) نیز گزارش کرد که غلظت Zn بخش هوایی برنج با غلظت Zn ریشه همبستگی مثبت و با غلظت Cd ریشه همبستگی منفی داشت. غلظت Fe بخش هوایی با غلظت Mn و Cu بخش هوایی و وزن خشک، غلظت Fe و Cu ریشه همبستگی مثبت داشت. همین صفت با غلظت Cd و Mn ریشه

منابع

- 1- Adiloglu A., Adiloglu S., Gonulsuz E., and Oner N. 2005. Effect of zinc application on cadmium uptake of maize grown in zinc deficient soil, Pakistan Journal of Biological Sciences, 8(1): 10-12.
- 2- Alcantara E., Romera F.J., Canete M., and De la Guardia M.D. 1994. Effects of heavy metals on both induction and function of root Fe (III) reductase in Fe-deficient cucumber (*Cucumis sativus* L.) Plants, Journal of Experimental Botany, 45(12): 1893-1898.
- 3- Allison L.E., and Moodie C.D. 1965. Carbonate. p. 1379-1396. In C.A. Black et al. (ed.) Methods of Soil analysis. Part 2, Agron. Monogr 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

- 4- Alloway B.J. 1995. Heavy Metals in Soils. 2nd ed. Blackie Academic & Professional Publishers, London.
- 5- Alloway B.J. 2008. Zinc in Soils and Crop Nutrition. 2nd ed. Published by IZA and IFA, France.
- 6- Anonymous. 2008. Glossary of Soil Science Terms. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- 7- Aravind P., and Prasad M.N.V. 2003. Zinc alleviates cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* L.: a free floating freshwater macrophyte, Plant Physiology and Biochemistry, 41: 391–397.
- 8- Benton Jones J. 1997. Hydroponics a Practical Guide for the Soilles Grower, St. Lucie Press., Florida.
- 9- Boisson J., Ruttens A., Mench M., and Vangronsveld J. 1999. Evaluation of hydroxyapatite as a metal immobilizing soil additive for the remediation of polluted soils, Part 1. Influence of hydroxyapatite on metal exchangeability in soil, plant growth and plant metal accumulation. Environmental Pollution, 104(2): 225-233.
- 10- Bower C.A., Reitemeier R.F., and Fireman M. 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils, Soil Science, 73(4): 251-261.
- 11- Burton K.W., King J.B., and Morgan E. 1986. Chlorophyll as an indicator of the upper critical tissue concentration of cadmium in plants, Water, Air and Soil pollution, 27(1): 147-154.
- 12- Cakmak I., Welch R.M., Erenoglu B., Römhelt V., Norvell W.A., and Kochian L.V. 2000. Influence of varied zinc supply on re-translocation of Cadmium (¹⁰⁹Cd) and rubidium (⁸⁶Rb) applied on mature leaf of durum wheat seedlings, Plant and Soil, 219(1): 279-284.
- 13- Cataldo D.A., and Wildung R.E. 1978. Soil and plant factors influencing the accumulation of heavy metals by plants, Environmental Health Perspective, 27: 149-159.
- 14- Cherif J., Mediouni C., Ammar W.B., and Jemal F. 2011. Interactions of zinc and cadmium toxicity in their effects on growth and in antioxidative systems in tomato plants (*Solsnum lycopersicum*), Journal of Environmental Sciences. 23(5): 837-844.
- 15- Chizzola R. 2001. Micronutrient composition of *Papaver somniferum* L. grown under low cadmium stress conditions, Journal of Plant Nutrition, 24(11): 1663–1677.
- 16- Ciecko Z., Kalembsa S., Wyszowski M., and Rolka E. 2004. Effect of soil contamination by cadmium on potassium uptake by plants, Polish Journal of Environmental Studies, 13(3): 333-337.
- 17- Das P., Samantaray S., and Rout G.R. 1997. Studies on cadmium toxicity in plants: A review, Environmental Pollution, 98(1): 29-36.
- 18- Davis R.D., and Beckett P.H.T. 1978. Upper critical levels of toxic elements in plant. II. Critical levels of copper in young barley, wheat, rape, lettuce and ryegrass, and of nickel and zinc in young barley and ryegrass, New Phytologist, 80: 23-32.
- 19- Dong J., Wu F., and Zhang G. 2006. Influence of cadmium on antioxidant capacity and four microelement concentrations in tomato seedlings (*Lycopersicon esculentum*), Chemosphere, 64(10): 1659-1666.
- 20- Ebbs S.D., and Kochian L.V. 1997. Toxicity of zinc and copper to brassica species: implications for phytoremediation, Journal Environmental Quality, 26: 776–781.
- 21- Erdem H., Tosun Y.K., and Ozturk M. 2012. Effect of cadmium-zinc interactions on growth and Cd-Zn concentration in durum and bread wheats, Fresenius Environmental Bulletin, 21(5): 1046-1051.
- 22- Fontes R.L.S., and Cox F.R. 1998. Zinc toxicity in soybean grown at high iron concentration in nutrient solution, Journal of Plant Nutrition, 21(8): 1723–1730.
- 23- Gao X., and Grant C.A. 2012. Cadmium and zinc concentration in grain of durum wheat in relation to phosphorus fertilization, crop sequence and tillage management, Applied and Environmental Soil Science, 2012: 1-10.
- 24- Gee, G.W., and Bauder J.W. 1986. Particle-size analysis. p. 383-411. In A. Klute (ed.) Methods of soil analysis. Part 1. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 25- Gilmore, J.T., and Kittrick J.A. 1979. Solubility and equilibria of zinc in a flooded soil, Soil Science Society of America Journal, 43(5): 890-892.
- 26- Goyer R.A. 1997. Toxic and essential metal interactions, Annual Review of Nutrient, 17: 37–50.
- 27- Hafeez U.R., Farooq M., and Afzal I. 2007. Late sowing of wheat seed priming, Available in www.DAWN.com.
- 28- Han S.H., Kim D.H., and Lee J.C. 2010. Cadmium and zinc interaction and phytoremediation potential of seven *salix caprea* clones, Journal of Ecology and Field Biology. 33(3): 245-251.
- 29- Hart J.J., Welch R.M., Norvell W.A., and Kochia L.V. 2002. Transport Interaction between cadmium and zinc in roots of bread wheat and durum wheat seedlings, Physiologia Plantarum, 116(1): 73-78.
- 30- Herren T., and Feller U. 1997. Transport of cadmium via xylem and phloem in maturing wheat shoots: Comparison with the translocation of zinc, strontium and rubidium, Annals of Botany, 80(5): 623-628.
- 31- Imtiaz M., Alloway B.J., Shah K.H., Siddiqui S.H., Memon M.Y., Aslam M., and Khan P. 2003. Zinc nutrition of wheat: II: Interaction of zinc with other trace elements, Asian Journal of Plant Sciences, 2(2): 156-160.
- 32- Jamali N., Ghaderian S.M., and Karimi N. 2014. Effects of cadmium and zinc on growth and metal accumulation of *Mathiola flavida* boiss, Environmental Engineering and Management Journal, 13(12): 2937-2944.
- 33- Jones B.J. 2001. Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis, CRC Press LLC, USA.
- 34- Klute A. 1986. Water retention: laboratory methods. p. 635-660. In A. Klute. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. 2nd ed. Agron. ASA and SSSA, Madison, WI.

- 35- Knudsen D., Peterson G.A., and Pratt P.F. 1982. Lithium, sodium, and potassium, p. 225-246. In A.L. Page et al. (ed.) Method of Soil Analysis. Part2. 2nd ed. Agron. Monger. 9. ASA and SSSA, Madison. WI.
- 36- Koleli N., Eker S., and Cakmak I. 2004. Effect of zinc fertilization on cadmium toxicity in durum and bread wheat in zinc deficient soil, Environmental Pollution, 131: 453-459.
- 37- Kuo S. 1996. Phosphorus. p. 869-919. In D.L. Sparks (ed.) Methods of Soil Analysis, Part 3. 3rd ed. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 38- Kurana M.P.S., and Jhanji S. 2014. Influence of cadmium on dry matter yield, micronutrient content and its uptake in some soils, Journal of Environmental Biology, 35: 865-870.
- 39- Lagriffoul A., Mocquot B., Mench M., and Vangronsveld J. 1998. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll content, and activities of stressing related enzymes in young maize plants (*Zea mays*), Plant and Soil, 200: 241-250.
- 40- Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper, Soil Science Society of America, 42(3): 421-428.
- 41- Liu W.J., Zhu Y.G., and Smith F.A. 2005. Effects of iron and manganese plaques on arsenic uptake by rice seedlings (*Oryza sativa* L.) grown in solution culture supplied with arsenate and arsenate, Plant and Soil, 277: 127-138.
- 42- Macnicol R.D., and Beckett P.H.T. 1985. Critical tissue concentration of potentially toxic elements, Plant and Soil, 85: 107-129.
- 43- Marschner H. 1986. Mineral Nutrition of Higher Plants, Academic press, Germany.
- 44- McKenna I.M., Chaney R.L., and Williams F.M. 1993. The effects of cadmium and zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach, Environmental Pollution, 79(2): 113-120.
- 45- McLean E.O. 1982. Soil pH and lime requirement, p. 199-224. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 46- McBride M.B. 1994. Environmental Chemistry of Soils, Oxford University Press. Oxford.
- 47- Moustakas N.K., Akoumianaki-Ioannidou A., and Barouchas P.E. 2011. The effects of cadmium and zinc interactions on the concentration of cadmium and zinc in pot marigold (*Calendula officinalis* L.), Australian Journal of Crop Science, 5(3): 277-282.
- 48- Nan Z., Li J., Zhang J., and Clieng G. 2002. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system wider actual field, Science of the Total Environment, 285(1-3): 187-195.
- 49- Narwal R.P., Singh M., Singh J.P., and Dahiya D.J. 1993. Cadmium-zinc interaction in maize grown on sewer water irrigated soil, Arid Soil Reserch Rehabilitation. 7(2): 125-131.
- 50- Nelson D.W., and Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter, p. 539-579. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 51- Oliver D.P., Wilhelm N.S., McFarlane J.D., Tiller K.G., and Cozens G.D. 1997. Effect of soil and foliar applications of zinc on cadmium concentrations in wheat grain, Australian Journal of Experimental Agriculture, 37(6): 677-681.
- 52- Portman D. 2012. Cadmium and zinc uptake in wheat as affected by nitrogen fertilization and agricultural management, Master thesis. Supervised by. Dr. Susan Tandy. Prof. Dr. Rainer Schulin.
- 53- Poschenrieder C.H., and Barceló J. 1999. Water relations in heavy metal stressed plants, p. 207-230. In M.N.V. Prasad et al. (ed.) Heavy Metal Stress in Plants. Springer-Verlag, Heidelberg.
- 54- Qureshi M.I., D'Amici G.M., Fagioni M., Rinalducci S., and Zolla L. 2010. Iron stabilizes thylakoid protein-pigment complexes in Indian mustard during Cd-phytoremediation as revealed by BN-SDS-PAGE and ESI-MS/MS, Journal of Plant Physiology, 167(10): 761-770.
- 55- Rahimi T., and Ronaghi E. 2012. Effect of different sources of zinc on the concentration of cadmium and some trace elements in spinach in a calcareous soil, Science and Technology of Greenhouse Cultures, 10: 101-111. (in Persian)
- 56- Safarzadeh, S., Ronaghi A., and Karimian N. 2013. Effect of cadmium toxicity on micronutrient concentration, uptake and partitioning in seven rice cultivars, Archives Agronomy and Soil Science, 59(2): 231-245.
- 57- Skrebsky E.C., Tabaldi L.A., Pereira L.B., Rauber R., Maldaner J., Cargnelutti D., Gonçalves J.F., Castro G.Y., Shetinger M.R.C., and Nicoloso F.T. 2008. Effect of cadmium on growth, micronutrient concentration, and δ -aminolevulinic acid dehydratase and acid phosphatase activities in plants of *Pfaffia glomerata*, Brazilian Journal of Plant Physiology, 20(4): 285-294.
- 58- Smilde K.W., Van Luit B., and Van Driel W. 1992. The extraction by soil and absorption by plants of applied zinc and cadmium, Plant and Soil, 143: 233-238.
- 59- Valizadeh Fard F. 2011. The combined effect of Zn and Cd on two varieties of rice (Vandana and Hashemi) in flooded and non-waterlogged conditions, Thesis, University of Tabriz. (in Persian with English abstract).
- 60- Valizadeh Fard F., Rihani Tabar A., Najafi N., and Oustan S. 2012_a. The combined effect of cadmium and zinc in a calcareous soil on the uptake of phosphorus, copper, iron and manganese by two varieties of rice in flooded and

- non-waterlogged conditions, Journal of Soil and Water Research, 1(43): 207-219.
- 61- Valizadeh Fard F., Rihani Tabar A., Najafi N., and Oustan S. 2012_b. The combined effects of cadmium and zinc on the growth characteristics of rice and zinc, cadmium, iron, manganese and non-waterlogged waterlogged soil moisture conditions, Journal of Soil and Water Research, 3(43): 195-205.
- 62- Verloo M., Willaert G., and Cottenie A. 1986. Determination of the upper critical levels of heavy metals in plant and soils, Studies in Environmental Science, 29:207-215.
- 63- Verougstraete V., Lison D., and Hotz P. 2003. Cadmium, lung and prostate cancer: a ystematic review of recent epidemiological data, Journal of Toxicology and Environmental Health, part B: Critical Review, 6: 227-255.
- 64- Zhao Z.Q., Zhu Y.G., Kneer R., and Smith S.E. 2005. Effect of zinc on cadmium toxicity induced oxidative stressing winter wheat seedlings, Journal of Plant Nutrition, 28(11): 1947-1959.
- 65- Zhong-qiu Z., Yong-guan Z., and Yun-long C. 2005. Effect of zinc on cadmium uptake by spring wheat (*Triricum aestivum*, L.): long-time hydroponic study and short-time ¹⁰⁹Cd tracing study, Journal Zhejiang University Science, 6A(7): 643-648.



Effects of Cadmium and Zinc Interactions on Growth and Chemical Composition of Corn (*Zea mays* cv. single cross)

S. Sadeghi^{1*}- S. Ostan²- N. Najafi³- M. Valizadeh⁴- H. Monirifar⁵

Received: 25-11-2015

Accepted: 05-12-2016

Introduction: Heavy metal contamination not only adversely affects the chemical properties, availability of nutrients and biological activity of the soils, but also causes serious risk to the human health from entering the food chain. Cadmium as an unnecessary heavy metal is highly toxic to plants. Cadmium toxicity inhibits plant growth and even death. Metabolic processes such as photosynthesis and cellular respiration are disturbed due to cadmium toxicity. Among the heavy metals, zinc is an important nutrient in many biological processes such as photosynthesis, activity of antioxidant enzymes, proteins, hormones and other activities. Because of the similar chemical behavior of cadmium and zinc, interaction between the two metals is of interest to many researchers.

Materials and Methods: In this study, to investigate the interaction effects of cadmium and zinc on shoot and root dry matter and chemical composition of corn (*Zea mays* cv. single cross 704), a factorial experiment as a randomized complete block design in triplicate with eight levels of cadmium (zero, 0.5, 2.5, 5, 10, 20, 40 and 80 mg Cd kg⁻¹) and eight levels of zinc (zero, 5, 25, 50, 100, 200, 400 and 800 mg Zn kg⁻¹) was conducted in a loamy sand soil under greenhouse conditions. After 60 days, the plants were harvested and dry weights of shoots and roots were determined. Moreover, after wet digestion, the concentrations of cadmium, zinc, iron, manganese and copper in these tissues were determined by flame atomic absorption spectrometry (Shimadzu-6300).

Results and Discussion: Treatments with 800 mg Cd kg⁻¹ showed symptoms of cadmium and or zinc toxicity at early stages of the growth. These plants died after 10 to 20 days of germination. The results showed that the cadmium and zinc interactions on shoot and root dry weights were significant. At 0.5, 2.5, 20 and 80 mg Cd kg⁻¹ (except for Cd0.5-Zn25), application of 5 to 50 mg Zn kg⁻¹ increased shoot dry weight. Higher levels of zinc supplementation exhibited adverse effects. At 5 and 10 mg Cd kg⁻¹, supply of 5 to 100 mg Zn kg⁻¹ was associated with an increase in shoot dry weight, but shoot growth was reduced at higher zinc levels. At 40 mg Cd kg⁻¹, application levels of 5 to 200 mg Zn kg⁻¹ increased shoot dry weight, whereas 400 mg Zn kg⁻¹ showed adverse effects. Moreover, the cadmium and zinc interactions on chemical composition of corn were significant. Based on the results, at low levels of cadmium, zinc supplementation at each level increased the shoot and root cadmium concentrations, while at high levels of cadmium, low and high zinc supply caused a decrease and increase in the shoot as well as root cadmium concentrations, respectively. The concentration of a particular trend was observed on the shoot and root. Supplementation of zinc at each level of cadmium (except for 80 mg Cd kg⁻¹), first increased and then decreased the iron concentration of shoots and roots. Application of zinc at each level of cadmium decreased manganese and copper concentrations in shoots and roots.

Conclusions: According to the results, the ecological tolerance of corn to zinc was found to be 800 mg Zn kg⁻¹. Also, the application level of zinc with positive effect on shoot dry weight increased with an increase in cadmium level. At all levels of cadmium, supplementation of zinc at medium levels prevented the accumulation of cadmium in shoots, while high and low levels of zinc intensified the cadmium accumulation. The highest accumulation of cadmium in roots was occurred at highest level of zinc. Zinc supplementation at each level of cadmium first increased and then decreased iron concentration in shoots and roots. However, zinc supply at each level of cadmium decreased copper and manganese concentrations in shoots and roots. As a conclusion, zinc at low levels diminished toxic effects and accumulation of cadmium, meanwhile high levels of zinc not only did not control cadmium but showed deleterious effects. The critical level of poisoning for cadmium in aerial parts of both plants in lower density in the soil (up to 90 mg kg⁻¹) showed very little changes, but in higher density, it

1- Assistant Professor, Department of Soil Science, University of Maragheh

(*- Corresponding Author Email: Sirossadeghi@yahoo.com)

2 and 3- Professor and Associate Professor, Department of Soil Science, University of Tabriz

4- Professor, Department of Plant Breeding and Biotechnology, University of Tabriz

5- Associate Professor, Genetic and Crop Product, East Azarbaijan Agriculture and Natural Resources Research Center

decreased in *brassica napus* and increased in *zea mays*. The critical level of poisoning on the aerial parts of both plants showed very little change with increasing the total density of cadmium in the soil.

Keywords: Accumulation, Cadmium, Shoot and root dry weights, Zinc



مطالعه پذیرفتاری مغناطیسی خاک‌های یک ردیف پستی و بلندی

مطالعه موردی: دشت بشار، استان کهگیلویه

محمود انجوی نژاد^۱ - حمیدرضا اولیایی^{۲*} - ابراهیم ادهمی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۲/۲۱

چکیده

پذیرفتاری مغناطیسی (χ) به میزان گسترده‌ای جهت ارزیابی تکامل خاک‌ها استفاده می‌شود. اندازه‌گیری پذیرفتاری مغناطیسی روشی سریع، غیر تخریبی، ساده و نسبتاً ارزان می‌باشد و در مطالعات مرتبط با پیدایش خاک کاربرد زیادی دارد. از سوی دیگر توالی پستی و بلندی نیز می‌تواند بیانگر تکامل خاک در واحدهای مرتبط با آن باشد. بنابراین به منظور اطلاع از ارتباط بین پذیرفتاری مغناطیسی خاک با میزان تکامل خاک در یک ردیف پستی و بلندی، ۱۱ خاک‌خرد در واحدهای مختلف فیزیوگرافی در دشت بشار یاسوج حفر و نمونه‌برداری انجام شد. پذیرفتاری مغناطیسی نمونه‌های خاک در فرکانس‌های ۴۶ و ۴/۶ کیلوهرتز اندازه‌گیری شد. به طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که پستی و بلندی، وضعیت زهکشی و کاربری از مهمترین عوامل تأثیرگذار بر تشکیل و تکامل خاک‌های منطقه بوده‌اند. در اغلب خاک‌های مطالعه‌شده مقدار χ با افزایش عمق کاهش می‌یابد و در برخی خاک‌ها میزان χ به دلیل انتقال ذرات ریز فرومگنتیک به همراه ذرات رس در افق B حداکثر بوده‌است. بیشترین مقدار پذیرفتاری (به میزان $52/7 \text{ SI} \cdot 10^{-8}$) به طور عمده در خاک‌هایی واقع بر سطوح پایدارتر، شرایط زهکشی بهتر و تکامل نسبی بیشتر مشاهده شد. توزیع آهن پدوژنیک (Fe_d) به میزان زیادی در خاک‌ها با توزیع پذیرفتاری همبستگی نشان داد ($R^2=0.61$). رابطه مثبت و معنی داری بین χ و Fe_d و همچنین با آهن عصاره‌گیری‌شده با اسید نیتریک (Fe_n) یا آهن شبه‌کل مشاهده شد. شرایط اکوییک در خاک‌های مورد مطالعه موجب کاهش پذیرفتاری، میزان Fe_d و نسبت Fe_d/Fe_n به ترتیب به میزان ۴۳، ۴۴ و ۶۵ درصد شده‌است. این شرایط تفاوت محسوسی بر میزان آهن شبه‌کل نداشته‌است.

واژه‌های کلیدی: اکسید آهن، تکامل خاک، شرایط اکوییک، کاربری اراضی

مقدمه

بلندی اشاره به پیکره‌بندی سطح زمین دارد که شامل تفاوت در ارتفاع موقعیت‌ها و شکل کلی سطح زمین می‌باشد. این ویژگی‌ها بطور غیرمستقیم با تأثیر بر چگونگی آب و هوا، چگونگی تابش خورشید، بارش، باد و توسعه خاک اثر می‌کند (۳۷). همچنین پستی و بلندی، یکی از عوامل منطقه‌ای است که در قالب ارتفاع، موقعیت، جهت و درصد شیب و زهکشی طبیعی تأثیر مستقیم و غیر مستقیمی بر فرایندهای تشکیل، تکامل و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک از جمله رنگ، درصد رس، مواد آلی، واکنش خاک، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربنات کلسیم و کانی‌شناسی و حتی عناصر غذایی مانند فسفر و آهن دارد (۴۲). محسوس‌ترین اثر پستی و بلندی در تشکیل خاک در نواحی کوهستانی مشاهده می‌شود. در این مناطق فرسایش، فرآورده‌های حاصل از هوازدگی شیب‌ها را برداشت و در اراضی مسطح پایین‌دست به جا می‌گذارد و بدین ترتیب منجر به افزایش عمق خاک خواهد شد (۳۳). در مطالعات انجام شده توسط بولینگ و همکاران (۳) درباره اثر موقعیت پستی و بلندی بر خصوصیات خاک، هیدرولوژی و محصول اراضی دیم و پست تحت کشت برنج، واقع در

خاک به عنوان یکی از مهم‌ترین منابع طبیعی، جایگاه ویژه‌ای را در اکوسیستم کره زمین عهده‌دار است. بررسی و مطالعه خاک‌های هر منطقه از جمله کارهای اساسی و زیربنایی هر پروژه کشاورزی و تحقیقاتی می‌باشد. خاک یک عامل مهم در تولید محصولات کشاورزی بوده و یکی از مهم‌ترین منابع طبیعی هر کشور محسوب می‌شود و در بارور نمودن اقتصاد هر کشور بسیار موثر است. بررسی چگونگی تکوین و تکامل خاک به عنوان مطالعه بنیادین و پایه مطرح گردیده است.

پستی و بلندی یکی از عوامل تأثیرگذار بر تحول خاک شناخته شده و در بسیاری از مدل‌های خاکسازي منظور گردیده است. پستی و

۱ و ۲ - به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد و دانشیاران گروه علوم خاک، دانشگاه یاسوج

(*) - نویسنده مسئول:

(Email: Owliaie@yu.ac.ir

DOI: 10.22067/jsw.v31i2.53341

یک یا چند شکل و به مقادیر مختلف وجود دارند (۳۲). رفتارهای مغناطیسی در اجسام به پنج دسته تقسیم می‌شوند که بر حسب میزان پذیرفتاری مغناطیسی و به ترتیب نزولی شامل فرومگنتیسم (مانند آهن خالص)، فری‌مگنتیسم (مانند مگنتیت و مگهمیت)، کنتد آنتی فرومگنتیسم (مانند هماتیت و گوئیت)، پارامگنتیسم (مانند لپیدوکروسیت) و دیامگنتیسم (مانند کوارتز، آهک، گچ و ماده آلی) می‌باشد (۲۰). منبع اصلی پذیرفتاری در اغلب خاک‌ها کانی‌های فری‌مگنتیک مانند مگنتیت (Fe_3O_4) و مگهمیت ($\gamma\text{Fe}_2\text{O}_3$) می‌باشند. محیط‌های پدوژنیکی بر پایداری و تبدلات این کانی‌ها در خاک تاثیر می‌گذارد (۳۲). خصوصیات فیزیکی کانی‌های مغناطیسی تابعی از نوع کانی، شکل بلور، اندازه آن و سایر عوامل می‌باشد (۲۰).

افزایش پذیرفتاری خاک اساساً به دلیل تشکیل پدوژنیک کانی‌های فری‌مگنتیک می‌باشد که به میزان زیادی به عوامل خاک‌ساز شامل ماده مادری، آب و هوا، پستی و بلندی و پوشش گیاهی بستگی دارد (۱۳). پستی و بلندی با توجه به افزایش میزان پذیرفتاری مغناطیسی مهم است، زیرا ارتباط تنگاتنگی با زهکشی خاک و انتقال ذرات خاک دارد. مطالعات پذیرفتاری بر روی یک کاتنا، بر اساس اینکه کدام اندازه ذره بر بخش مغناطیسی تاثیر دارد، ارتباط‌های مختلفی را نشان می‌دهند. معمولاً میزان پذیرفتاری در پایین شیب به دلیل تحول در ماده مادری افزایش می‌یابد که این موضوع مرتبط با تغییرات بخش ریز خاک است (۱۱ و ۴۰). با این حال کاهش میزان پذیرفتاری به دلیل وجود پوشش روی ذرات درشت‌تر و در اندازه ذرات شن که حامل مواد پدوژنیکی دارای قابلیت مغناطیسی است نیز مشاهده شده است (۱۲). کامارگو و همکاران (۵) در مطالعه ارتباط میان پذیرفتاری مغناطیسی در سطوح ژئومورفیک بر روی یک ترانسکت ۵۰۰ هکتاری در یک خاک اکسی‌سول در کشور برزیل مقادیر بالاتر پذیرفتاری مغناطیسی و اکسیدهای آهن را در سطوح قدیمی‌تر مشاهده نمودند. نامبردگان از ویژگی‌های مکانی مقادیر بالاتر پذیرفتاری مغناطیسی و اکسیدهای آهن جهت مرزبندی واحدها استفاده نمودند. سیکویرا و همکاران (۳۵) در مطالعه تغییرات مکانی پذیرفتاری مغناطیسی و برخی عوامل خاک‌ساز در یک چشم‌انداز در کشور برزیل، ارتباط معنی‌داری را میان برخی متغیرها از جمله میزان رس، طول موج رنگ خاک، شاخص پوشش گیاهی با پذیرفتاری مغناطیسی در واحدهای مختلف ژئومورفیک مشاهده نمودند. نتایج این تحقیق یک راهکار جدید برای نقشه‌برداری اراضی با الگوهای متفاوت از میزان اکسیدهای آهن پدوژنیک ارائه نموده‌است.

فاین و همکاران (۱۵) گزارش نمودند که تکامل متوالی خاک منجر به پیشگویی یک الگوی توزیع پذیرفتاری در خاک‌رخ می‌شود. از آن جایی که پذیرفتاری افق‌های آبسته (الوویال) بیشتر از افق‌های ته‌نشستی (ایلوویال) می‌باشد، بنابراین میزان افزایش پذیرفتاری می‌تواند به عنوان شاخصی از میزان فرایندهای خاک‌سازی مطرح

جنوب شرق آسیا، مشخص شد که به دلیل شرایط ژئومورفیک، میزان رس در اراضی بالادست کمتر از اراضی پایین‌دست است، پتاسیم قابل تبادل، ظرفیت تبادل کاتیونی و کربن آلی از بالای شیب به سمت پایین افزایش می‌یابد، در حالی که چگالی ظاهری از بالا به پایین کاهش می‌یابد، همچنین پهاش خاک در بالای شیب نسبت به وسط شیب کمتر است. سایر خصوصیات در قسمت‌های مختلف ردیف پستی و بلندی مشابه بودند.

استفاده از شاخص میزان آهن آزاد در خاک یکی از عوامل مناسب برای تعیین درجه تکامل خاک می‌باشد. در طی فرایند هودایدگی و تکامل خاک، آهن از مواد معدنی (کانی‌های اولیه) آزاد می‌گردد و این مواد ممکن است از خاک‌رخ خارج شده (در اثر آبشویی) و یا به شکل‌های مختلف در خاک باقی بمانند (۱). مقدار اکسیدهای آهن بلوری آزاد از اختلاف بین آهن متبلور (عصاره‌گیری شده با سیترات بیکربنات دی‌تیونات) و مقدار آهن بی‌شکل (عصاره‌گیری شده با اگزالات آمونیوم) بدست می‌آید که بصورت پدوژنتیکی تشکیل شده که با سن خاک افزایش می‌یابد (۳۹).

پذیرفتاری مغناطیسی یا قابلیت مغناطیسی شدن کمیتی است که میزان مغناطیسی شدن یک جسم در یک میدان مغناطیسی را نشان می‌دهد و میزان این تأثیر تابع مقدار و نوع کانی‌های مغناطیسی است که در نمونه وجود دارد. این کمیت به صورت معادله زیر تعریف می‌شود:

$$K = \frac{H}{I} \quad (1)$$

در معادله فوق M ، میزان مغناطیس‌پذیری جسم، H ، شدت میدان مغناطیسی (هر دو برحسب آمپر بر متر) و K پذیرفتاری مغناطیسی حجمی است. پذیرفتاری خاک نیز می‌تواند برحسب جرمی نیز بیان گردد که به صورت معادله زیر می‌باشد:

$$\chi_{\text{mas}} = \frac{K}{\rho} \quad (2)$$

در معادله بیان شده ρ ، جرم مخصوص ظاهری برحسب kg m^{-3} ، χ_{mas} ، پذیرفتاری مغناطیسی جرمی برحسب $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ می‌باشد.

پذیرفتاری مغناطیسی به طور فزاینده‌ای در طیف گسترده‌ای از مطالعات خاک نظیر ردیابی منابع رسوبات در حوضه مخزن و آبخوان‌ها (۷ و ۹)، شناسایی اثرات آتش‌سوزی بر اکسیدهای مغناطیسی در خاک‌ها و رسوبات دریاچه (۲۳ و ۴۰) تشریح و تشخیص یکنواختی مشخصات مواد مادری و ردیف زمانی خاک‌ها (۱۳، ۴۱ و ۴۳) و تشریح فرایندهای تشکیل خاک و درک محیط‌های خاک‌ساز (۲، ۱۹، ۳۴ و ۴۴) استفاده می‌شود.

اکسیدهای آهن خصوصاً گوئیت، هماتیت، لپیدوکروسیت، مگهمیت و مگنتیت فراوان‌ترین اکسیدهای فلزی در اکثر خاک‌ها می‌باشند. این اکسیدها در خاک‌های مناطق مختلف آب و هوایی در

گردد (۱۵، ۲۴، ۲۵ و ۳۴).

شاخص دیگر پذیرفتاری، اندازه‌گیری پذیرفتاری وابسته به فرکانس می‌باشد که مرتبط با پذیرفتاری در میدان‌های مغناطیسی ایجاد شده در دو فرکانس مختلف ۰/۴۶ و ۴/۶ کیلوهرتز می‌باشد. این نوع اندازه‌گیری برای تشخیص حضور کانی‌های بسیار ریز سوپراپارامگنتیک (>0.3 میکرومتر) که به عنوان بلورهای که تا حد زیادی توسط فرآیندهای پدوژنیک در خاک تولید می‌شوند، استفاده می‌شود.

در نمونه‌های حاوی مقدار نسبتاً زیاد کانی‌های بسیار ریز تفاوت بیشتری بین قرائت‌ها در دو فرکانس مشاهده می‌شود. پذیرفتاری مغناطیسی وابسته به فرکانس (χ_{fd}) به صورت زیر محاسبه می‌گردد:

$$\chi_{fd} = 100(\chi_{lf} - \chi_{hf}) / \chi_{lf} \quad (۳)$$

که در آن χ_{fd} پذیرفتاری مغناطیسی وابسته به فرکانس بر حسب درصد، χ_{lf} پذیرفتاری مغناطیسی در فرکانس پائین (۰/۴۶ KHz) و χ_{hf} پذیرفتاری مغناطیسی در فرکانس بالا (۴/۶ KHz) می‌باشد. هر چه اختلاف میان پذیرفتاری مغناطیسی در فرکانس زیاد و کم یک خاک بیشتر باشد، نشان‌دهنده دخالت بیشتر ذرات مغناطیسی با اندازه کوچکتر از ۰/۳ میکرومتر که عمده‌تاً پدوژنیک هستند، می‌باشند (۸).

اولیایی و نجفی (۲۸) در مطالعه پذیرفتاری خاک‌های دشت مادوان مقادیر پذیرفتاری مغناطیسی وابسته به فرکانس را در دامنه ۰/۵ تا ۵ درصد گزارش نمودند. نامبردگان مقادیر بالاتر این شاخص را در افق‌های تجمع رس و نزدیک‌تر به سطح و در خاک‌های با زهکشی خوب گزارش نمودند. کوئچانو و همکاران (۲۹) با بررسی اراضی کشت شده در شمال شرق اسپانیا اعلام کردند که پذیرفتاری مغناطیسی تحت تاثیر ارتفاع و شیب قرار گرفته به طوری که بیشترین میزان پذیرفتاری در بالادست شیب و کمترین میزان در پایین‌دست شیب مشاهده شد. اولیایی و همکاران (۲۵) نیز در مطالعه پذیرفتاری مغناطیسی خاک‌های استان کهگیلویه و بویراحمد حداکثر مقادیر پذیرفتاری مغناطیسی را در موقعیت‌های پایدار ژئومورفولوژیک مشاهده نمودند.

همانگونه که ذکر شد، پذیرفتاری مغناطیسی از ویژگی‌هایی است که در زمان کوتاهی قابل اندازه‌گیری است. مطالعات نشان داده است که این ویژگی ارتباط خوبی با برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، تکاملی و شرایط زهکشی و در برخی موارد کاربری خاک دارد. تحقیقات چندی در ارتباط با خصوصیات مغناطیسی و ارتباط آن با اشکال آهن، شرایط پستی و بلندی و اثر کاربری بر خصوصیات مغناطیسی در خاک‌های آهکی استان کهگیلویه و بویراحمد صورت نگرفته است. لذا این مطالعه به منظور بررسی اثر شرایط پستی و بلندی بر برخی ویژگی‌های خاک در دشت بشار یاسوج در جنوب شرق استان کهگیلویه و بویر احمد صورت پذیرفت.

مواد و روش‌ها

دشت بشار یاسوج با ارتفاع ۱۷۵۰ تا ۱۸۰۰ متر از سطح دریا در جنوب شرق استان کهگیلویه و بویراحمد واقع گردیده است. میانگین دما و بارندگی سالانه در این منطقه به ترتیب ۱۵/۱ درجه سانتی‌گراد و ۸۱۷ میلی‌متر می‌باشد. رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک این دشت به ترتیب زریک و ترمیک می‌باشد (شکل ۱). از نظر زمین‌شناسی دشت بشار یاسوج از رسوبات آبرفتی-آهکی دوران چهارم تشکیل شده است.

در این مطالعه در یک فاصله تقریبی ۷ کیلومتری تعداد ۱۱ خاک‌برخ بر روی یک ردیف پستی و بلندی حفر شد (شکل ۲). پس از تشریح خاک‌برخ‌ها بر اساس راهنمای تشریح خاک‌برخ (۳۶) از افق‌های مشخصه به میزان لازم نمونه خاک برداشته و پس از انتقال به آزمایشگاه، خاک‌ها هوا خشک و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد.

به منظور انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، ابتدا آزمایش توزیع اندازه ذرات خاک به روش هیدرومتر (۴) انجام پذیرفت. پهاش و هدایت الکتریکی در تعلیق ۱:۵ (آب: خاک) انجام گرفت (۳۰). کربن آلی به روش اکسیداسیون تر با دی‌کرومات (۲۲)، کربنات کلسیم معادل به وسیله تیتراسیون با اسید (۳۱) و ظرفیت تبادل کاتیونی به روش استات سدیم نرمال (۶) مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند.

پذیرفتاری مغناطیسی نمونه‌های پودری خاک به‌وسیله دستگاه Bartington Dual Frequency MS2 Meter اندازه‌گیری شد. نمونه‌ها را در ظرف پلاستیکی با قطر و ارتفاع مشخص قرار داده شد و پس از توزین، به منظور تعیین چگالی ظاهری، میزان پذیرفتاری مغناطیسی در فرکانس ۰/۴۶ KHz و ۴/۶ KHz اندازه‌گیری شد. قرائت‌های شاهد بر روی ظروف خالی در ابتدا و انتها نمونه‌های خاک، جهت تصحیح اثرات احتمالی ظرف بر میزان پذیرفتاری مغناطیسی انجام پذیرفت (۱۰). ترکیبات آهن متبلور، بی‌شکل و آلی (Fe_d) بوسیله عصاره‌گیری توسط سیترا- بی کربنات- دی تیونات (CBD) استخراج گردید (۱۷). آهن شبه‌کل خاک (Fe_n) نیز به وسیله عصاره‌گیری توسط اسید نیتریک ۴ نرمال اندازه‌گیری گردید (۳۸). میزان آهن موجود در عصاره‌ها توسط دستگاه جذب اتمی شیمادزو مدل AA 670 پس از رقیق کردن به میزان لازم اندازه‌گیری گردید. در انتها داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS₁₆ از نظر آماری تجزیه و تحلیل شدند.

نتایج و بحث

جدول ۱ مشخصات عمومی خاک‌برخ‌های مطالعه‌شده را نشان می‌دهد. بر این اساس خاک‌های مورد مطالعه بر مبنای طبقه‌بندی WRB در گروه‌های مرجع کاستانوزم، رگوسولز، گلی‌سولز، لووی‌سولز،

فصول متمایز خشک و مرطوب، منجر به تشکیل افق آرجیلیک همراه با تشکیل پوسته‌های رسی بر روی سطوح خاکدانه و واحدهای ساختمانی شده و راسته آلفی سولز را ایجاد نموده‌است. خاکرخ‌های ۱ و ۱۰ به دلیل عدم انجام فعالیت زراعی و پوشش نسبتاً خوب جنگل و مرتع و خاکرخ ۵ به دلیل زهکشی ضعیف خاک، شرایط برای تجمع ماده آلی در سطح فراهم و اپی‌پدون مالیک (راسته مالی سولز) را تشکیل داده‌است. در مجموع شرایط پستی و بلندی، وضعیت زهکشی و کاربری اراضی عوامل اصلی تاثیرگذار بر تکامل خاک‌های این منطقه می‌باشند.

همانگونه که نتایج جدول ۳ نشان می‌دهد در اکثر خاکرخ‌ها، حداکثر میزان پذیرفتاری مغناطیسی در افق سطحی مشاهده می‌شود. بطور کلی تغییرات عمودی پذیرفتاری مغناطیسی در طول خاکرخ به میزان زیادی به تبدیل در جای اکسیدهای غیر مغناطیسی آهن به بلورهای بسیار ریز فری-مگنتیت بستگی دارد. محلول شدن Fe^{+2} و متعاقب آن رسوب مجدد به صورت شکل‌های مغناطیسی‌تر از عوامل اصلی افزایش پذیرفتاری مغناطیسی در سطح خاک می‌باشد (۱۴). طبق نظر گرمیلی و همکاران (۱۶) افزایش پذیرفتاری مغناطیسی افق‌های سطحی خاک به میزان زیادی به تبدیل درجای اکسیدهای آهن غیر مغناطیسی و اکسی هیدروکسیدهای آهن به ریز بلورهای فری مگنتیک بستگی دارد.

در خاکرخ‌های ۲، ۳ و ۷ حداکثر پذیرفتاری مغناطیسی در افق B مشاهده گردید. به نظر می‌رسد که آبشویی ذرات بسیار ریز فری-مگنتیت و انتقال آنها از افق سطحی به افق B، خصوصاً در خاک‌های آلفی سول، دلیل افزایش پذیرفتاری مغناطیسی بوده است. گاهی نیز عواملی مانند انقطاع سنگی، پوشیده شدن خاک با رسوبات جدید و یا اختلاط خاک به صورت طبیعی یا تحت تأثیر دخالت انسان، می‌تواند عاملی برای عدم یکنواختی کاهش پذیرفتاری مغناطیسی با عمق باشد (۲۱). خاکرخ ۴ با توجه به حداقل شرایط تکاملی در بین خاکرخ‌های مطالعه‌شده، مقدار زیاد کربنات کلسیم و شرایط اکوییک پایین‌ترین میزان پذیرفتاری مغناطیسی را دارا می‌باشد.

در خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک با مواد مادری آهکی با توجه به دیامگنتیک بودن این ترکیب و مقادیر اندک پذیرفتاری آن توزیع پذیرفتاری در خاک در درجه اول به توزیع این ماده بستگی دارد (۲۴). رابطه منفی و معنی‌داری بین پذیرفتاری مغناطیسی و میزان کربنات کلسیم معادل در خاک‌های مورد مطالعه بدست آمد:

$$\chi_{lf} = -0.14 \text{ CCE} + 54.4 \quad n=34, R^2=0.55, P<0.01$$

کریمی و همکاران (۱۸) در مطالعه پذیرفتاری مغناطیسی خاک-های لس شمال شرق ایران اظهار داشتند که مقادیر زیاد آهک و گچ در خاک‌های مناطق خشک ممکن است به دلیل اثر رقت، ویژگی‌های مغناطیسی این خاک‌ها را پوشش دهند. بنابراین نامبردگان پیشنهاد نمودند که مطالعه این ویژگی‌ها بهتر است با حذف اثر این ترکیبات

فلووی سولز و کمبی سولز و بر اساس طبقه‌بندی تاکسونومی در راسته‌های انتی سولز، اینسیتی سولز، آلفی سولز و مالی سولز قرار گرفتند. خاکرخ‌های ۳، ۵ و ۷ دارای کاربری شالیزاری، خاکرخ‌های ۲، ۴، ۶ و ۹ کاربری زراعی (غیر شالیزاری) داشته‌اند و خاکرخ‌های ۱، ۸، ۱۰ و ۱۱ کاربری غیرزراعی (جنگل-مرتع) داشته‌اند.



شکل ۱- موقعیت منطقه مطالعاتی یاسوج در استان کهگیلویه و بویراحمد و ایران

Figure 1- Map of the study area and its location in Kohgiluyeh Province and Iran

وضعیت زهکشی خاکرخ‌ها در دامنه خوب تا بسیار ضعیف بوده- است. جدول ۲ ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی خاکرخ‌های مطالعاتی را نشان می‌دهد که بر این اساس، مقدار رس، سیلت و شن به ترتیب در دامنه‌های ۶۲/۲-۱۴/۲، ۵۹/۸-۵/۸ و ۸۰-۶ درصد بوده است. همچنین میزان پهاش بین ۷/۸-۷/۲، کربنات کلسیم معادل در دامنه ۸۹/۸-۱۵ درصد، ظرفیت تبادل کاتیونی در دامنه ۴۴/۳-۱/۲ سانتی مول بر کیلوگرم خاک و هدایت الکتریکی اشباع بین مقادیر ۰/۲-۰/۹ دسی‌زیمنس بر متر اندازه‌گیری شدند. در اکثر خاکرخ‌ها به ویژه در سطوح پایدارتر افق سطحی به میزان نسبتاً زیادی از کربنات کلسیم تخلیه شده‌اند. آبشویی کربنات‌ها از افق‌های سطحی می‌تواند ناشی از عوامل متعددی از جمله تبدیل کربنات به بی‌کربنات کلسیم با حلالیت بالاتر در نتیجه واکنش با اسید کربنیک و یا در اثر اسیدهای آلی آزادشده از تجزیه مواد آلی در سطح خاک و یا عوامل دیگر باشد. در خاکرخ ۴ به دلیل قرار گرفتن در موقعیت تراس پایینی رودخانه و رسوبگذاری متوالی، امکان آبشویی کربنات‌ها فراهم نبوده‌است و افق سطحی دارای حدود ۸۰ درصد کربنات کلسیم معادل می‌باشد. در خاکرخ‌های ۲، ۳ و ۷ انتقال رس از افق‌های سطحی و تجمع در افق زیرین، ناشی از بارش نسبتاً خوب منطقه و

صورت پذیرد.

بیشترین میزان پذیرفتاری جرمی به ترتیب مربوط به افق Bt و خاک رخ ۲ و افق A خاک رخ ۱ (به ترتیب به میزان ۵۲/۷، ۵۱/۶ و ۴۸/۴ متر مکعب بر کیلوگرم) بوده است. در خاک رخ ۲ پایداری و تکامل بالای خاک رخ و زهکشی مناسب از عوامل اصلی افزایش پذیرفتاری در این خاک می‌باشند. افق سطحی خاک رخ ۱ نیز به رغم قرار گرفتن در واحد فیزیوگرافی تپه به دلیل پوشش بسیار متراکم گیاهی (اپی‌پدون مالیک) شرایط مناسبی برای پایداری خاک سطحی و مصون ماندن آن از فرسایش ایجاد شده است. حضور مواد آلی خود موجب افزایش درجای پذیرفتاری مغناطیسی می‌شود. فاین و همکاران (۱۴) اعلام کردند که مقدار بیشتر مواد آلی و ریز موجودات هتروتروف در نزدیک سطح خاک می‌تواند تشکیل کانی‌های فرّی-مگنتیت را افزایش دهند.

کمترین میزان پذیرفتاری مغناطیسی جرمی نیز به ترتیب در افق-های Cg و Apg خاک رخ ۴ و افق C خاک رخ ۲ (به ترتیب به میزان

۲/۲، ۱۳/۳ و ۸/۰ متر مکعب بر کیلوگرم) بوده است. شرایط ناپایدار ناشی از رسوبگذاری رودخانه، بافت سبک، شرایط اکوییک و مقدار زیاد کربنات کلسیم از عوامل موثر در پایین بودن پذیرفتاری مغناطیسی در این خاک‌ها می‌باشند.

نتایج به دست آمده در مورد پذیرفتاری مغناطیسی خاک‌های مطالعه شده و اشکال مختلف آهن (جدول ۳) ارتباط معنی‌داری را میان χ_{lf} و Fe_d و همچنین Fe_n در این خاک‌ها بر اساس معادلات زیر نشان می‌دهد:

$$Fe_d = 0.14 \chi_{lf} + 1.8 \quad n=34, R^2=0.61, P<0.01$$

$$Fe_n = 0.11 \chi_{lf} + 6.0 \quad n=34, R^2=0.48, P<0.01$$

شرایط زهکشی خاک از عواملی است که به میزان زیادی بر توزیع پذیرفتاری مغناطیسی تأثیر دارد. در خاک‌های با شرایط احیاء کانی‌های فرّی-مگنتیت در نتیجه فعالیت ریز موجودات در اثر احیاء $Fe(III)$ به $Fe(II)$ ، به شکل‌های محلول‌تر تبدیل می‌شود (۱۶) و (۲۸).

جدول ۱- مشخصات عمومی خاک‌رخ‌های مورد مطالعه
Table 1- General characteristics of the studied pedons

شماره خاکرخ Prof. No.	کاربری Land use	شیب (درصد) Slope (%)	واحد فیزیوگرافی Physiographic Unit	مختصات Location	کلاس زهکشی Drainage Class	رده‌بندی مرجع جهانی ۲۰۱۴ WRB 2014	رده‌بندی مرجع جهانی ۲۰۱۴ WRB 2014
1	جنگل -مرتع Forest-pasture	10-12	تپه Hill	30 39' 09" N 51 35' 34" E	خوب Good	Typic Haploxerolls	Haplic Kastanozems
2	زراعی Crop	3-4	دشت دامنه‌ای Piedmont plain	30 39' 14" N 51 35' 13" E	متوسط Moderate	Calcic Haploxeralfs	Calcic Luvisols
3	شالیزار Rice	2-3	دشت دامنه‌ای Piedmont plain	30 39' 03" N 51 35' 16" E	ضعیف تا خیلی ضعیف Weak to very weak	Typic Epiaqualfs	Luvic Gleysols
4	کشت دیم غلات Rainfed cereal	1-2	دشت رسوبی رودخانه‌ای River alluvial plain	30 38' 53" N 51 35' 04" E	ضعیف weak	Aquic Xerofluvents	Gleyic Fluvisols
5	شالیزار Rice	1-2	تراس میانی رودخانه River middle trace	30 38' 23.7" N 51 35' 1.2" E	ضعیف weak	Fluvaquentic Epiaqualfs	Gleyic Kastanozems
6	گندم-ذرت Wheat-corn	1-2	تراس پایینی رودخانه River lower trace	30 38' 18.02" N 51 34' 54.08" E	متوسط Moderate	Fluventic Haploxerepts	Haplic Fluvisols
7	شالیزار Rice	1-2	دشت دامنه‌ای Piedmont plain	30 37' 36" N 51 33' 52.7" E	ضعیف تا متوسط Weak to moderate	Calcic Epiaqualfs	Calcic Gleysols
8	مرتع Pasture	2-3	تراس میانی رودخانه River middle trace	30 37' 11" N 51 33' 48.5" E	متوسط Moderate	Fluventic Haploxerepts	Fluvic Cambisols
9	گندم-ذرت Wheat-corn	2-3	دشت دامنه‌ای Piedmont plain	30 37' 59.2" N 51 33' 13.4" E	متوسط Moderate	Aquic Haploxerepts	Endogleyic Cambisols
10	مرتع Pasture	5-6	دشت دامنه‌ای Piedmont plain	30 37' 26.3" N 51 32' 46.6" E	متوسط Moderate	Typic Calcixerolls	Calcic Kastanozems
11	جنگل -مرتع Forest-pasture	10-15	تپه Hill	30 38' 39" N 51 32' 19.6" E	خوب Good	Typic Xerorthents	Haplic Regosols

جدول ۲- خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک‌رخ‌های مورد مطالعه
Table 2- Physio-chemical characteristics of the studied pedons

افق Horizon	عمق Depth (cm)	کلاس بافت Textural class	رس Clay (%)	شن Sand (%)	سیلت Silt (%)	کربن آلی OC (%)	آهک معادل CCE (%)	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	هدایت الکتریکی EC (ds/m)	پ‌هاش pH
Profile 1 (Typic Haploxerolls)										
A	0-20	Loam	38.2	26.0	35.8	5.8	22.3	34.5	0.7	7.4
C	20-100	Clay	50.2	16.0	33.8	1.0	50.0	39.0	0.2	7.8
Profile 2 (Calcic Haploxeralfs)										
Ap	0-25	Clay loam	38.0	24.0	38.0	0.6	36.3	28.2	0.5	7.5
Bt	25-55	Clay	42.0	24.0	34.0	0.4	41.5	24.2	0.5	7.4
Btk1	55-90	Clay	46.0	18.0	36.0	0.2	47.5	23.2	0.4	7.6
Btk2	90-120	Clay	52.0	18.0	30.0	0.1	48.8	30.4	0.4	7.5
C	20-150	Sandy clay loam	30.0	48.0	22.0	0.1	80.0	19.6	0.5	7.5
Profile 3 (Typic Epiaqualfs)										
Ap	0-30	Clay	50.2	20.0	29.8	1.6	21.0	37.3	0.4	7.6
Bg	30-50	Clay	52.2	10.0	37.8	1.0	23.2	34.5	0.3	7.7
Btkg ₁	50-80	Clay	56.2	20.0	23.8	0.8	24.8	34.9	0.3	7.7
Btkg ₂	80-130	Clay	53.4	14.0	32.6	1.0	29.6	29.1	0.3	7.8
Profile 4 (Aquic Xerofluvents)										
Apg	0-20	Silty loam	26.2	14.0	59.8	3.8	79.9	3.8	0.8	7.4
Cg	20-80	Sandy clay	14.2	80.0	5.8	1.2	89.8	1.2	0.4	7.7
Profile 5 (Fluvaquentic Epiaquolls)										
Apg	0-25	Clay loam	46.2	17.3	36.6	2.6	29.5	35.3	0.7	7.5
Btg	25-70	Loam	38.2	24.0	37.8	0.8	48.8	18.0	0.3	7.7
Bt	70-130	Clay	52.2	12.0	35.8	1.0	70.0	44.3	0.3	7.8
Profile 6 (Fluventic Haploxerepts)										
Ap	0-25	Clay loam	48.7	8.7	42.6	1.1	27.8	40.6	0.4	7.8
Bw	25-75	Clay	54.2	7.3	38.6	1.4	28.8	25.0	0.3	7.6
C	75-125	Clay	62.2	12.0	25.8	1.2	47.0	41.4	0.4	7.6
Profile 7 (Calcic Epiaqualfs)										
Apg	0-25	Silty clay	42.0	16.0	42.0	0.8	32.3	28.2	0.6	7.4
Btg	25-65	Clay	50.0	14.0	36.0	0.9	42.5	22.3	0.5	7.5
Btkg	65-95	Clay	54.0	10.0	36.0	0.2	48.0	22.3	0.5	7.5
C	95-135	Clay	44.0	18.0	38.0	0.2	50.8	28.2	0.4	7.5
Profile 8 (Fluventic Haploxerepts)										
A	0-25	Clay loam	28.0	23.3	48.7	0.8	43.0	28.2	0.9	7.2
Bw	25-80	Clay loam	34.0	26.0	40.0	0.6	47.0	22.3	0.5	7.5
C	80-130	Clay loam	38.0	22.0	40.0	0.6	53.8	22.3	0.5	7.5
Profile 9 (Aquic Haploxerepts)										
Ap	0-25	Clay	50.2	16.0	33.8	1.2	41.8	21.7	0.5	7.4
Bg1	25-55	Clay loam	45.4	22.0	32.6	1.6	56.0	21.3	0.4	7.5
Bg2	55-120	Clay loam	42.2	23.3	34.6	1.0	60.0	23.8	0.3	7.6
Profile 10 (Typic Calcixerolls)										
A	0-20	Clay	54.2	12.0	33.8	1.2	51.6	28.3	0.5	7.6
Bw	20-60	Clay loam	48.2	19.8	32.0	1.1	69.8	32.4	0.4	7.5
Bk	60-100	Clay	52.2	13.3	34.6	1.0	69.0	29.8	0.3	7.7
Profile 11 (Typic Xerorthents)										
A	0-15	Clay	52.2	6.0	41.8	2.0	15.0	41.8	0.4	7.4
C	15-100	Clay loam	42.7	22.0	32.3	1.1	37.5	25.0	0.3	7.7

خاک‌های منطقه مطالعاتی شده است. ضمن این که این شرایط تفاوت محسوسی بر میزان آهن عصاره‌گیری شده با اسید نیتریک نداشته‌است (۹/۵۴ در برابر ۹/۳۸ گرم بر کیلوگرم) (جدول ۳). به نظر می‌رسد که شرایط اکوئیک تأثیر بیشتری بر میزان شکل‌های آهن و

شرایط اکوئیک در خاک‌های مورد مطالعه موجب کاهش میانگین پذیرفتاری جرمی از ۳۵/۱ به ۲۴/۵ (کاهش ۴۳ درصدی)، کاهش میزان Fe_d از ۷/۲ به ۵ گرم در کیلوگرم خاک (کاهش ۴۴ درصدی) و کاهش نسبت Fe_d/Fe_n از ۰/۷۶ به ۰/۴۶ (کاهش ۶۵ درصدی) در

نسبت میان آنها نسبت به میزان آهن عصاره‌گیری شده با اسید نیتریک داشته‌است. نتایج مشابهی توسط اولیایی و همکاران (۲۶ و ۲۷) در خاک‌های استان فارس نیز گزارش شد. شرایط بی‌هوازی منجر به عدم تبدیل کانی‌های پارامگنتیک و کنتد آنتی فرومگنتیک (مانند لپیدوکروسیت و گوتیت) به کانی‌های فری‌مگنتیک (مانند مگنتیت و مگهمیت) می‌شود (۱۲، ۱۶ و ۲۵).

جدول ۳- میزان پذیرفتاری مغناطیسی و شکل‌های آهن در خاک‌رخ‌های مطالعاتی

Table 3- Magnetic susceptibility and Fe Forms of the studied pedons

افق Horizon	κ_{fr} (SI*10 ⁻⁸)	χ_{fr} (SI*10 ⁻⁸)	% χ_{fd}	Fe _d /Fe _n	Fe _d (gkg ⁻¹)	Fe _n (gkg ⁻¹)
<u>Profile 1 (Typic Haploxerolls)</u>						
A	49.8	48.4	5.83	0.80	3.9	8.9
C	32.1	35.8	2.91	0.67	2.3	5.9
<u>Profile 2 (Calcic Haploxeralfs)</u>						
Ap	54.8	51.6	4.17	0.88	7.1	9.4
Bt	52.1	52.7	4.82	0.83	7.6	10.8
Btk1	42.4	41.0	3.46	0.94	7.4	10
Btk2	48.6	46.3	5.81	0.87	7.7	11.1
C	9.0	8.0	1.22	0.72	4.1	5.7
<u>Profile 3 (Typic Epiaqualfs)</u>						
Ap	39.5	32.4	1.88	0.38	4.5	11.8
Bg	38.3	35.5	2.93	0.43	5.2	12.1
Bt _{kg1}	35.4	30.3	2.89	0.48	4.8	13.1
Bt _{kg2}	31.7	30.1	2.04	0.44	4.7	10.8
<u>Profile 4 (Aquic Xerofluvents)</u>						
Apg	11.3	13.3	0.00	0.09	0.41	4.8
Cg	2.8	2.2	0.00	0.08	0.25	3.1
<u>Profile 5 (Fluvaquentic Epiaquolls)</u>						
Apg	40.3	38.9	3.93	0.49	5.4	11.1
Btg	31.6	28.1	3.24	0.58	5.6	9.7
Bt	23.4	26.4	0.94	0.45	4	8.8
<u>Profile 6 (Fluventic Haploxerepts)</u>						
Ap	48.8	45.6	3.85	0.78	8.8	11.3
Bw	45.2	40.3	2.48	0.83	9.7	11.7
C	38.3	41.9	1.22	0.80	8.2	10.2
<u>Profile 7 (Calcic Epiaqualfs)</u>						
Apg	32.3	28.7	3.58	0.62	8.8	11.7
Btg	36.2	34.8	3.72	0.49	9	12.5
Bt _{kg}	25.6	22.4	2.57	0.49	7.8	10.7
C	23.1	24.7	2.65		6.8	9.4
<u>Profile 8 (Fluventic Haploxerepts)</u>						
A	31.2	30.1	3.71	0.72	5.5	7.6
Bw	29.4	25.2	2.31	0.77	5.3	6.9
C	25.4	23.3	2.28	0.70	4.2	6
<u>Profile 9 (Aquic Haploxerepts)</u>						
Ap	22.6	23	3.43	0.62	6.1	9.9
Bg1	11.1	10.3	1.93	0.49	4.1	8.3
Bg2	10.6	11.3	1.56	0.49	3.9	7.9
<u>Profile 10 (Typic Calcixerolls)</u>						
A	37.8	36	4.43	0.68	7	11.7
Bw	10.8	10.1	1.20	0.65	6.2	9.5
Bk	10.1	9.9	0.20	0.55	5	9.1
<u>Profile 11 (Typic Xerorthents)</u>						
A	42.2	39.5	3.78	0.73	4.9	9.4
C	36.2	34.6	2.84	0.69	3.3	7.7
<u>Aquic soils خاک‌رخ‌های اکویک</u>						
	26.1	24.5	2.3	0.46	5.0	9.5
<u>Non-aquic soils خاک‌رخ‌های غیر اکویک</u>						
	38.4	35.1	3.2	0.76	7.2	9.4

مثبت و معنی‌داری میان χ و برخی خصوصیات خاک از جمله Fe_d ، میزان رس و $\% \chi_{fd}$ توسط آنها گزارش شد. همچنین در مواردی که کاربری اراضی شالیزاری بوده است، لایه‌های سطحی به دلیل گل‌خراپی یا پادلینگ، شرایط اکوییک را به میزان بیشتری نشان داده‌اند (خاک‌رخ‌های ۳، ۵ و ۷)؛ اما در مواردی که کلاس زهکشی ضعیف ناشی از بالا بودن سطح آب زیر زمینی و یا مجاورت با رودخانه است (خاک‌رخ‌های ۴ و ۹)، در افق‌های زیرین به دلیل شرایط اشباع و بی-هوازی طولانی‌تر، شرایط اکوییک قابل توجه‌تری مشاهده می‌شود.

نتیجه‌گیری کلی

به طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که پستی و بلندی در کنار وضعیت زهکشی و کاربری از مهمترین عوامل تاثیرگذار بر تشکیل و تکامل خاک‌های منطقه بوده‌اند. در اغلب خاک‌رخ‌های مطالعه شده مقدار χ با افزایش عمق کاهش می‌یابد و در برخی خاک‌ها میزان χ به دلیل انتقال ذرات ریز فرومگنتیک به همراه ذرات رس در افق B حداکثر بوده‌است. در خاک‌های مورد مطالعه توزیع پذیرفتاری به دلیل آهکی بودن مواد مادری به میزان زیادی تابع توزیع کربنات کلسیم در خاک‌رخ بوده‌است. رابطه منفی و معنی‌داری بین این دو عامل مشاهده شد. بیشترین مقدار پذیرفتاری به طور عمده در خاک‌رخ‌های واقع بر سطوح پایدارتر، شرایط زهکشی بهتر و تکامل نسبی بیشتر مشاهده شد. توزیع Fe_d به میزان زیادی در خاک‌ها با توزیع پذیرفتاری همبستگی نشان داد. رابطه مثبت و معنی‌داری بین χ و Fe_d و همچنین با Fe_n مشاهده شد. شرایط زهکشی خاک و رژیم رطوبتی نیز به میزان زیادی بر پذیرفتاری مغناطیسی و توزیع Fe_d موثر بوده‌است. در مجموع شرایط اکوییک در خاک‌های مورد مطالعه موجب کاهش پذیرفتاری، میزان Fe_d و نسبت Fe_d/Fe_n به ترتیب به میزان ۴۳، ۴۴ و ۶۵ درصد شده‌است. این شرایط تفاوت محسوسی بر میزان آهن کل نداشته‌است. مقدار پذیرفتاری مغناطیسی وابسته به فرکانس ($\% \chi_{fd}$) رابطه مثبت و معنی‌داری با پذیرفتاری مغناطیسی خاک‌ها داشته‌است. شرایط اکوییک نیز موجب کاهش ۳۹ درصدی این مشخصه در خاک‌های مورد مطالعه شده‌است.

مقدار بیشتر مواد آلی و ریز موجودات هتروتروف در نزدیک سطح خاک می‌تواند تشکیل کانیهای فرّی-مگنتیت را افزایش دهند. خاک‌های با زهکشی خوب معمولاً دارای پذیرفتاری مغناطیسی بیشتری نسبت به خاک‌های با زهکشی ضعیف بوده‌اند. (۱۲).

کاهش میزان تشکیل اکسیدهای بلورین آهن در خاک‌های با زهکشی ضعیف، منجر به کاهش نسبت Fe_d/Fe_n می‌گردد. در خاک‌های مورد مطالعه این نسبت از ۰/۰۸ تا ۰/۹۴ متغیر بوده‌است. مقدار حداکثر این نسبت نیز در افق Btk1 خاک‌رخ شماره ۲ (Calcic Haploxeralfs) با شرایط تکاملی بالا، زهکشی خوب و پایداری زیاد مشاهده گردید. بسیاری از محققین معتقدند که تیمار سترات-بیکربنات - دیتونات (CBD) قادر به استخراج آهن موجود در اکسیدهای آزاد پدوژنیک می‌باشد، اما قادر به استخراج آهن از کانی‌های اکسید آهن با درجه تبلور بالا و کانی‌های اولیه آن نیست. بنابراین اندازه‌گیری مجدد پذیرفتاری مغناطیسی پس از تیمار CBD می‌تواند نقش فرایندهای پدوژنیک را در حضور اکسیدهای آهن فرومگنتیک در خاک را نشان دهد (۲۶).

مقدار پذیرفتاری مغناطیسی وابسته به فرکانس ($\% \chi_{fd}$) که بیانگر حضور ذرات مغناطیسی کوچکتر از ۰/۰۳ میکرو متر (عمدتاً پدوژنیک) می‌باشد، در دامنه صفر در افق‌های خاک‌رخ ۴ تا ۵/۸۳ درصد در افق A خاک‌رخ ۱ متغیر می‌باشد. بالا بودن این مشخصه بیانگر شرایط بالاتر هوادیدگی خاک و تشکیل بیشتر ذرات مغناطیسی مگمیت و مگنتیت با پذیرفتاری بالا در نتیجه فرایندهای خاکی در شرایط زهکشی مناسب می‌باشد. رابطه مثبت و معنی‌داری نیز بین این مشخصه با پذیرفتاری به صورت زیر بدست آمد:

$$\% \chi_{fd} = 7.5 \chi_{fr} + 8.9 \quad n=34, R^2=0.57 \quad P<0.01$$

شرایط اکوییک خاک عامل بازدارنده‌ای در تشکیل ذرات پدوژنیک مغناطیسی آهن می‌باشد. در خاک‌های مورد مطالعه نیز شرایط اکوییک موجب کاهش پذیرفتاری مغناطیسی وابسته به فرکانس از ۳/۲ درصد به ۲/۳ درصد شده‌است (جدول ۳). اولیایی و نجفی قیری (۲۹) در مطالعه مشابهی اظهار داشتند که شرایط زهکشی ضعیف مانند آنچه در کاربری شالیزاری است موجب کاهش ۱/۷ برابری در Fe_d ، ۱/۶ برابری χ_{fd} و ۳/۱ برابری در پذیرفتاری مغناطیسی خاک‌های مورد مطالعه آنها شده‌است. همچنین ارتباط

منابع

- Alexander E.B., and Holowaychuk N. 1983. Soil on terraces along the Cauca river Colombia: Chronosequence characteristics. Soil Science Society of America Journal, 47: 721-727.
- Ayoubi Sh., Amiri S., and Tajik S. 2014. Lithogenic and anthropogenic impacts on soil surface magnetic susceptibility in an arid region of Central Iran. Archives of Agronomy and Soil Science, 60(10): 1467-1483.
- Boling A.A., Tuong T.P., Suganda H., Konboon Y., Harnpichitvitaya D., Bouman B.A.M., and Franco D.T. 2008. The effect of toposequence position on soil properties, hydrology, and yield of rainfed lowland rice in Southeast

- Asia. Field Crops Research, 106: 22-33.
- 4- Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal*, 54: 464-465.
- 5- Camargo L.A., Júnior J.M., Pereira J.T., Rabelo A.S. and Bahia D.S. 2014. Clay mineralogy and magnetic susceptibility of Oxisols in geomorphic surfaces. *Scientia Agricola*, 71(3): 244-256.
- 6- Chapman H.D. 1965. Cation exchange capacity. In: Black, C.A. (ed.), *Methods of soil analysis*. American Society of Agronomy, Madison, WI. 2: 891-901.
- 7- Crockford R.H., and Fleming R.M., 1998. Environmental magnetism as a stream sediment tracer: an interpretation of the methodology and some case studies. *Australian Journal of Soil Research*, 36: 167-184.
- 8- Dearing J.A. 1999. Environmental magnetic susceptibility, using the Bartington MS2 System. Kenilworth, UK: Chi Publ. 54 pp.
- 9- Dearing J.A., Morton R.I., Price T.W., and Foster, I.D.L., 1986. Tracing movements of top soil by magnetic measurements: two case studies. *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, 42: 93-104.
- 10- Dearing J.A., Hay K.L. Balsan S.M.J. and Huddleston A.S., Wellington E.M.H. and Loveland P.J. 1996. Magnetic susceptibility of soil: An evaluation of contributing theories using a national data set. *Geophysical Journal International*, 127: 728-734.
- 11- De Jong E., Nestor P.A., and Pennock D.J. 1998. The use of magnetic susceptibility to measure long-term soil redistribution. *Catena*, 32: 23-35.
- 12- De Jong E., Pennock D.J., and Nestor P.A. 2000. Magnetic susceptibility of soils in different slope positions in Saskatchewan, Canada. *Catena*, 40: 291-305.
- 13- Feng Z.D. and Johnson W.C. 1995. Factors affecting the magnetic susceptibility of a loess-soil sequence, Barton County, Kansas, USA. *Catena*, 24: 25-37.
- 14- Fine P., Singer M.J., Laven R. Verosub K., and Southard R.J. 1989. Role of pedogenesis in distribution of magnetic susceptibility in two California chronosequences. *Geoderma*, 44: 287- 306.
- 15- Fine P., Singer M.J. and Verosub K.L. 1992. The use of magnetic susceptibility measurements in assessing soil uniformity in chronosequence studies. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 1195-1199.
- 16- Grimley D.A., Arruda N.K., and Bramstedt M.W. 2004. Using magnetic susceptibility to facilitate more rapid, reproducible and precise delineation of hydric soils in the Midwestern USA. *Catena*, 58: 183-213.
- 17- Holmgren G.G.S. 1976. A rapid citrate-dithionate extractable iron procedure. *Soil Science Society of American Proceeding*, 31: 210-211.
- 18- Karimi A., Khademi H., and Ayoubi Sh. 2013. Magnetic susceptibility and morphological characteristics of a loess-paleosol sequence in northeastern Iran. *Catena*, 101: 56-60.
- 19- Mokhtari Karchegani P., Ayoubi Sh., Gao Lu Sh., and Honarjo N. 2011. Use of magnetic measures to assess soil redistribution following deforestation in hilly region. *Journal of Applied Geophysics*, 75: 227-236.
- 20- Mullins C.E. 1977. Magnetic susceptibility of the soil and its significance in soil science-A review. *Journal of Soil Science*, 28: 223-246.
- 21- Nafeh M. H. and Brussel M. K. 1985. *Electricity and magnetism*. John Wiley, New York, NY.
- 22- Nelson D.W. and Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L. (ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 2*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 53: 9-579.
- 23- Oldfield F. 1991. Environmental magnetism - personal perspective. *Quaternary Science Reviews*, 10: 73-83.
- 24- Owliaie H.R., Heck R.J. and Abtahi A. 2006a. The magnetic susceptibility of soils in Kohgilouye, Iran. *Canadian Journal of Soil Science*, 86: 97-107.
- 25- Owliaie H.R., Heck R.J. and Abtahi A. 2006b. Distribution of magnetic susceptibility in Kohgilouye Boyerahmad soils, southwestern Iran. *Proceeding of 18th World Congress of Soil Science*. Philadelphia, Pennsylvania. USA.
- 26- Owliaie H.R., Adhami E., Chakerollhosseini M.R. Rajaie M., and Kasraian A. 2008. Source Evaluation of Magnetic Susceptibility Using CBD Treatment and Micro CT-Scan Images in Some Soils of Fars Province. *Journal of Soil and Water Science*, 46: 773-787. in Persian with English abstract.
- 27- Owliaie H.R., Adhami E. Jafari S. Rajaie M., and Ghasemi Fasaei R. 2010. Distribution of magnetic susceptibility in relation to iron compounds in some selected soils of Fars Province. *Iranian Research of Water and Soil*, 41: 147-159. in Persian with English abstract.
- 28- Owliaie H.R., and Najafi Ghiri M. 2014. Effect of topography and land use on the soil magnetic susceptibility, Case study: Madvan Plain, Kohgilouye Province. *Journal of Soil and Water Science*, 40: 159-169. in Persian with English abstract.
- 29- Quijano L., Gaspar L., López-Vicente M., Chaparr A.E., Machín J., Navas A. 2011. Soil magnetic susceptibility and surface topographic characteristics in cultivated soils. *Latinmag Letters*, Volume 1, Special Issue, D10, 1-6. *Proceedings Tandil, Argentina*.
- 30- Rhodes J.D. 1996. Salinity: Electrical: conductivity and total dissolved solids. In: Sparks D.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 3: chemical methods SSSA*. Madison, WI.
- 31- Richards L.A. (ed.). 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. USDA Handb. No. 60. U.S. Gov.

- 32- Schwertmann U. and Taylor R.M. 1989. Iron oxides. PP. 379-438. In: Dixon J.B. and Weed S.B. (Eds.), Minerals in soil environment. Soil Science Society of America, Madison, USA.
- 33- Shakeri S. and Owliaie H.R. 2011. Effect of topography on soil formation of Izadkhash region. Proceeding of the 12th Iranian Soil Congress. Tabriz Univ. pp.131-132.
- 34- Singer M.J., and Fine P. 1989. Pedogenic factors affecting magnetic susceptibility of California soils. Soil Science Society of America Journal, 53: 1119-1127.
- 35- Siqueira D.S., Marques J. Pereirab G.T. Teixeiraa D.B. and Vasconcelosc V. 2015. Detailed mapping unit design based on soil-landscape relation and spatial variability of magnetic susceptibility and soil color. Catena, 135: 145-162.
- 36- Soil Survey Staff, 1993. Soil Survey Manual. USDA. Handbook No. 18. Washington, DC.
- 37- Spector, C. 2001. Soil Forming Factors : The Story of Rocks and Soil . NASAS Goddard Space Flight Center.
- 38- Sposito G., Lund L.J. and Chang A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. Soil Science Society of America Journal, 46: 260-264.
- 39- Stucki J.W. 1988. Structural iron in smectites. In: Stucki J.W. (ed.), Iron in Soils and Clay Minerals. D. Reidel Publishing Co. Dordrecht, Holland, 1988, 625-675.
- 40- Thompson R., and Oldfield F. 1986. Environmental Magnetism. Allen and Unwin, London. 227p.
- 41- Vidic N.J., and Verosub K.L. 1999. Magnetic properties of soils of the Ljubjana Basin chronosequences, Slovenia. Chin. Sci. Bull. 44:75-80.
- 42- Wang S.P., Shou G.S., Gao S.H. and Guo J.P. 2005. Soil organic carbon and labile carbon along a precipitation gradient and their responses to some environmental changes. Pedosphere, 15(5): 676-680.
- 43- Williams R.D., and Cooper J.R., 1990. Locating soil boundaries using magnetic susceptibility. Soil Science, 150 (6): 889-895.
- 44- Yu J.Y. and Lu S.G., 1991. Soil Magnetism. Jingxi Science and Technology Press, Nanchang.



Study of Magnetic Susceptibility of the Soils of a Toposequence Case Study: Beshar Plain, Kohgilouye Province

M. Enjavinejad¹ - H.R. Owliaie^{2*} - E. Adhami³

Received: 10-02-2016

Accepted: 10-05-2016

Introduction: Magnetic susceptibility measurements can serve a variety of applications including the determination of changes in soil-forming processes, the study of parent material effects, understanding sedimentation processes, soil drainage conditions, and even the separation and identification of soil delineations. The technique is especially attractive since it is relatively rapid, non-destructive, and can be applied to both intact and disturbed samples of soils. Magnetic susceptibility is defined as the ratio of the total magnetization induced in a sample relative to the intensity of the magnetic field that produces the magnetization. Iron oxides are the most abundant of the metallic oxides in most soils; they are present in all climatic regions, in several mineral forms, and at variable concentrations. Typically, selective dissolution techniques are used to quantify the relative proportion of Fe oxides. Due to the large contribution of iron-bearing minerals to magnetic susceptibility, their presence in most soils, and the effects of the biophysical environment on them, pedologists have been paying growing attention to magnetic susceptibility as a means to understand soil and landscape processes. The effects of topography on χ were studied for example by many workers. They found that soil susceptibility changes with the position of a soil profile on a slope. Texture and drainage class assumed to be the main reasons. The soils of the Beshar Plain formed on the relatively same parent materials and are mainly affected by topography and land use. The objective of this study was to examine the role of topography and land use on pedogenic processes and their relation to soil χ , as well as, profile distribution of secondary Fe oxides, and the χ profiles.

Materials and Methods: This study was conducted on the Beshar Plain, Kohgilouye Province, in southwest of Iran. Physiographically this plain comprises hill, piedmont plain, river traces, and plateau. Eleven representative pedons were dug along a transect crossing the main physiographical units. Five pedons demonstrated aquic soil moisture regime. The mean annual temperature and precipitation at the site was 14.7°C and 800 mm, respectively. Soil moisture and temperature regimes of the study area were xeric and thermic, respectively. The soils were classified according to soil taxonomy and WRB. The soil pH was measured in a saturation paste and electrical conductivity (EC) in a saturation extract. Cation exchange capacity (CEC) was determined using sodium acetate (NaOAc) at a pH of 8.2. Soil texture was determined using the pipette method. Calcium carbonate equivalent (CCE) was measured by acid neutralization. Organic carbon was determined by wet oxidation method. Pedogenic Fe (Fe_o) and pseudo-total Fe (Fe_n) were extracted with the CBD method and HNO_3 , respectively. The magnetic susceptibility of bulk samples was determined using a Bartington MS2 meter equipped with the MS2B Dual Frequency sensor, capable of taking measurements at both low (χ_{lf} at 0.46 kHz) and high (χ_{hf} at 4.6 kHz) frequencies.

Results and Discussion: The soils were classified as taxonomic orders of Entisols, Mollisols, Inceptisols and Alfisols, according to the world reference base for soil resources (WRB) as reference soil groups of Kastanozems, Regosols, Gleysols, Luvisols, Fluvisols and cambisols. The dominant pedogenic processes in the soils were the accumulation of organic matter, the leaching of carbonates, and formation of calcic horizons, the mobilization of clay and development of argillic horizons. The results indicated that the soils are affected mainly by topography, drainage class and land use. Most pedons exhibited maximum of χ at the soil surface, suggesting preferential loss of diamagnetic components, as well as more pedogenic formation of antiferromagnetic minerals. Magnetic measurements showed that the χ values of aquic soils were much lower than those of non-aquic soils (43%). The highest value of χ was noted in pedons which are located on stable physiographic units and the lowest belong to those which are located on river lower terraces. Fe_d and Fe_n was also positively correlated with χ in the soils studied. Aquic condition also decreased Fe_d and Fe_d/Fe_n , 44 and 65 percent, respectively with no clear effect on Fe_n . Low to medium amounts of χ_{fd} in the studied soils indicated that superparamagnetic gains are not too dominant in the soils. Higher values of χ_{fd} were typically observed in the A horizons than at depth,

1, 2 and 3-Former M.Sc. student and Associate Professors of Soil Science, Yasouj University

(* - Corresponding Author Email: Owliaie@yu.ac.ir)

suggesting a greater proportion of ultrafine grains at soil surface. A positive correlation existed between χ_{fd} and χ in the soils.

Keywords: Aquic condition, Fe oxide, Land use, Soil evolution



ارزیابی پاسخ ژنوتیپ‌های جو (*Hordum vulgare*) دیم به مقادیر و زمان‌های مصرف نیتروژن

ولی فیضی اصل^{*۱}

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۶/۲۳

چکیده

نیتروژن پس از آب دومین عامل محدودکننده رشد گیاهان در شرایط دیم بشمار می‌آید، لذا برای تولید اقتصادی جو در این مناطق، استفاده مناسب از آن بسیار ضروری است. به منظور ارزیابی پاسخ ژنوتیپ‌های جو دیم به مصرف نیتروژن، پژوهشی در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی به صورت کرت‌های دوبار خرد شده با زمان مصرف نیتروژن در کرت‌های اصلی (کل نیتروژن درپائیز، $\frac{1}{4}$ در پائیز + $\frac{1}{4}$ در بهار و $\frac{2}{4}$ در پائیز + $\frac{1}{4}$ در بهار)، مقادیر نیتروژن (صفر، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار) در کرت‌های فرعی و ژنوتیپ‌های جو (سهند، آبدر، Dayton/Ranny، Alpha/Gumhuriyet/Sonja و B-C-74-2) در کرت‌های فرعی در فرعی در ۴ بلوک و به مدت ۳ سال زراعی (۸۶-۸۹) در ایستگاه تحقیقات کشاورزی دیم به اجرا درآمد. نتایج نشان داد، مصرف نیتروژن از طریق افزایش معنی‌دار ($P \leq 0.01$) تعداد سنبله در واحد سطح (۲۴۳-۱۱۲) و ارتفاع بوته ($17/6-6/3$ سانتی‌متر) به عنوان سطح اندام‌های فتوسنتزکننده گیاه، طول ($100/2-100/2$ سانتی‌متر بر بوته) و وزن ($0/1-0/2$ گرم بر بوته) ریشه در مرحله پنجه‌زنی گیاه و کارایی استفاده از آب ($1/3-2/5$ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر) باعث افزایش معنی‌دار عملکرد دانه، بیولوژیک و کاه ($P \leq 0.01$) شد. نیاز نیتروژنی جو در شرایط خشکسالی حدود ۴۰ کیلوگرم در هکتار و در سال‌های نرمال ۴۳ کیلوگرم در هکتار در منطقه مورد مطالعه تعیین شد که این مقادیر به ترتیب برای دستیابی به عملکردهای دانه ۱۷۸۴ و ۳۱۰۰ کیلوگرم در هکتار می‌باشد. در سال‌های نرمال ۳۰ کیلوگرم در هکتار آن در پائیز و ۱۳ کیلوگرم در هکتار به صورت سرک همرا بارندگی‌های اوایل بهار مصرف می‌شود. در نهایت، اثر بارندگی در افزایش عملکرد دانه جو دیم ۲/۱ برابر بیشتر از مصرف نیتروژن بود و این موضوع اهمیت بیشتر آب را نسبت به نیتروژن در دیمزارهای ایران به اثبات می‌رساند.

واژه‌های کلیدی: بارندگی، نیاز نیتروژنی، کارایی استفاده از نیتروژن

مقدمه

از طریق بهبود وضعیت کارایی استفاده از آب و اثرات آن بر تقویت اجزای عملکرد دانه بوده است (۱۴).

جو (*Hordum vulgare*) یکی از مهم‌ترین محصولات زراعی در جهان است که به عنوان یک منبع غذایی و تغذیه از آغاز کشاورزی کشت شده و به طور گسترده‌ای با محیط‌های مختلف به ویژه شرایط کم باران سازگار است. این گیاه مقاومت به تنش‌های خشکی و گرمای بسیار بالایی دارد و این ویژگی، جو را به عنوان یکی از محصولات سازگار و موفق برای مناطق نیمه خشک درآورده است. آب مورد نیاز برای تولید واحد بذر در گیاه جو به دلیل پائین بودن میزان تعرق آن، کمتر از سایر غلات است (۵۳). کارایی استفاده از آب برای این گیاه در شرایط مدیترانه‌ای ۱۴/۶ الی ۲۷/۸ کیلوگرم بر هکتار بر میلی‌متر گزارش شده است (۳۹). بر این اساس، جو به طور گسترده‌ای در دیمزارهای مناطق خشک و نیمه خشک و همچنین در مناطق خشک مدیترانه‌ای که آب و نیتروژن از عوامل اصلی محدودکننده رشد گیاهان بشمار می‌آید، به خوبی رشد می‌کند. این

امروزه به منظور تولید محصولات کشاورزی، استفاده کارآمد از منابع محدود به عنوان یک اصل استراتژیک شناخته شده است. از اینرو، اصلاح مدیریت منابع از طریق درک صحیح روابط زیست-فیزیولوژیک سیستم‌های کشاورزی در دهه گذشته به طور فزاینده‌ای اهمیت پیدا کرده است (۶۲). آب به عنوان یکی از مهمترین این منابع، از عوامل محدودکننده در تعیین الگوی استفاده از زمین در مناطق مدیترانه‌ای به رسمیت شناخته شده است. از سوی دیگر، ذخایر نیتروژن در توجیه عملکرد دانه در شرایط دیم، بسیار مهم بوده و استفاده از کودهای نیتروژنی علت اصلی افزایش عملکرد غلات دیم

۱- استادیار موسسه تحقیقات کشاورزی دیم کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مراغه، ایران

(*) نویسنده مسئول: Email: vfeiziasl@yahoo.com

DOI: 10.22067/jsw.v31i2.53350

تشکیل تعداد دانه را در گیاه تحت تأثیر قرار می‌دهد (۶). این در حالی است که کاربرد نیتروژن پس از ظهور پرچم‌ها، طول عمر و بقای برگ‌ها را افزایش داده و از این طریق در تأمین کربن و نیتروژن دانه تأثیرگذار است (۲۹). گندم تا مرحله ظهور سنبله ۶۹ درصد نیتروژن بیشتری در مقایسه با جو جذب می‌کند، شاید این به دلیل طولانی بودن دوره رشد گندم در مقایسه با جو باشد (۱۰). در طول مدت بعد از دوره ظهور پرچم‌ها، هر دو منبع کربن و نیتروژن برای رشد دانه به شدت به وضعیت نیتروژن گیاه بستگی دارد. نتایج تحقیقات انجام گرفته در نیوزلند نشان داد که ۶۳ درصد از نیتروژن جذب شده در اندام‌های هوایی جو از ذخایر نیتروژنی خاک بوده و ۸۷ درصد از کل نیتروژن جذب شده قبل از مرحله ظهور پرچم‌ها (گرده افشانی) بوده است. در این پژوهش سطح نیتروژن گیاه در مرحله قبل از ظهور پرچم‌ها به عنوان شاخص مناسبی برای انتقال بخشی از نیتروژن اندام‌های دیگر گیاه به دانه شناخته شد (۱۵). نتایج تحقیقات انجام گرفته توسط دروینر و همکاران (۱۶) نشان داد، به منظور دسترسی به عملکردهای بالا با کیفیت مناسب بذر جو در شرایط دیم، مدیریت نیتروژن در مرحله تشکیل پنجه‌ها از مهم‌ترین و بحرانی‌ترین مراحل رشد این گیاه است (۱۶). جذب نیتروژن و تأمین آن در شرایط دیم، به طور مستقیم به زمان و روش مصرف کود، شرایط فیزیکی خاک، آب و هوا و ویژگی‌های ژنتیکی گیاه بستگی دارد. در نتیجه، پاسخ به مدیریت مصرف کود از لحاظ میزان و زمان مصرف آن، از محلی به محل دیگر متفاوت خواهد بود (۲). بنابراین پس از شناخت ضرورت مصرف کودهای نیتروژنی برای تولید بهینه ارقام مختلف جو دیم، شناخت نیاز نیتروژنی این ارقام و زمان مناسب مصرف کودهای نیتروژنی موجب افزایش کارایی استفاده از این کودها شده و در نتیجه تولید عملکردهای مطلوب را در این مناطق در پی خواهد داشت که بررسی موارد یادشده از اهداف اصلی پژوهش حاضر می‌باشد.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی اثر مقادیر و زمان مصرف نیتروژن بر نیاز نیتروژنی، کارایی استفاده از آب و نیتروژن و عملکرد دانه ژنوتیپ‌های جو دیم، پژوهشی در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی به صورت کرت‌های دو بار خرد شده، با زمان مصرف نیتروژن در کرت‌های اصلی (کل نیتروژن درپائیز، $\frac{1}{4}$ در پائیز + $\frac{1}{4}$ در بهار و $\frac{2}{3}$ در پائیز + $\frac{1}{3}$ در بهار)، مقادیر نیتروژن در کرت‌های فرعی (صفر، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار) و ارقام و ژنوتیپ‌های جو در کرت‌های فرعی فرعی (سهند، آبی‌در، Dayton/Ranny، Alpha/Gumhuriyet/Sonja و B-C-74-2) به ابعاد ۲/۲×۸ مترمربع (۱۱ ردیف به فاصله ردیف‌های ۲۰ سانتی‌متر) در ۴ تکرار و

گیاه در شرایط مختلف محیطی و حتی در مناطق خشک و نیمه خشک با بارندگی‌های سالیانه بین ۲۰۰ الی ۳۵۰ میلی‌متر قادر به رشد است (۴۹).

تنش‌های غیرزیستی مانند تنش رطوبتی، دما و عناصر غذایی از عوامل مهم کاهش عملکرد جو در شرایط دیم محسوب می‌شوند که این عوامل باعث افزایش فاصله بین عملکرد تولیدی نسبت به عملکرد پتانسیل می‌شوند (۴۵). نیتروژن بعد از تنش آبی دومین فاکتور محدود کننده رشد غلات در مناطق دیم بشمار می‌آید. کمبود نیتروژن اثرات تنش رطوبتی را روی گیاه در این شرایط افزایش می‌دهد. از سوی دیگر، مدیریت کودهای نیتروژنی در شرایط دیم به دلیل غیرقابل پیش‌بینی بودن وضعیت رطوبتی خاک و اثرات آن بر رشد و توسعه گیاه مشکل است (۱۰). سینیو و همکاران (۵۹) معتقدند، ۶۵ درصد تغییرات عملکرد دانه جو دیم به دلیل تنش نیتروژن می‌باشد. در گزارش دیگری، عملکرد جو دیم در شرایط تنش نیتروژن و فسفر به میزان ۵۰ درصد در مقایسه با شرایط ایده‌آل در منطقه مدیترانه‌ای اسپانیا کاهش یافته است (۱۳). مک‌کنزی و جکسون (۴۳) معتقدند، عملکرد جو دیم اغلب تحت تأثیر سه عامل تاریخ کاشت، آب قابل استفاده در خاک و نیاز نیتروژنی این محصول قرار دارد. نتایج این پژوهشگران در مونتانا نشان داد که ۵۱ تا ۸۱ درصد از تغییرات عملکرد دانه ارقام جو از میزان کاربرد نیتروژن به علاوه میزان نیترات موجود در خاک تبعیت نمود. جکسون (۳۵) نیز گزارش داد که جو دیم به کاربرد نیتروژن پاسخ معنی‌داری می‌دهد و با افزایش میزان نیتروژن مصرفی تا ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار (معادله درجه دوم)، عملکرد دانه افزایش یافت، اما رابطه بین نیتروژن مصرفی تا آخرین سطح مصرف با میزان پروتئین دانه از نوع خطی افزایشی بود. لور و پارتیج (۴۱) گزارش کردند که نیتروژن به طور معنی‌داری عملکرد دانه و پروتئین جو دیم را در شرایط تنش خشکی افزایش داد. مصرف نیتروژن تا ۲۰۲ کیلوگرم در هکتار، وزن دانه، تعداد سنبله در واحد سطح و تعداد دانه در سنبله را افزایش داد و نیتروژن ناکافی عملکرد و کیفیت دانه جو دیم را کاهش داد. این در حالی است که زیادی نیتروژن نیز با تولید پروتئین بیشتر در دانه جو صفت نامطلوبی برای این گیاه بشمار می‌آید. در تحقیقات کوکی (۴۰) افزایش نیتروژن، عملکرد دانه و میزان پروتئین جو دیم را افزایش داد. معمولاً مصرف بیش از حد نیتروژن برای غلات دانه ریز باعث تجمع نیتروژن در دانه‌های آنها شده و ممکن است این موضوع با کاهش محصول همراه باشد.

مدیریت مصرف نیتروژن یکی از عوامل مؤثر در فرآیند تجمع و توزیع ماده خشک و همچنین نیتروژن در اندام‌های مختلف جو در شرایط دیم می‌باشد. این فرآیند متقابلاً بستگی به کنترل اندازه و غلظت نیتروژن دانه جو دارد. تأمین نیتروژن قبل از مرحله ظهور پرچم، گسترش برگ و پنجه‌ها و از این طریق پتانسیل تجمع کربن و

به مدت ۳ سال زراعی (۸۹-۱۳۸۶) در ایستگاه تحقیقات کشاورزی دیلم مراغه (۴۶ درجه و ۲۰ دقیقه طول شرقی، ۳۷ درجه و ۱۲ دقیقه عرض شمالی و ارتفاع ۱۷۲۰ متری از سطح دریا) با اقلیم نیمه خشک سرد هم‌مرز با فراسرد و سری خاک راجل آباد با مشخصات Fine mixd, Mesic, Vertic Calcixerepts به اجرا درآمد.

نتایج آمار هواشناسی نشان داد که بارندگی سال زراعی اول (۸۷-۸۶) ۴۷ درصد (۱۵۹/۵ میلی‌متر) کمتر از بارندگی بلند مدت بود، به طوری که در فصل بهار برای اعمال تیمارهای سرک بارندگی موثر وجود نداشت (۵/۹، ۶/۶ و ۱/۳ میلی‌متر به ترتیب در ماه‌های فروردین تا خرداد) و آزمایش با تیمارهای مصرف پائیزی نیتروژن تا پایان ادامه یافت. در این سال ۳۴/۷ درصد بارش‌ها در پاییز، ۵۵/۳ درصد در زمستان و ۱۰/۰ درصد آن در بهار به وقوع پیوست. متوسط دمای سال زراعی تقریباً مشابه با بلند مدت بود. بنابراین سال زراعی ۸۷-۱۳۸۶ سالی غیرنرمال از لحاظ بارندگی و عدم بارندگی‌های موثر در فصل بهار بود، زیرا مطالعات ۴۳ ساله زاهدی قره‌آغاج و قویدل رحیمی (۶۵) از حوضه آبریز دریاچه ارومیه نشان داد که بارندگی‌های کمتر از ۲۵۹/۲ میلی‌متر برای منطقه مراغه خشکسالی محسوب می‌شود. بارندگی سال دوم زراعی (۸۸-۸۷) مشابه میانگین بلند مدت بود و ۳۶/۴ درصد بارش‌ها در پاییز، ۲۹/۳ درصد در زمستان و ۳۴/۳ درصد در بهار به وقوع پیوست. متوسط دمای سال زراعی ۰/۶ درجه سانتی‌گراد کمتر از میانگین بلند مدت (۹/۴ سانتی‌گراد) بود. بارندگی سال زراعی آخر (۸۹-۸۸) ۴۸ درصد (۱۶۱ میلی‌متر) بیش از میانگین بارندگی بلند مدت بود. متوسط دمای سال زراعی همانند سال پیش ۰/۶ درجه سانتی‌گراد کمتر از میانگین بلند مدت بود اما تعداد روزهای یخبندان آن ۴۹ روز کمتر از میانگین بلند مدت بود (جدول ۱).

از محل اجرای آزمایش از عمق صفر تا ۲۵ سانتی‌متری به روش مرکب نمونه‌برداری شد. نمونه‌ها پس از هوا خشک شدن، کوبیده و از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. بافت به روش هیدرومتری، کربنات کلسیم معادل به روش خنثی‌سازی با اسید و تیتراژ کردن با سود، کربن آلی به روش اکسایش تر (والکلی بلک)، pH در گل اشباع، هدایت الکتریکی در عصاره اشباع خاک، درصد اشباع به روش وزنی، فسفر قابل جذب با عصاره‌گیر اولسن و پتاسیم قابل جذب با عصاره‌گیر استات آمونیوم اندازه‌گیری شد (۳). با توجه به بالا بودن میزان فسفر و پتاسیم از حد بحرانی گزارش شده (حد بحرانی فسفر ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و پتاسیم ۲۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) نیازی به مصرف کودهای فسفوری و پتاسیمی در سال‌های اول و دوم اجرای آزمایش نبود، اما در سال سوم زراعی کود سوپرفسفات تریپل برای کل آزمایش به صورت یکنواخت و به صورت جایگذاری مصرف شد (۲۶) (جدول ۲).

مقادیر نیتروژن کرت‌ها در مصرف پائیزی به کمک دستگاه وینتراشایگر پشت تراکتوری مجهز به سیستم جایگذاری کود (۱۱)

ردیف به فاصله ردیف‌های ۲۰ سانتی‌متری) از منبع اوره همزمان با کاشت، ۵-۷ سانتی‌متر زیر بستر بذر جایگذاری شد (۱۹). بذور جو با تراکم ۴۰۰ دانه در مترمربع، پس از ضدعفونی با قارچ‌کش کاربوکسین تیرام به نسبت ۲ در هزار و به کمک بذرکار مذکور همزمان با مصرف تیمارهای پائیزی نیتروژنی در عمق ۵-۷ سانتی‌متری کشت شد. در مرحله گلدهی (ZGS54) جو، نمونه خاک با استفاده از مته از هر کرت فرعی فرعی از عمق صفر تا ۶۰ سانتی‌متری (به فواصل ۲۰ سانتی‌متر) تهیه و آمونیوم آن با استفاده از محلول کلرید پتاسیم یک مولار عصاره‌گیری و با استفاده از دستگاه طیف‌سنج نوری (طول موج ۶۵۵ نانومتر) اندازه‌گیری شد. غلظت نیترات در این عصاره بر اساس جذب پرتو ماوراء بنفش (UV) توسط نیترات موجود در عصاره در طول موج ۲۱۰ نانومتر قبل و بعد از احیای نیترات اندازه‌گیری شد که تفاوت این دو مرحله نشانگر غلظت نیترات در عصاره بود (۴۷). داده‌های به دست آمده از این پژوهش با استفاده از نرم‌افزار GenStat14 در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی به صورت کرت‌های دوبار خرد شده تجزیه شد و مقایسه میانگین از طریق آزمون چند دامنه‌ای دانکن انجام گرفت.

نتایج و بحث

نتایج سال اول (خشکسالی)

با توجه به اینکه در سال اول اجرای آزمایش بارندگی موثر بهاری برای مصرف بخش سرک در تیمارهای نیتروژنی وجود نداشت (جدول ۱)، لذا آزمایش با مصرف بخش پائیزی تیمارهای نیتروژنی ادامه یافت. در این سال، بیشترین (۱۹۷۷ کیلوگرم در هکتار کلاس a) و کمترین (۱۲۳۳ کیلوگرم در هکتار کلاس c) عملکرد دانه به ترتیب از مصرف ۸۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در پائیز و تیمار شاهد به دست آمد اما برای مقادیر ۴۰ الی ۱۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار تفاوت معنی‌داری (کلاس a و ab) مشاهده نگردید. در صورتی که بین دو تیمار اول یعنی ۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار (کلاس b) و شاهد (کلاس c) از لحاظ عملکرد دانه تفاوت معنی‌داری وجود داشت. با کاربرد نیتروژن به طور متوسط عملکرد دانه ۵۵۶ کیلوگرم در هکتار در مقایسه با تیمار شاهد افزایش یافت (جدول ۴). رابطه رگرسیونی بین میزان نیتروژن مصرفی و عملکرد دانه نشان داد که نیتروژن مصرفی توانست ۹۸ درصد از تغییرات عملکرد دانه را توجیه نماید. همچنین مطابق این رابطه، نیاز نیتروژنی جو دیلم برای دستیابی به ۹۰ درصد حداکثر عملکرد دانه (۱۷۴۴ کیلوگرم در هکتار) برای شرایط بدون بارندگی بهاری حدود ۴۰ کیلوگرم در هکتار با سیستم جایگذاری کود در زیر بستر بذر تعیین شد (شکل a).

جدول ۲- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک قبل از اعمال کاشت عمق ۰ الی ۲۵ سانتی متری در سه سال اجرای آزمایش.
Table 2- Soil physical and chemical characteristics before sowing (0-25 cm depth) in three cropping years

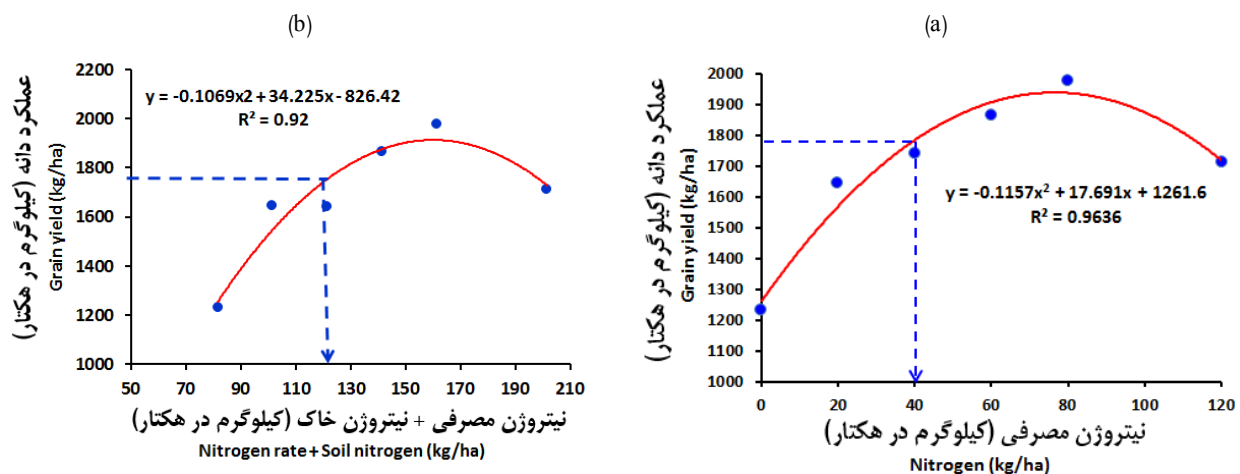
سال Year	واکنش خاک pH	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	درصد اشباع SP (%)	کربنات کلسیم معادل CaCO ₃ (%)	کربن الی OC (%)	فسفر P (mg/kg)	پتاسیم K (mg/kg)	شن Sand (%)	سیلت Silt (%)	رس Clay (%)	Soil texture
2007-2008	8.1	0.71	49	4.8	0.56	14.3	510	30	47	23	Loam
2008-2009	7.5	0.46	53	1.8	0.41	18.1	460	31	46	23	Loam
2009-2010	7.7	0.48	47	5.1	0.41	5.8	480	35	40	25	Loam
Mean	7.8	0.55	50	3.9	0.46	22.7	483	32	44	24	Loam

جدول ۱- آمار هواشناسی ایستگاه تحقیقات کشاورزی دیم در سه سال اجرای آزمایش و بلند مدت (۱۳۷۰-۹۰).
Table 1- Maragheh dryland agriculture research station climate data in three cropping years 2007-2010 and long term (20 years)

سال Year	بارندگی (میلی متر) Rainfall (mm)	میانگین دما (سانتی گراد) Mean Temperature (°C)	تعداد روزهای زیر صفر Days of blow zero	رطوبت نسبی هوا (%) Relative humidity (%)	تبخیر (میلی متر) Evaporation (mm)	میانگین دمای کمینه (سانتی گراد) Mean Min. Temperature (°C)	میانگین دمای حداکثر (سانتی گراد) Mean Max. Temperature (°C)
2007-2008	177	9.3	118	40.9	2075	3.9	14.7
2008-2009	332	8.8	130	50.0	1735	4.0	13.8
2009-2010	498	8.8	79	58.2	1062	4.0	13.0
1991-2011	365	9.4	128	53.0	1757	4.2	14.6

نکته ضروری است که صحت این نتایج به دلیل یکساله بودن آن نمی‌تواند قطعی باشد. بنابر این به منظور توصیه این نتایج در شرایط مزرعه‌ای، ابتدا باید صحت آن در شرایط مختلف (اقلیم، نوع خاک و ارقام) مورد ارزیابی قرار گیرد. در پژوهش مک‌کنزی و جکسون (۴۳) با انجام ۱۴ آزمایش این رابطه از نوع درجه دوم بود و بیشترین عملکرد دانه جو دیم در آنها از مقادیر ۱۴۰ الی ۱۸۰ کیلوگرم در هکتار نیتروژن مصرفی بعلاوه نیترات موجود در خاک به دست آمد که توانست ۵۱ الی ۸۱ درصد از تغییرات عملکرد جو دیم را توجیه نماید. جکسون (۳۵) مقدار نیتروژن مصرفی بعلاوه نیترات موجود در خاک را برای تولید بهینه عملکرد دانه جودیم حدود ۱۷۰ کیلوگرم در هکتار گزارش نمود. این نتایج با نتایج پژوهش حاضر در خصوص نوع رابطه و مقدار نیتروژن مصرفی بعلاوه نیتروژن موجود در خاک مطابقت دارد، اما حداکثر عملکرد گزارش شده توسط این پژوهشگران بسیار بیشتر (۳۹۰۰ الی ۷۵۰۰ کیلوگرم در هکتار) از عملکرد پژوهش حاضر بود و دلیل آن می‌تواند تفاوت در شرایط خاک، منطقه و رقم و همچنین عدم پاسخ مناسب جو دیم به نیتروژن مصرفی و نیتروژن موجود در خاک در اثر خشکسالی حاکم بر این آزمایش باشد.

بررسی رابطه بین میزان نیتروژن مصرفی به صورت کود بعلاوه نیترات موجود در خاک (عمق ۶۰-۰ سانتی‌متر) در مرحله گلدهی (ZGS54) با پاسخ جو دیم نشان داد که این ارتباط از نوع درجه دوم می‌باشد و در مقدار ۱۶۲ کیلوگرم در هکتار متغیر مستقل به حداکثر مقدار خود (۱۹۱۳ کیلوگرم در هکتار) می‌رسد (شکل b۱). بنابرین به منظور دستیابی به حداکثر عملکرد جو دیم در شرایط مشابه با سال زراعی ۸۶-۸۷ (خشکسالی) وجود ۱۶۲ کیلوگرم در هکتار نیتروژن مصرفی بعلاوه نیترات موجود در خاک مورد نیاز می‌باشد که از این مقدار ۸۰ کیلوگرم در هکتار آن سهم میزان کود مصرفی (شکل a۱) و ۸۲ کیلوگرم در هکتار سهم نیترات موجود در خاک می‌باشد. در حالی که تامین این مقدار نیتروژن برای تولید حداکثر عملکرد دانه از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه نبوده و نیاز کودی را می‌توان برای دستیابی به ۹۰ درصد حداکثر عملکرد دانه محاسبه نمود که بر این اساس باید حدود ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار نیتروژن مصرفی بعلاوه نیترات موجود در خاک وجود داشته باشد که از این مقدار ۴۰ کیلوگرم در هکتار آن سهم نیتروژنی مصرفی به صورت کود (شکل a۱) و ۸۰ کیلوگرم در هکتار سهم نیترات موجود در خاک خواهد بود (شکل b۱). ذکر این



شکل ۱- رابطه بین نیتروژن مصرفی (a) و نیتروژن مصرفی + نیترات خاک (b) با عملکرد دانه جو دیم

Figure 1- The relationship between nitrogen application (a) and nitrogen application + soil nitrate with dryland barley grain yield (b)

درصد معنی‌دار بود. اثر اصلی میزان نیتروژن بر عملکرد دانه، بیولوژیک و کاه، تعداد سنبله در واحد سطح، ارتفاع بوته و کارایی استفاده از نیتروژن و آب در سطح احتمال یک درصد و بر شاخص برداشت و وزن هزار دانه در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود. اثر اصلی ژنوتیپ بر صفات عملکرد بیولوژیک و کاه و تعداد سنبله در واحد سطح در سطح احتمال یک درصد و کارایی استفاده از آب در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۳).

نتایج سال‌های دوم و سوم

نتایج تجزیه مرکب دو سال نهایی اجرای آزمایش پس از آزمون یکنواختی واریانس‌ها نشان داد، اثر سال روی عملکرد دانه، بیولوژیک و کاه، تعداد سنبله در واحد سطح، ارتفاع بوته و کارایی استفاده از نیتروژن و آب در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). اثر زمان مصرف نیتروژن بر عملکرد دانه، بیولوژیک و کاه در سطح احتمال یک درصد و بر کارایی استفاده از آب در سطح احتمال پنج

جدول ۳- میانگین‌ها و احتمال پایداری عملکرد در اجزای عملکرد
Table 3- Mean square and significance probability of treatments effect on yield and yield components

منابع تغییرات S.O.V	درجه آزادی df	عملکرد دانه Gain yield	عملکرد بیولوژیک Biological yield	عملکرد کاه Straw yield	شاخص Harvest Index	تعداد سنبه در واحد سطح No. spike/m ²	تعداد دانه در سنبه No. seed/spike	وزن هزارانه T.K.W	ارتفاع بوته Plant Height	کارایی استفاده از نیتروژن N use efficiency	کارایی استفاده از آب Water use efficiency
سال Year	1	1089000000**	6149000000**	2063000000**	0.0003ns	48928269**	404.1*	530.7ns	315861.1**	28834.6*	2013.5**
خطای سال Error, سال	6	3127000	18040000	7232000	0.0056	428804	19.3	54.2	1716.2	2665.7	25.7
زمان Time	2	5491000**	47120000**	20690000**	0.0024ns	68838ns	15.9ns	23.3ns	381.4 ns	1119.1ns	27.1*
سال×زمان Year×Time	2	1853000ns	28600000ns	15910000ns	0.0280ns	57802ns	0.5ns	35.9ns	262 ns	5729.4ns	5.1ns
خطای کرت اصلی Error, کرت اصلی	12	799600	7790000	4740000	0.0094	76035	23.5	8.9	507.9	2450.6	5.1
نیتروژن Nitrogen	4	23870000**	264300000**	131500000**	0.1060*	1035574**	2.4ns	64.2*	4958.5**	2794.2**	124.3**
سال×نیتروژن Year×Nitrogen	4	6065000**	63670000**	33130000**	0.0073ns	75839ns	1.0ns	16.9ns	3503.6**	2107.8*	16.6*
زمان×نیتروژن Time×Nitrogen	8	1715000ns	6263000ns	2346000ns	0.0075ns	97999ns	6.2ns	7.8ns	495.6 ns	1580.3*	7.9ns
سال×زمان×نیتروژن Year×Time×Nitrogen	8	2520000*	8247000ns	2903000ns	0.0176ns	65933ns	3.4ns	7.4ns	424.7 ns	2563.9**	12.7*
خطای کرت فرعی Error, کرت فرعی	72	1043000	5267000	3441000	0.0120	56404	4.9	16.8	562.8	534.6	5.8
ژنوتیپ Genotype	4	525600ns	4277000**	2074000**	0.0061ns	27779**	3.0ns	32.5**	690.7 ns	371.9ns	3.3*
سال×ژنوتیپ Year×Genotype	4	139600ns	2918000**	2056000**	0.0067ns	11315ns	0.2ns	1.6ns	351.6 ns	116.9ns	1.0ns
زمان×ژنوتیپ Time×Genotype	8	230400ns	515700ns	491400ns	0.0042ns	9270ns	1.2ns	6.9ns	473.8 ns	154.9ns	1.4ns
نیتروژن×ژنوتیپ Nitrogen×Genotype	16	237600ns	1103000*	840300ns	0.0068ns	6791ns	6.4**	5.4ns	301.4 ns	242.5ns	1.2ns
سال×زمان×ژنوتیپ Year×Time×Genotype	8	159200ns	587600ns	554600ns	0.0055ns	13693*	2.3ns	4.2ns	445.7 ns	880.8**	0.9ns
سال×نیتروژن×ژنوتیپ Year×Nitrogen×Genotype	16	291800ns	839000ns	367300ns	0.0057ns	7198ns	1.4ns	2.5ns	342.6 ns	120.6ns	1.5ns
زمان×نیتروژن×ژنوتیپ Time×Nitrogen×Genotype	32	133700ns	438100ns	312700ns	0.0074ns	4749ns	2.7ns	3.9ns	470.2 ns	81.0ns	0.8ns
سال×زمان×نیتروژن×ژنوتیپ Year×Time×Nitrogen×Genotype	32	310900ns	539600ns	385300ns	0.0092ns	5236ns	1.6ns	2.1ns	505.2 ns	245.1ns	1.9ns
خطای کل Error کل	360	274000	662200	563800	0.0093	6324	2.2	3.5	434.7	299.2	1.4
ضریب تغییرات cv (%)	-	17	11.1	17.7	22.4	12.4	8.9	4.6	26.5	74.1	16.7

ns, * and **: non-significant, significant at the 5 and 1%

به ترتیب غیر معنی‌داری، معنی‌داری در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد

مقدار افزایش با افزایش ۱۵۵ درصدی عملکردهای دانه، بیولوژیک و کاه همخوانی زیادی دارد، زیرا افزایش بارندگی در سال سوم تنها توانسته است ۱۲/۵ درصد جزء تعداد دانه در سنبله را افزایش دهد و روی جزء سوم (وزن هزار دانه) اثر معنی داری نداشت (جدول ۵). بنابراین می توان استنباط نمود، فاکتور تعیین کننده در عملکرد دانه جو دیم، جزء تعداد سنبله در واحد سطح بوده است. ستوتاو و همکاران (۵۷) با استفاده از تجزیه مسیر گزارش کردند، تعداد سنبله در واحد سطح از بین سه جزء عملکرد دانه، بیشترین اثر مستقیم و مثبت را بر عملکرد دانه جو دیم در اتیوپی داشت. نتیجه مشابهی را دنیز و همکاران (۱۷) از ترکیه گزارش کرده اند. البته در شرایط آزمایش حاضر، وابستگی عملکرد دانه به جزء تعداد سنبله در واحد سطح در گندم دیم نیز گزارش شده است (۲۴). برخی اصلی ترین دلیل این موضوع را افزایش میزان ماده خشک گیاهی، میزان کلروفیل و سطح فتوسنتز و تعرق کننده جو دیم در اثر افزایش تعداد سنبله در واحد سطح می دانند (۵۱).

ارتفاع بوته در سال زراعی سوم به میزان ۵۶ سانتی متر نسبت به سال زراعی دوم افزایش ($P \leq 0.01$) یافت (جدول ۵). افزایش ارتفاع بوته نیز عاملی در جهت افزایش درصد پوشش سبز و اندام های فتوسنتز کننده می باشد که در صورت تامین آب کافی می تواند در تولید عملکرد دانه موثر واقع شود (۳۸). پژوهشگران دیگری نیز همبستگی مثبت و معنی دار ($P \leq 0.01$) بین ارتفاع بوته با عملکرد دانه جو را در شرایط تنش آبی گزارش کرده اند (۵۰ و ۶۴) که با نتایج پژوهش حاضر مطابقت دارد. در حالی که در تنش های رطوبتی خیلی شدید مانند خشکسالی ۹۳-۱۳۹۲ در خراسان جنوبی بین ارتفاع بوته جو دیم با عملکرد دانه آن همبستگی منفی مشاهده شد (۳۷).

بیشترین میزان کارایی استفاده از نیتروژن با ۲۱/۷ کیلوگرم بر کیلوگرم مربوط به سال سوم زراعی بود که در مقایسه با سال دوم ۱۳۶ درصد (۱۲/۵ کیلوگرم بر کیلوگرم) افزایش ($P \leq 0.05$) داشت. به تعبیر دیگر، به طور متوسط با افزایش هر میلی متر بارندگی در سال سوم، کارایی استفاده از نیتروژن به میزان ۰/۰۶ کیلوگرم بر کیلوگرم بهبود یافته و این امر نیز موجب افزایش عملکرد دانه جو دیم شده است (جدول ۵). سدراس و مک دونالد (۵۴) با بررسی کارایی استفاده از آب باران در غلات دانه ریز در استرالیا به این نتیجه رسیدند که بین میزان بارندگی و مصرف نیتروژن اثرات متقابل وجود دارد و با افزایش آب قابل استفاده در خاک اولاً کارایی استفاده از نیتروژن افزایش می یابد و ثانیاً مقدار نیتروژن مورد نیاز برای تولید اقتصادی غلات به طور چشمگیری کاهش می یابد. با استفاده از این اثرات متقابل در اسپانیا توانستند کارایی استفاده از نیتروژن و عملکرد دانه را برای سه رقم جو در شرایط تنش آبی بهبود بخشند (۱۴).

متوسط کارایی استفاده از آب باران برای سال اول، دوم و سوم

اثرات متقابل سال در میزان نیتروژن بر عملکرد دانه، بیولوژیک و کاه و ارتفاع بوته در سطح احتمال یک درصد و بر کارایی استفاده از نیتروژن و آب در سطح احتمال پنج درصد معنی دار بود. اثرات متقابل سال در ژنوتیپ بر عملکرد بیولوژیک و کاه در سطح احتمال یک درصد معنی دار بود. اثرات متقابل میزان مصرف نیتروژن در ژنوتیپ بر تعداد دانه در سنبله در سطح احتمال یک درصد و بر عملکرد بیولوژیک در سطح احتمال پنج درصد و اثرات متقابل سال در زمان مصرف نیتروژن در ژنوتیپ بر کارایی استفاده از نیتروژن در سطح احتمال یک درصد و بر تعداد سنبله در واحد سطح در سطح احتمال پنج درصد معنی دار بود. کمترین ضریب تغییرات با ۵ درصد به وزن هزاردانه و بیشترین آن با ۷۴ درصد به کارایی استفاده از نیتروژن تعلق داشت. به تعبیر دیگر، داده های کارایی استفاده از نیتروژن ۱۶ برابر پراکنده تر از داده های وزن هزاردانه می باشد (جدول ۳).

اثر سال بر صفات مورد بررسی

نتایج نشان داد بیشترین عملکرد دانه به میزان ۴۴۳۳ کیلوگرم در هکتار از سال سوم زراعی با ۴۹۸ میلی متر بارندگی سالیانه به دست آمد که در مقایسه با سال زراعی پیشین ۲۶۹۴ کیلوگرم در هکتار (۱۵۵ درصد) افزایش ($P \leq 0.01$) داشت. همچنین بیشترین عملکردهای بیولوژیک و کاه به ترتیب به میزان ۱۰۵۴۴ و ۶۱۱۰ کیلوگرم در هکتار از سال سوم زراعی به دست آمد که نسبت به سال زراعی پیشین به ترتیب ۶۴۰۳ و ۳۷۰۸ کیلوگرم در هکتار (۱۵۵ و ۱۲۸ درصد) افزایش ($P \leq 0.01$) داشت (جدول ۵). این نتایج نشان داد، با افزایش میزان بارندگی سال زراعی سوم به میزان ۱۹۴ میلی متر (۶۴ درصد)، عملکردهای دانه، بیولوژیک و کاه به طور میانگین ۱۵۵ درصد افزایش یافت. این موضوع نقش بسیار مهم میزان بارندگی را در تولید جو دیم نشان می دهد. اگرچه جو مقاوم به تنش های محیطی و به ویژه تنش آبی است اما توزیع بارندگی در فصول خاص نقش بسیار موثری در افزایش میزان تولید این محصول دارد (۵۶). اوستین و همکاران (۹) به نقش حیاتی بارندگی در تولید جو دیم تاکید دارند. آنها گزارش کردند، جو دیم ۶۰ درصد بیشتر از گندم دیم به بارش های فصلی به ویژه اواخر پائیز و اواخر بهار (اردیبهشت - خرداد) پاسخ می دهد و به شرایط تنش خشکی نیز مقاومت تر از گندم دیم می باشد. عیشی رضایی و بنایان (۲۰) نیز بر اهمیت بارش های آخر فصل در شمال شرق ایران برای افزایش عملکرد جو دیم تاکید کرده اند.

با افزایش میزان بارندگی سال زراعی تعداد سنبله در واحد سطح نیز به طور معنی داری ($P \leq 0.01$) افزایش یافت، به طوری که با افزایش ۶۴ درصدی میزان بارندگی سال زراعی، تعداد سنبله در واحد سطح ۱۶۰ درصد (۵۷۱ سنبله در متر مربع) افزایش یافت که این

کارایی استفاده از نیتروژن تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد اما بیشترین این صفت به میزان ۱۷/۰ کیلوگرم بر کیلوگرم از مصرف تقسیتی $\frac{1}{3}$ نیتروژن در پائیز و $\frac{1}{4}$ دیگر در بهار به دست آمد (جدول ۵). علی (۴) معتقد است مصرف تقسیتی نیتروژن برای جو از طریق کاهش تلفات آن، باعث افزایش کارایی استفاده از نیتروژن می‌دهد. از سوی دیگر، مهیا بودن شرایط انحلال و انتقال نیتروژن به طرف ریشه گیاه از اولویت‌های اصلی در تعیین زمان مصرف کودهای نیتروژنی در شرایط دیم به شمار می‌آید و بر این اساس نتایج پاسخ گیاه به کاربرد پاییزی و یا تقسیتی کودهای نیتروژنی اغلب به شرایط اقلیمی منطقه بستگی دارد و با افزایش میزان بارندگی‌ها به ویژه بارندگی‌های بهاری، امکان پاسخ غلات دیم به مصرف تقسیتی نیتروژن نیز افزایش می‌یابد (۲۱)، لذا در پژوهش حاضر به دلیل افزایش چشمگیر میزان بارندگی سال زراعی سوم (۸۹-۸۸) جزء تعداد سنبله در واحد سطح از اجزای عملکرد (جدول ۵) و همچنین پاسخ جو دیم به مصرف نیتروژن افزایش یافته است (شکل ۲b) و اثر سال زراعی یاد شده بر میانگین داده‌ها موثر بوده است. بورد (۱۲) نیز معتقد است با وجود آب در مناطق نیمه خشک، جو به مصرف نیتروژن پاسخ می‌دهد و بهترین زمان مصرف نیتروژن برای جو پاییزی در چنین شرایطی تقسیت آن در پائیز و بهار می‌باشد. جونز و همکاران (۳۶) مناسب‌ترین زمان مصرف نیتروژن را برای جو دیم در مونتانا آمریکا، اواخر پائیز تا اوایل بهار توصیه نمودند. آنها مصرف نیتروژن را در اوایل پائیز به دلیل رخداد بارندگی‌های زیاد در اوایل پائیز در این منطقه و احتمال شستشوی نیتروژن از محدوده ریشه و همچنین توقف نیتروژن توسط میکروارگانیسم‌ها مناسب نمی‌دانند. مک‌کوی و همکاران (۴۵) نیز مصرف نیتروژن را برای جو دیم در مونتانا به دلیل افزایش تبخیر آب از سطح خاک و یا افزایش بیش از حد پروتئین دانه جو (مالت) در اواخر بهار تا تابستان توصیه نمی‌کنند. نتایج پژوهش حاضر با نتایج گزارش سایرین در خصوص مصرف تقسیتی کودهای نیتروژنی برای جو دیم در پائیز و اوایل بهار کاملاً مطابقت دارد. این در حالی است که فیضی اصل و همکاران (۲۵) برای گندم دیم توصیه کاملاً متفاوت با نتیجه پژوهش حاضر (جو دیم) در ایستگاه تحقیقات کشاورزی دیم (مراغه) گزارش کرده‌اند.

اثر میزان مصرف نیتروژن بر صفات مورد بررسی

مصرف نیتروژن عملکردهای دانه، بیولوژیک و کاه را افزایش داد. ($P \leq 0.01$) با افزایش نیتروژن تا آخرین سطح مصرف آن، عملکرد دانه، بیولوژیک و کاه نیز افزایش یافت اما عملکرد دانه سه سطح آخر مصرف نیتروژن از لحاظ آماری در کلاس برتر a قرار گرفتند و این تیمارها با سطح اول مصرف نیتروژن (۳۰ کیلوگرم در هکتار) و تیمار شاهد از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری ($P \leq 0.01$) داشتند. دو سطح

زراعی به ترتیب ۵/۹، ۲/۶ و ۸/۹ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر بود. مطابق این نتایج، به طور متوسط با افزایش هر میلی‌متر بارندگی در سال سوم زراعی نسبت به سال دوم، میزان عملکرد دانه ۳/۷ کیلوگرم در هکتار افزایش یافت (جدول ۵). از سوی دیگر، با افزایش میزان بارندگی (سه سال) کارایی استفاده از آب به صورت خطی کاهش یافت. مطابق این نتیجه، با افزایش هر ۱۰ میلی‌متر بارندگی، کارایی استفاده از آب برای جو دیم به میزان ۰/۲۷ کیلوگرم در هکتار کاهش پیدا کرد (شکل ۲a). فنشولت و همکاران (۲۸) با بررسی ۲۸ ساله داده‌های زمینی مربوط به سواحل آفریقا با تصاویر ماهواره‌ای، گزارش کردند که با افزایش میزان بارندگی سالیانه در دامنه ۷۵۰-۲۰۰ میلی‌متر، کارایی استفاده از آب باران در شرایط دیم به صورت خطی کاهش می‌یابد. پژوهشگران دیگری نیز وابستگی کارایی استفاده از آب باران را به میزان بارندگی سالیانه و وجود رابطه منفی بین آنها را در اندازه‌گیری‌های زمینی تأیید نموده‌اند (۳۳ و ۳۴) که با نتایج به دست آمده از پژوهش حاضر مطابقت دارد.

اثر زمان مصرف نیتروژن بر صفات مورد بررسی

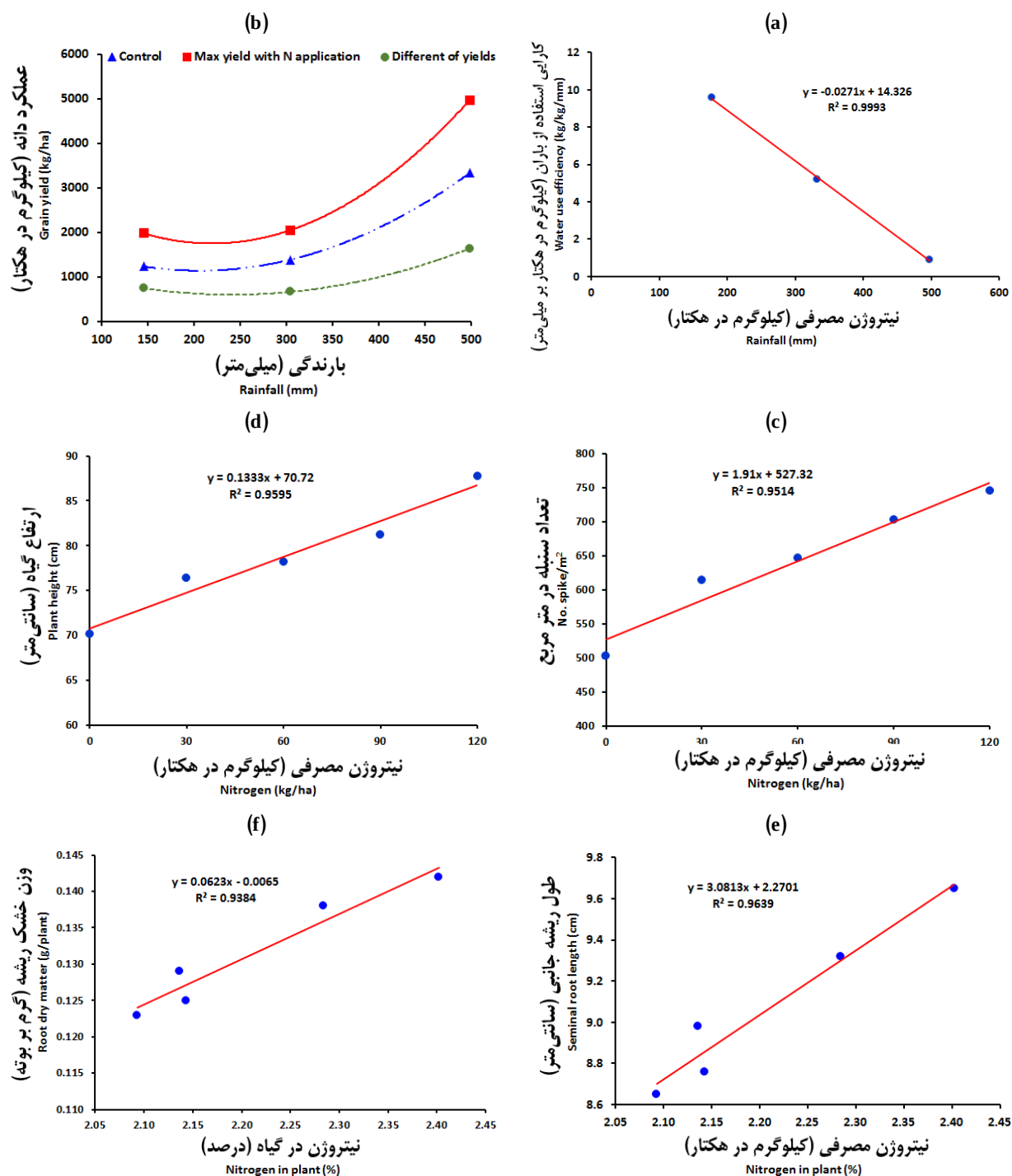
نتایج میانگین داده‌ها نشان داد، مصرف تقسیتی نیتروژن به صورت $\frac{1}{3}$ در پائیز همزمان با کاشت و $\frac{1}{4}$ دیگر در بهار بیشترین عملکرد دانه، بیولوژیک و کاه را تولید نمود. هر دو روش تقسیتی مصرف نیتروژن ($\frac{1}{3}$ در پائیز و $\frac{1}{4}$ دیگر در بهار و $\frac{2}{3}$ در پائیز و $\frac{1}{3}$ در بهار) در تولید عملکرد دانه از لحاظ آماری در کلاس برتر (a) قرار گرفتند اما مصرف پاییزی کمترین عملکردهای یاد شده را تولید نمود و در کلاس پائین‌تری قرار گرفت. مصرف تقسیتی نیتروژن عملکردهای دانه، بیولوژیک و کاه را به طور متوسط به ترتیب ۲۵۸، ۷۹۶ و ۵۳۸ کیلوگرم در هکتار در مقایسه با مصرف پاییزی افزایش داد. مطابق این نتایج زمان مصرف نیتروژن به استثنای کارایی استفاده از آب سایر صفات مورد مطالعه از لحاظ آماری معنی‌دار نبود اما تا حدودی تعداد سنبله در واحد سطح بیشتری (به طور متوسط ۳۲ سنبله) در مصرف تقسیتی در مقایسه با مصرف پاییزی تولید شد (جدول ۵). بیشترین کارایی استفاده از آب به میزان ۷/۴ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر از مصرف تقسیتی $\frac{1}{3}$ نیتروژن در پائیز همزمان با

کاشت و $\frac{1}{4}$ دیگر در بهار به دست آمد. اگرچه تیمار تقسیتی دیگر ($\frac{2}{3}$ در پائیز و $\frac{1}{3}$ در بهار) دارای کارایی استفاده از آب بیشتری در مقایسه با مصرف پاییزی بود اما هر دوی این تیمار در کلاس مشابه آماری (b) قرار گرفتند. اگرچه بین تیمارهای مورد بررسی از لحاظ

آخر مصرف نیتروژن در عملکردهای بیولوژیک و کاه در کلاس برتر قرار گرفتند و تیمارهای بعدی هر کدام در کلاس‌های متفاوتی قرار داشتند. مطابق این نتایج، مصرف نیتروژن به طور متوسط ۹۰۷ کیلوگرم در هکتار عملکرد دانه، ۲۸۰۹ کیلوگرم در هکتار عملکرد بیولوژیک و ۱۹۰۲ کیلوگرم در هکتار عملکرد کاه را بهبود بخشید. کاربرد نیتروژن بر خلاف عملکردهای دانه، بیولوژیک و کاه باعث کاهش ($P \leq 0.05$) شاخص برداشت و وزن هزاردانه شد. به تعبیر دیگر، از هر واحد مواد فتوسنتزی موجود در زیست توده در تیمارهای نیتروژنی به طور متوسط ۰/۴۲ آن (۴۲ درصد) به بخش اقتصادی گیاه (دانه) انتقال یافته است. در حالی که این انتقال در تیمار بدون مصرف نیتروژن ۰/۴۷ (۴۷ درصد) بود (جدول ۵). بنابراین با افزایش مصرف نیتروژن سهم مواد فتوسنتزی انتقال یافته به سنبله به طور معنی‌دار کاهش و بر عکس سهم مواد انتقال یافته به بخش غیراقتصادی گیاه (اندام‌های رویشی) افزایش یافت که در شرایط تنش‌های رطوبتی شدید این موضوع به نفع تولید بهینه نخواهد بود. در نتیجه مصرف نیتروژن تا حدی که به تولید بخش اقتصادی جو دیم (دانه) آسیب وارد ننماید، از اهداف اصلی بهبود تولید این محصول بشمار می‌آید. سایرین نیز بر این باورند که مصرف نیتروژن باعث کاهش شاخص برداشت در غلات دیم شده و شرایط تنش خشکی این موضوع را تشدید می‌کند (۷ و ۱۸).

مصرف نیتروژن، تعداد سنبله در واحد سطح (به طور متوسط ۱۷۵ سنبله در واحد سطح) و ارتفاع بوته (به طور متوسط ۱۱ سانتی‌متر) را به صورت خطی و معنی‌دار ($P \leq 0.01$) افزایش داد (شکل ۵۲ و ۵۳). شاید بتوان گفت علت اصلی پاسخ جو دیم به مصرف نیتروژن، افزایش منطقی سطح فتوسنتزکننده آن از طریق افزایش ارتفاع بوته و تعداد سنبله در واحد سطح بوده است که از این طریق یکی از موثرترین اجزای عملکرد (تعداد سنبله در واحد سطح) نیز تقویت شده و به نفع افزایش عملکرد دانه تغییر یافته است. فاتیمه و فاریهان (۲۲) بیان داشتند، مصرف نیتروژن در زمان کاشت تا پنجه‌زدنی جو در مناطق خشک، اثر منفی و معنی‌داری بر وزن هزار دانه دارد و از طریق افزایش تعداد سنبله در واحد سطح عملکرد دانه را بهبود می‌بخشد. چنین نتیجه‌ای در شرایط آزمایش حاضر برای گندم دیم نیز گزارش شده است (۲۵) که کاملاً با نتایج آزمایش حاضر مطابقت دارد. مطالعه روابط بین میزان بارندگی سال زراعی با عملکرد دانه در شرایط مصرف و عدم مصرف نیتروژن نشان داد، در بارندگی‌های بین ۱۵۰ الی ۳۰۰ میلی‌متر، مصرف نیتروژن توانسته است عملکرد دانه جو دیم را حداکثر ۵۰۰ الی ۸۰۰ کیلوگرم در هکتار افزایش دهد، این در حالی است که در بارندگی‌های بین ۳۰۰ الی ۵۰۰ میلی‌متر حداکثر افزایش عملکرد با مصرف نیتروژن ۸۰۰ الی ۱۷۰۰ کیلوگرم در هکتار بود. به

تعبیر دیگر، با افزایش میزان بارندگی سال زراعی، اثرات کاربرد نیتروژن در افزایش عملکرد دانه جو دیم ۱/۶ الی ۲/۱ برابر شده است. از سوی دیگر، تفاوت متوسط منحنی عملکرد با مصرف و بدون مصرف نیتروژن، ۱۰۱۶ کیلوگرم در هکتار می‌باشد که این توان افزایش عملکرد دانه جو دیم را در مصرف کود نیتروژنی مشخص می‌نماید. در حالی که بدون مصرف نیتروژن، افزایش بارندگی سال زراعی توانسته است ۲۱۰۱ کیلوگرم در هکتار عملکرد دانه جو دیم را بهبود بخشد. با مقایسه این ارقام مشخص می‌شود، حداکثر اثر بارندگی در افزایش عملکرد دانه جو دیم ۲/۱ برابر مصرف نیتروژن است (شکل ۵۲). مک‌کنزی و جکسون (۴۳) با مطالعه اثرات متقابل بارندگی و کودهای نیتروژنی روی جو در دشت‌های نیمه خشک کانادا گزارش کردند، پاسخ جو به کودهای نیتروژنی به شدت به میزان بارندگی بستگی دارد. به نحوی که امکان تولید عملکرد دانه جو با مصرف نیتروژن در شرایط تنش رطوبتی بالا، متوسط و بدون تنش به ترتیب ۳۲۰۰، ۴۶۰۰ و ۵۹۰۰ کیلوگرم در هکتار می‌باشد. سایرین نیز اثرات متقابل بارندگی و مدیریت کودهای نیتروژنی را در تولید گندم و جو دیم در مناطق مختلف مورد تأیید قرار داده‌اند (۵۲ و ۶۳). بر این اساس برخی مقادیر نیتروژن مورد نیاز جو دیم را بر اساس میزان بارندگی و رطوبت موجود در خاک توصیه کرده‌اند (۴۸). البته پژوهشگران زیادی بارندگی و تامین رطوبت کافی را اولین و نیتروژن را دومین عامل محدود کننده تولید غلات دیم در شرایط خشک و نیمه خشک معرفی کرده‌اند (۵۸ و ۶۰). فیضی اصل (۲۷) با بررسی اثرات متقابل کود نیتروژنی (^{15}N) و آب در تولید گندم دیم گزارش کرد، اثر آب در این خصوص ۲/۳ برابر بیشتر از نیتروژن است که این عدد با عدد به دست آمده برای جو دیم در پژوهش حاضر (۲/۱) مطابقت دارد. ذکر این نکته ضروری است که در این میان نقش ریشه را در تأثیرپذیری از آب و نیتروژن نمی‌توان نادیده گرفت، زیرا اغلب صفات موثر بر افزایش عملکرد جو (تعداد سنبله در واحد سطح و ارتفاع بوته به عنوان سطح سبز و فتوسنتز کننده) به ویژه در شرایط دیم با بهبود وضعیت ریشه‌ای گیاه و جذب آب و عناصر غذایی امکان پذیر است. این موضوع در پژوهش حاضر نیز مورد تأیید بوده است، زیرا که مصرف نیتروژن توانسته است طول ($P \leq 0.01$) و وزن ($P \leq 0.05$) ریشه‌های جانبی را در جو دیم در مرحله پنجه‌زدنی افزایش دهد (شکل ۵۲ و f). فیضی اصل و همکاران (۲۵) وزن و تعداد ریشه‌ها را در مرحله پنجه‌زدنی گندم دیم در شرایط آزمایش حاضر به عنوان صفات مقاومت به خشکی و تولید عملکردهای مطلوب مطرح نمودند که تحت تأثیر نوع گیاه، مدیریت‌های مختلف زراعی از جمله مصرف کودهای نیتروژن، شرایط اقلیمی و ویژگی‌های خاک قرار می‌گیرد.



شکل ۲- رابطه بین میزان بارندگی با کارایی استفاده از آب باران (a)، بارندگی با عملکرد دانه در شرایط مصرف و عدم مصرف نیتروژن (b)، نیتروژن با تعداد سنبله در واحد سطح (c)، نیتروژن با ارتفاع بوته (d)، غلظت نیتروژن در گیاه با طول ریشه‌های جانبی (e) و غلظت نیتروژن در گیاه با وزن خشک ریشه در مرحله پنجه‌زنی (f) جو دیم.

Figure 2- The relationship between rainfall and water use efficiency (a), rainfall and grain yield in nitrogen application and no application conditions (b), nitrogen and number of spike per m² (c), nitrogen and plant height (d), nitrogen concentration in plant and length of lateral roots (e) and nitrogen concentration in plant and dry matter of root in tillering stage (f) in dryland barley

رابطه بین میزان نیتروژن مصرفی با عملکرد دانه جو نشان داد، این رابطه از نوع درجه دوم بوده و بیشترین میزان عملکرد با ۳۴۵۰ کیلوگرم در هکتار از ۹۹ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به دست آمد. مطابق این رابطه مصرف هر کیلوگرم نیتروژن در هکتار در دامنه‌های ۲۰-۴۰، ۴۰-۶۰، ۶۰-۸۰، ۸۰-۱۰۰ و ۱۰۰-۱۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار، عملکرد دانه را به ترتیب به طور متوسط ۱۹/۵، ۱۵/۲، ۱۰/۸، ۶/۴ و ۲/۱ کیلوگرم در هکتار نسبت به ۲۰ کیلوگرم در هکتار پیشین افزایش و در دامنه ۱۲۰-۱۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به میزان ۲/۳ کیلوگرم در هکتار کاهش داد (شکل ۳a)، زیرا که کاربرد سطوح بالای نیتروژن به دلیل ایجاد شرایط تنش آبی شدید، زیان‌آور شناخته شده است و این اثرات با نوع محصول، فصل رشد و نوع کود تغییر می‌کند (۸). نیاز نیتروژنی جو دیم برای دستیابی به ۹۰ درصد حداکثر عملکرد دانه در شرایط آزمایش و مناطق مشابه ۴۳ کیلوگرم در هکتار تعیین گردید (شکل ۳a) که مناسب‌ترین زمان مصرف آن با توجه به نتایج به دست آمده از پژوهش حاضر تقسیمی است (جدول ۵). از سوی دیگر با در نظر گرفتن خطرپذیری مصرف بالای کودهای نیتروژنی به صورت سرک در شرایط خشکسالی، عدم تفاوت معنی‌داری بین دو تیمار تقسیمی در تولید دانه و همچنین تاکید بر مصرف حدود ۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در پائین همزمان با کاشت برای تولید پوشش سبز مناسب و انجام فتوسنتز در جو دیم (۳۲)، توصیه می‌شود ۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار (۶۵ کیلوگرم اوره در هکتار) همزمان با کاشت به صورت جایگذاری (۵ الی ۹ سانتی‌متر در بذر) و حدود ۱۳ کیلوگرم در هکتار (۲۸ کیلوگرم اوره در هکتار) به صورت سرک در اوایل بهار همزمان با بارندگی‌های این فصل مصرف شود. مطابق این نتایج نیاز نیتروژنی جو دیم در هر دو شرایط خشکسالی (شکل ۱a) و سال‌های نرمال و ترسالی (شکل ۳a)، تقریباً نزدیک به هم تعیین گردید اما باید توجه نمود که این مقدار در شرایط مختلف اقلیمی برای دستیابی به عملکردهای متفاوت می‌باشد. بورد (۱۲) معتقد است با وجود بارندگی در مناطق نیمه خشک، جو به مصرف نیتروژن پاسخ می‌دهد و مصرف آن تا ۱۱۰ کیلوگرم در هکتار، عملکرد دانه و کیفیت دانه را بهبود می‌بخشد ولی مقادیر بیش از آن منجر به افت کمی و کیفی عملکرد می‌شود. سانجیو و همکاران (۵۵) در مونتانا آمریکا کودپذیری جو دیم را تا ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار و به صورت درجه دوم مطرح نمودند. پژوهشگران دیگری نیز افزایش عملکرد جو دیم را با افزایش مصرف نیتروژن در شرایط تامین آب مورد نیاز این گیاه از طریق بارندگی گزارش کرده‌اند (۱ و ۳۰). نتایج پژوهش حاضر در خصوص کودپذیری جو دیم حداکثر تا سطح ۱۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار با نتایج سایرین مطابقت دارد. در خصوص حد بهینه مصرف نیتروژن برای جو دیم طلایی (۶۱) مصرف ۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار را در دیمزارهایی با مقدار نیتروژن کل و

کربن آلی به ترتیب کمتر از ۰/۱۲ و ۱/۱۲ درصد برای جو دیم توصیه کرده است. فاتیمه و فاریهان (۲۲) مصرف ۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار را در زمان کاشت تا پنجه‌زدنی جو دیم در مناطق خشک کافی تشخیص داده‌اند. مک‌کنزی و همکاران (۴۲) نیاز نیتروژنی جو دیم را در کانادا بر اساس عملکرد دانه بیان داشتند. آنها حدود ۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار را برای تولید هر تن دانه جو مناسب تشخیص دادند. هالورسون و رثول (۳۱) ۶۷ کیلوگرم نیتروژن در هکتار را برای تولید حداکثر عملکرد دانه جو دیم در آمریکا توصیه کردند. شاید بتوان گفت عمده‌ترین دلایل تفاوت در نیاز نیتروژنی جو دیم در مناطق مختلف، تفاوت در ارقام و میزان پتانسیل آنها، شرایط اقلیمی منطقه (میزان بارندگی و توزیع آنو دما)، نوع خاک، خصوصیات ریشه و کارایی استفاده از آب می‌باشد.

بین مقدار نیتروژن مصرفی با کارایی استفاده از نیتروژن رابطه خطی کاهشی ($P \leq 0.01$) وجود داشت. تغییرات میزان نیتروژن مصرفی توانست ۹۹ درصد از تغییرات کارایی استفاده از نیتروژن را توجیه نماید. متوسط کارایی استفاده از نیتروژن در دامنه‌های مصرف ۲۰-۴۰، ۴۰-۶۰، ۶۰-۸۰، ۸۰-۱۰۰ و ۱۰۰-۱۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب ۲۲/۰، ۱۹/۵، ۱۷/۰، ۱۴/۶ و ۱۲/۱ و ۹/۶ کیلوگرم (دانه) بر کیلوگرم (نیتروژن) بود که سیر نزولی این صفت را با افزایش مصرف نیتروژن نشان می‌دهد. مطابق این نتایج با افزایش هر کیلوگرم نیتروژن در هکتار، کارایی استفاده از نیتروژن ۰/۱۲۴ کیلوگرم بر کیلوگرم کاهش یافت. کارایی استفاده از نیتروژن در نیاز نیتروژنی تعیین شده برای جو دیم (۴۳ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) ۱۷/۹ کیلوگرم بر کیلوگرم می‌باشد. به تعبیر دیگر، با مصرف هر کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع اوره ۱۷/۹ کیلوگرم دانه جو دیم تولید می‌شود (شکل ۳b). سانجیو و همکاران (۵۵) مشاهده کردند، با افزایش مصرف نیتروژن تا ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار، کارایی استفاده از نیتروژن سیر نزولی داشت. آنها علت این موضوع را کارایی پائین جو در جذب نیتروژن در مقادیر بالای مصرف این عنصر و همچنین استفاده بیشتر جو از نیتروژن معدنی شده از ماده آلی در مقادیر پائین مصرف نیتروژن عنوان نمودند. محدوده کارایی استفاده از نیتروژن برای جو در منطقه مدیترانه‌ای ۱۰ تا ۸۱ کیلوگرم بر کیلوگرم بیان شده است (۵). سایرین نیز گزارش کرده‌اند بین میزان نیتروژن مصرفی با کارایی زراعی استفاده از نیتروژن رابطه کاهشی وجود دارد که در برخی موارد این رابطه کاهشی به صورت خطی و یا نمایی بوده است (۱۱ و ۵۵). فیضی اصل (۲۳) کارایی زراعی استفاده از نیتروژن را برای گندم دیم در نیاز نیتروژنی آن ۲۶/۰ کیلوگرم بر کیلوگرم گزارش نمود. این نشان می‌دهد میزان تولید گندم دیم در نیاز نیتروژنی این محصول با مصرف هر کیلوگرم نیتروژن ۴۲ درصد بیشتر از جو دیم در شرایط مشابه است و شاید این موضوع دلیل اصلی تمایل کشاورزان

منطقه به کشت بیشتر گندم دیج در مقایسه با جو دیج بوده است.

جدول ۵- میانگین اثر سال، زمان و میزان مصرف نیتروژن بر عملکرد و اجزای عملکرد جو دیج

تیمار Treatment	عملکرد Gain yield	عملکرد بیولوژیک Biological yield	عملکرد کاه Straw yield	شاخص برداشت Harvest Index	تعداد سنبله در			وزن هزار T.K.W (g)	ارتفاع بوته Plant Height (cm)	نیتروژن N use efficiency (kg/kg)	کارایی استفاده از آب Water use efficiency (kg/ha.mm)
					واحد سطح No. spike/m ²	سنبله No.	تعداد دانه در seed/spike				
سال Year	2008-2009	1739b	4141b	2402b	0.431a	16.0b	356.4b	42.0a	55.8b	9.2b	5.2b
	2009-2010	4433a	10544a	6110a	0.430a	18.0a	927.5a	39.3a	101.7a	21.7a	8.9a
	LSD5%	353.3	848.6	537.3	0.015	2.2	130.8	3.7	8.3	11.5	1.0
زمان Time	1/2Fall+1/2Spring	3245a	7765a	4520a	0.428a	17.1a	652.9a	41.1a	78.1a	17.0a	7.4a
	3099ab	3099ab	7450a	4351ab	0.428a	17.0a	652.4a	40.9a	80.3a	12.6a	7.1ab
	2/3Fall+1/3Spring	2914b	6812b	3898b	0.434a	16.4a	620.5a	40.1a	77.8a	12.2a	6.7b
نیتروژن Nitrogen (kg/ha)	Fall	194.8	608.1	474.3	0.021	1.9	60.1	1.2	4.9	12.1	0.5
	LSD5%	2361c	5095d	2735d	0.468a	16.5a	502.2d	42.0a	70.1c	-	5.4c
	0	2958b	6683c	3725c	0.453ab	16.7a	614.3c	41.1ab	76.4b	19.9a	6.7b
ژنوتیپ Genotype	Abidar	3018a	7176b	4159b	0.424a	17.0a	628.5bc	40.8b	81.7a	16.3a	6.9b
	Alph	3087a	7313b	4226b	0.427a	17.1a	625.0c	41.9a	80.8a	14.0a	7.1ab
	B-C-74-2	3024a	7209b	4185b	0.432a	16.7a	645.6abc	40.5bc	76.0a	11.0a	6.9b
LSD5%	Dayton	3136a	7361b	4225b	0.442a	16.8a	662.0a	40.0c	77.8a	14.9a	7.2ab
	Sahand	132.9	206.6	191	0.024	0.5	20.2	0.7	5.3	4.9	0.3
	LSD5%	262.8	590.6	477.4	0.028	0.8	61.1	1.5	6.1	6.0	0.6

جدول ۴- میانگین اثر میزان مصرف نیتروژن بر عملکرد و اجزای عملکرد جو دیج در سال اول (۲۰۰۷-۲۰۰۸)

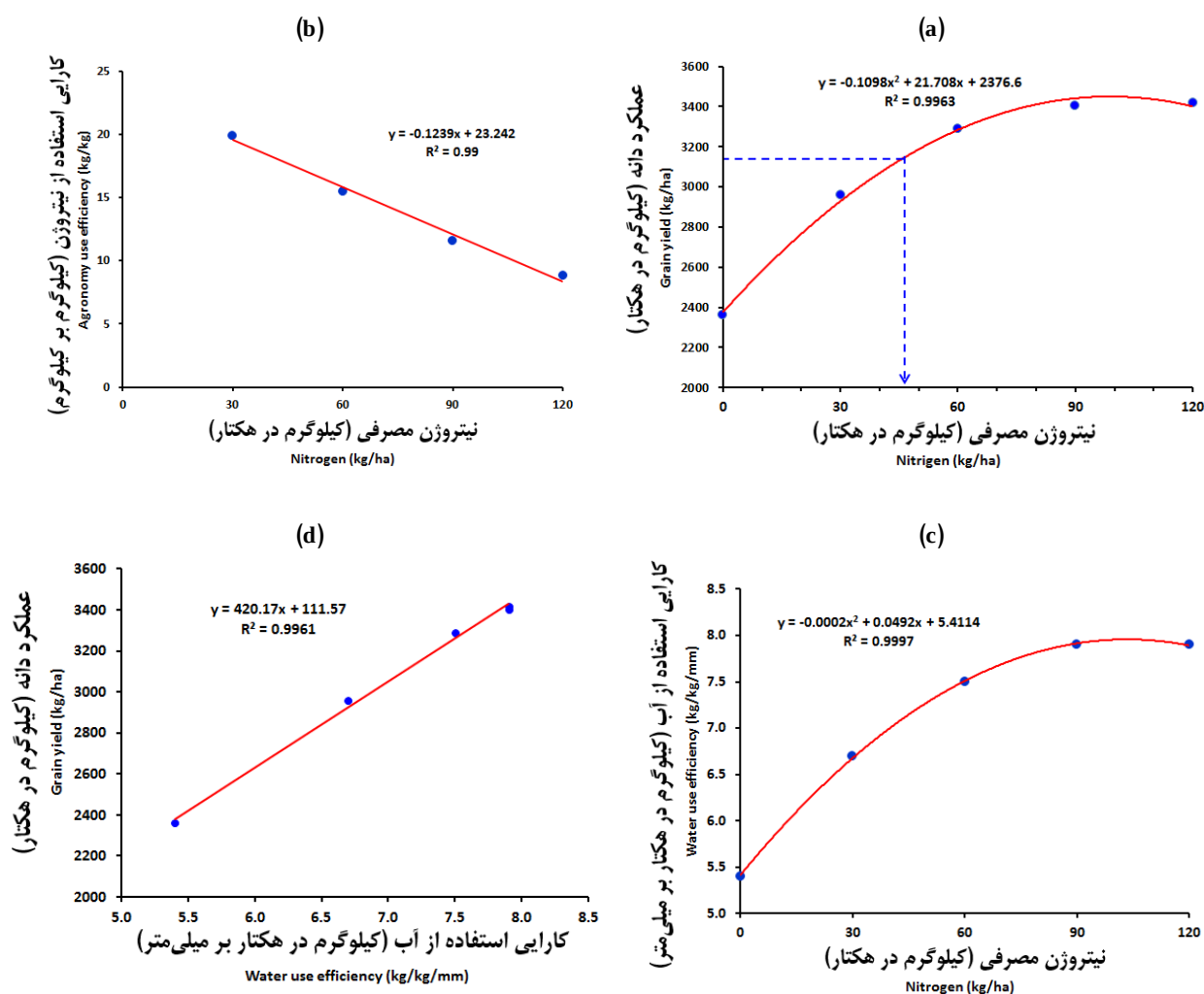
نیتروژن Nitrogen (kg/ha)	عملکرد Gain yield	عملکرد بیولوژیک Biological yield	عملکرد کاه Straw yield	شاخص برداشت Harvest Index	تعداد سنبله در			وزن هزار T.K.W (g)	ارتفاع بوته Plant Height (cm)	نیتروژن N use efficiency (kg/kg)	کارایی استفاده از آب Water use efficiency (kg/ha.mm)
					واحد سطح No. spike/m ²	سنبله No.	تعداد دانه در seed/spike				
0	1233c	2672c	1439c	0.461a	229.8e	17.7bc	17.7bc	39.4a	52.1c	-	7.0a
20	1646b	3813b	2167b	0.457a	322.1d	17.3c	17.3c	39.0a	55.3bc	20.9a	9.3a
40	1741ab	4192ab	2551ab	0.420ab	403.7bc	18.6ab	18.6ab	38.6a	57.1ab	10.6b	9.3a
60	1866ab	4525ab	2659ab	0.417ab	376.8c	19.2a	19.2a	40.0a	58.9a	10.3b	10.5a
80	1977a	4834ca	2857a	0.409ab	448.0a	17.8bc	17.8bc	39.2a	57.4ab	9.4b	11.2a
120	1713ab	4579a	2866a	0.376b	427.6ab	19.1a	19.1a	39.5a	54.7bc	3.2b	9.7a
LSD5%	1788.6	4388.6	2620.0	0.059	40.9	1.0	1.0	1.7	3.1	9.6	3.2

حداکثر مقدار کارایی مصرف آب به دست آمده در پژوهش حاضر (۷/۹) کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر) اندکی کمتر از دامنه مطرح شده توسط سایرین می‌باشد و این نیز می‌تواند به دلیل وجود اختلافات در ارقام مورد استفاده، عمق ریشه‌دوانی آنها، مرحله رشد و خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک مورد مطالعه با پژوهش‌های حاضر باشد (۶۲).

اثر ژنوتیپ بر صفات مورد بررسی

مقایسه میانگین برای ژنوتیپ‌های مورد مطالعه نشان داد، از لحاظ عملکرد دانه بین ژنوتیپ‌های مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری وجود نداشت، اما رقم آیدر بیشترین عملکرد دانه (۳۱۶۶ کیلوگرم در هکتار) را در بین پنج ژنوتیپ مورد بررسی تولید نمود. رقم آیدر بیشترین کارایی استفاده از آب (۷/۳ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر) را نیز به خود اختصاص داد که تنها با رقم سه‌دند تفاوت معنی‌داری ($P \leq 0.05$) نداشت (جدول ۵). در صفات عملکرد بیولوژیک و کاه بین ژنوتیپ‌ها تفاوت معنی‌داری ($P \leq 0.01$) مشاهده نشد. بیشترین عملکرد بیولوژیک به میزان ۷۶۵۲ کیلوگرم در هکتار از رقم آیدر به دست آمد که با تمامی ژنوتیپ‌های دیگر از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری ($P \leq 0.01$) داشت. چهار ژنوتیپ دیگر از لحاظ عملکرد بیولوژیک در کلاس مشابهی بعد از رقم آیدر قرار گرفتند، این وضعیت دقیقاً در خصوص صفت عملکرد کاه نیز بین ژنوتیپ‌های مورد بررسی وجود داشت. بیشترین تعداد سنبله در واحد سطح از رقم سه‌دند (۶۶۲) و سپس آیدر (۶۴۹) به دست آمد که از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری بین این دو ژنوتیپ وجود نداشت. این نتایج نشان داد، اگرچه دو جزء دیگر عملکرد (تعداد دانه در سنبله و وزن هزاردانه) در سایر ژنوتیپ‌ها وضعیت مطلوب‌تری در مقایسه با ارقام آیدر و سه‌دند داشتند اما نتوانستند عملکرد دانه آنها را در حد این دو رقم ارتقاء بخشند (جدول ۵).

مصرف نیتروژن به صورت معنی‌دار ($P \leq 0.05$) توانست کارایی استفاده از باران را افزایش دهد اما سه سطح آخر آن در کلاس برتر (a) قرار گرفتند (جدول ۵). میانگین کارایی استفاده از باران برای تیمارهای شاهد، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب ۷/۴، ۶/۷، ۷/۵، ۷/۹ و ۷/۹ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر بود. متوسط کارایی استفاده از آب باران برای تیمارهای نیتروژنی ۷/۵ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر بود که در مقایسه با تیمار شاهد ۲۴ الی ۴۶ درصد (به طور متوسط ۳۹ درصد) افزایش داشت. رابطه بین میزان نیتروژن مصرفی با کارایی استفاده از آب باران نیز از مدل رگرسیونی درجه دوم تبعیت نمود و تغییرات نیتروژن مصرفی توانست ۹۹ درصد از تغییرات کارایی استفاده از آب باران را توجیه نماید (شکل ۳c). این در حالی است که رابطه بین کارایی استفاده از آب باران با عملکرد دانه به صورت خطی افزایشی بود و تغییرات کارایی استفاده از آب باران توانست بیش از ۹۹ درصد تغییرات عملکرد دانه را توجیه نماید. مطابق این رابطه افزایش یک واحد از کارایی استفاده از آب باران، عملکرد دانه را به میزان ۴۲۰ کیلوگرم در هکتار افزایش داد (شکل ۳d). سدراس و همکاران (۵۳) کمبود نیتروژن را در مناطق خشک و نیمه خشک باعث کاهش معنی‌دار کارایی استفاده از آب در غلات دیم مطرح نمودند. نتایج پژوهش‌های آنها نشان داد، مصرف نیتروژن در حد کفایت برای چهار محصول جو، گندم، یولاف و چمن کارایی استفاده از آب را در مقایسه با خاک‌های دارای کمبود نیتروژن تا ۵۰ درصد افزایش داد. این مقدار بسیار نزدیک به اثر مثبت مصرف نیتروژن بر کارایی استفاده از آب باران در پژوهش حاضر (۴۶ درصد) می‌باشد (شکل ۳c). میران زاده و همکاران (۴۶) با بررسی ارقام مختلف گندم دیم گزارش کردند، رابطه بین کارایی استفاده از آب و عملکرد گندم دیم در سال‌های مختلف خطی بود. این در حالی است که رابطه بین میزان نیتروژن مصرفی با کارایی استفاده از آب به صورت درجه دوم بوده و حداکثر مقدار این کارایی برای جو، گندم و ذرت در آزمایشات بلند مدت، ۸/۷ الی ۹/۵ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر در شرایط دیم گزارش شده است (۳۰). مقایسه این ارقام با



شکل ۳- رابطه بین میزان نیتروژن مصرفی با عملکرد دانه (a)، نیتروژن با کارایی استفاده از نیتروژن (b)، نیتروژن با کارایی استفاده از آب (c) و کارایی استفاده از آب با عملکرد دانه (d)

Figure 3- Relationship between nitrogen application and grain yield (a), nitrogen use efficiency (b) and water use efficiency (c) and water use efficiency grain yield (d)

منابع

- 1- Abeledo L.G., Calderini D.F., and Slafer G.L. 2008. Nitrogen economy in old and modern malting barleys. *Field Crops Research*, 106:171-178.
- 2- Ahmed M., Aslam M.A., Ul-Hassan F., Asif M., and Hayat R. 2014. Use of APSIM to model nitrogen use efficiency of rain-fed wheat. *International Journal of Agriculture and Biology*, 16(3): 461-470.
- 3- Ali Ehyaei M., and Behbahani Zadeh A.A. 1993. Study of soil chemical analysis. Technical Soil and Water Research Institute, 893. (in Persian).
- 4- Ali E.A. 2011. Impact of nitrogen application time on grain and protein yields as well as nitrogen use efficiency of some two-row barley cultivars in sandy soil. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 10: 425-433.
- 5- Angás P., Lampurlanés J., and Cantero-Martínez C. 2006. Tillage and N fertilization effects on N dynamics and barley yield under semiarid Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*, 87: 59-71.
- 6- Angus J.F., and Moncur M.W. 1985. Models of growth and development of wheat in relation to plant nitrogen. *Australian Journal of Agricultural Research*, 36: 537-544.
- 7- Arregui L.M. and Quemada M. 2008. Strategies to improve nitrogen use efficiency in winter cereal crops under

- rain fed conditions. *Agronomy Journal*, 100: 277-284.
- 8- Asfary F., and Charanek A. 1997. Nitrogen fertilizer – use efficiency. Studies by Syrian atomic energy commission using N-labelled fertilizers. p. 64-70. In: J. Ryan (ed.). Accomplishments and future challenges in dryland soil fertility research in the Mediterranean area. ICARDA, Aleppo, Syria.
 - 9- Austin R.B., Cantero-Martínez C., Arrúe Ugarte J.L., Playán Jubillar E., and Cano-Marcellán P. 1998. Yield–rainfall relationships in cereal cropping systems in the Ebro river valley of Spain. *European Journal of Agronomy*, 8(3-4): 239–248.
 - 10- Ayadi S., Karmous C., Hammami Z., Trifa Y., and Rezgui S. 2014. Variation of durum wheat yield and nitrogen use efficiency under Mediterranean rainfed environment. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, 7 (10): 693-699.
 - 11- Ayneband A., Asadi S., and Rahnama A. 2014. Nitrogen use efficiency assessment under Intra- and inter-specific competitions stress. *Journal of Plant Physiology and Breeding*, 4(2): 9-21.
 - 12- Board NIIR. 2006. Wheat, rice, corn, oat, barley and sorghum processing handbook (Cereal Food Technology). Asia Pacific Business Press Inc, 464 pp.
 - 13- Cantero-Martínez C., Angás P., and Lampurlanés J. 2003. Growth, yield and water productivity of barley (*Hordeum vulgare*, L.) affected by tillage and N fertilization in Mediterranean semiarid, rainfed conditions of Spain. *Field Crops Research*, 84: 342-357.
 - 14- Cossani C.M., Slaferand G.A., and Savin R. 2012. Nitrogen and water use efficiencies of wheat and barley under a Mediterranean environment in Catalonia. *Field Crops Research*, 128: 109–118.
 - 15- de Ruiter J.M., and Brooking I.R. 1994. Nitrogen and dry matter partitioning of barley grown in a dryland environment. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 22: 45-55.
 - 16- de Ruiter J.M., Brooking I.R., Haslemore R.M., and Carran R.A. 1988. A survey of the variability in yield and quality of malting barley in the Rangitikei region. *Proceedings of the Agronomy Society New Zealand*, 18: 11-21.
 - 17- Deniz B., Kavurmaci Z., and Topal M. 2009. Determination of ontogenetic selection criteria for grain yield in spring barley (*Hordeum vulgare*) by path-coefficient analysis. *African Journal of Biotechnology*, 8: 2616-2622.
 - 18- Ercoli L., Lulli L., Mariotti M., Masoni A., and Arduini I. 2008. Post-anthesis dry matter and nitrogen dynamics in durum wheat as affected by nitrogen supply and soil water availability. *European Journal of Agronomy*, 28, 138–147.
 - 19- Eskandar I., and Mahmoodi H. 2001. Effect of fertilizer placement on wheat yield in dryland. *Seed and Plant*, 17(2):203-215.
 - 20- Eyshi Rezaei E. and Babbayan M.. 2011. Rainfed cereals response to interseasonal rainfall variability in semiarid regions of Khorasan. *Pro-Environment*, 4: 238 – 244.
 - 21- Fageria N.K., Baligar V.C., and Jones C.A. 2011. Growth and mineral nutrition of field crops. Marcel Dekker, Inc. 550 pp.
 - 22- Fatima M. and Farihane H. 1991. Nitrogen of cereals: Soil-plant system nitrogen dynamics, fertilizer use efficiency under rain-fed agriculture in West Asia and North Africa: Proceedings of the Fourth Regional Workshop, 5-10 May 1991, Agadir, Morocco, pages 201-210.
 - 23- Feiziasl V. 2007. Study on the effects of different sources and rates of soil nitrogen on quality and quantities of dryland wheat. Dryland Agriculture Research Institute (DARI). Issue No., 317. (in Persian).
 - 24- Feiziasl V., and Pourmohammad A. 2014. Effects of nitrogen rates and application time on agronomic efficiency of nitrogen and seed yield of dryland's wheat genotypes. *Soil and Water Science*, 24(3):93-104. (in Persian).
 - 25- Feiziasl V., Fotovat A., Astaræ A.R., Lakzian A., and Mousavi S.B. 2014. Effect of optimized nitrogen application in reducing drought stress effect on grain yield of some rainfed bread wheat genotypes, 30(2):169-198. (in Persian).
 - 26- Feiziasl V., Kasraei R., Moghaddam M., and Valizadeh G. 2004. Investigation on uptake limitation and nutrient deficiency diagnosis at applied phosphorus and zinc fertilizers by different methods in Sardari wheat, *Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources*, 11: 23-33. (in Persian).
 - 27- Feiziasl V. 2014. Nitrogen optimum management for different dryland wheat genotypes using ¹⁵N. P.h.D. Thesis of Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad. (in Persian).
 - 28- Fensholt R., Rasmussen K., Kaspersen P., Huber S., Horion S., and Swinnen E. 2013. Assessing land degradation/recovery in the African Sahel from long-term earth observation based primary productivity and precipitation relationships. *Remote Sensing*, 5: 664–686.
 - 29- Gregory P.J., Marshall B., and Biscoe P.V. 1981. Nutrient relations of winter wheat 3. Nitrogen uptake, photosynthesis of flag leaves and translocation of nitrogen to grain. *The Journal of Agricultural Science*, 96: 539-547.
 - 30- Halvorson A.D., and Reule C.A. 1994. Nitrogen fertilizer requirement in an annual dryland cropping system. *Agronomy Journal*, 86(2): 315–318.
 - 31- Halvorson A.D., and Reule C.A. 2007. Irrigated, no-till corn and barley response to nitrogen in northern Colorado. *Agronomy Journal*, 99:1521–1529.

- 32- HGCA. 2007. Recommended lists for cereals and oilseeds, 2007/08. HGCA, London.
- 33- Hu Z.M., Yu G.R., Fan J.W., Zhong H.P., Wang S.Q., and Li S.G. 2010. Precipitation-use efficiency along a 4500-km grassland transect. *Global Ecol. Biogeogr.*, 19: 842–851.
- 34- Huxman T.E., Smith M.D., Fay P.A., Knapp A.K., Shaw M.R., Loik M.E., Smith S.D., Tissue D.T., Zak J.C., and Weltzin J.F. 2004. Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. *Nature*, 429: 651–654.
- 35- Jackson G.D. 2000. Nitrogen Fertilization of dryland malt barley for yield and quality. *Journal of Applied Sciences Research*, 5: 79-86.
- 36- Jones C.A., Koenig R.T., Ellsworth J.W., Brown B.D., and Jackson G.D. 2007. Management of urea fertilizer to minimize volatilization. Extension Publication EB 173, Montana State University.
- 37- Jouyban A., Sadeghi Give H., Noryanand M. 2015. Relationship between agronomic and morphological traits in barley varieties under drought stress condition. *International Research Journal of Applied and Basic Sciences*, 9(9): 1507-1511.
- 38- Kara B., and Mujdeci M. 2010. Influence of late-season nitrogen application on chlorophyll content and leaf area index in wheat. *Scientific Research and Essays*, 5(16): 2299-2303.
- 39- Katerji N., Mastrorilli M., and Rana G. 2008. Water use efficiency of crops cultivated in the Mediterranean region: review and analysis. *European Journal of Agronomy*, 28: 493–507.
- 40- Kucey R.M.N. 1987. Nitrogen fertilizer application practices for barley production under Southwestern Canadian Prairie conditions. *Communications in Soil Science and Plant*, 26(17/18): 3023-3032.
- 41- Lauer J.G., and Partridge J.R. 1990. Planting date and nitrogen rate effects on spring malting barley. *Agronomy Journal*, 82: 1083- 1088.
- 42- McKenzie R.H., Middleton A.B., and Bremer E. 2005. Fertilization, seeding date, and seeding rate for malting barley yield and quality in southern Alberta. *Canadian Journal of Plant Science*, 85: 603-614.
- 43- McKenzie R.M., and Jackson G. 2005. Barley production in semiarid regions—making the malting grade. *Better Crops*, 89(4): 10-12.
- 44- McVay K.A., Burrows M., Jones C., Wanner K., and Menalled F. 2009. Montana barley production guide. EB0186. Montana State University, 17 pages.
- 45- Mengistu D.K. and Abera F.A. 2014. Growth and yield of barley (*Hordeum vulgare* L.) as affected by nitrogen and phosphorus fertilization and water regimes in Tigray, Ethiopia. *Momona Ethiopian Journal of Science (MEJS)*, 6(1):45-57.
- 46- Miranzadeh H., Emam Y., Pilesjö P., and Seyyedi H. 2011. Water use efficiency of four dryland wheat cultivars under different levels of nitrogen fertilization. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 13: 843-854.
- 47- Mousavi Shalmani M. 2008. Use of ¹⁵N isotope in soil fertility and plant nutrition (1 ed.). Iran: Nuclear Science & Technology Research Institute P. 394.
- 48- Moshiri F., Shahabi A.A., Keshavarz P., Tehrani M.M., Khogar Z. Feiziasl V., Gheibi M.N. Asadi Rahmani H., and Saadat D. 2014. Guideline for integrated soil fertility and plant nutrition management of barley. Soil and Water Research Institute. (in Persian).
- 49- Muni A.T. 2002. Influence of varying seeding rates and nitrogen levels on yield and yield components of barley (*Hordeum vulgare* L. cv. Rum) in the semi-arid region of Jordan. *Die Bodenkultur*, 53 (1): 13-18.
- 50- Niazi-Fard A., Nouri F., Nouri A., Yoosefi B., Moradi A., and Zareei A. 2012. Investigation of the relationship between grain yield and yield components under normal and terminal drought stress conditions in advanced barley lines (*Hordeum vulgare*) using path analysis in Kermanshah province. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, 4(24): 1885-1887.
- 51- Paliwal A.K., Kandalkar V.S., Paraye P.M., and Thakur S.K. 1994. Effect of planting pattern and herbicide on weed growth, grain yield and yield attributes of transplanted bounded rice (*Oryza sativa*). *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 64(6): 369-372.
- 52- Rasmussen P.E., Rickman R.W., and Klepper B.L. 1997. Residue and fertility effects on yield of no-till wheat. *Agronomy Journal*, 89:563–67.
- 53- Ryan J., Abdel Monem M., and Amri A. 2009. Nitrogen fertilizer response of some barley varieties in semi-arid conditions in Morocco. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 11: 227-236.
- 54- Sadras V.O., and McDonald G. 2012. Water use efficiency of grain crops in Australia: principles, benchmarks and management. Grains Research and Development Corporation. 27 pp.
- 55- Sainju U.M., Lenssen A.W., and Barsotti J.L. 2013. Dryland malt barley yield and quality affected by tillage, cropping sequence, and nitrogen fertilization. *Agronomy, Soils and Environmental Quality*, 105(2): 329-340.
- 56- Segele Z.T., and Lamb P.J. 2005. Characterization and variability of Kiremt rainy season over Ethiopia. *Meteorol. Atmospheric Physics*, 89: 153–180.
- 57- Setotaw T.A., Belayneh S.G., Gwinner R., and Ferreira J.L. 2014. Developing selection criteria based on an ontogenetic path analysis approach to improve grain yield in barley. *Genetics and Molecular Research*, 13(2): 4635-4646.
- 58- Shangguan Z.P., Shao M.A., Ren S.J., Zhang L.M., and Xue Q. 2004. Effect of nitrogen on root and shoot

- relations and gas exchange in winter wheat. Botanical Bulletin of Academia Sinica, 45: 49-54.
- 59- Sinebo W., Gretzmacher R., and Edelbauer A. 2003. Environment of selection for grain yield in low fertilizer input barley. Field Crops Research, 74(3-4): 151-162.
- 60- Svoboda P., and Haberle J. 2006. The effect of nitrogen fertilization on root distribution of winter wheat. Plant Soil Environ, 5(7): 308-313.
- 61- Taleei A.A. 2005. Evaluation of Sararood1 dryland barley variety responses to supplemental irrigation and nitrogen. Dryland Agriculture Research Institute (DARI). Pages 1.
- 62- Turner N.C. 2004. Agronomic options for improving rainfall-use efficiency of crops in dryland farming systems. Journal of Experimental Botany, 55(407): 2413-2425.
- 63- Van Harwaarden A.F., Farquhar G.D., Angus J.F., and Richards R.A. 2006. Physiological responses of six spring wheat varieties to nitrogen fertilizer (project report). Proceeding of the Australian Agronomy Conference, Australian Society of Agronomy.
- 64- Yesmin Sh., Akhtar M., and Hossain B. 2014. Yield and seed quality of barley (*Hordeum vulgare* L.) as affected by variety, nitrogen level and harvesting time. International Journal of Agriculture and Crop Sciences, 7(3): 147-153.
- 65- Zahedi Ghare Aghaj M., and Ghavidel Rahimi Y. 2007. The determination of drought and computation of dependable rainfall rate for station of Urmia lake drainage basin. Geographical Research Quarterly, 39(59): 21-34. (in Persian).



Evaluation of Dryland Barley (*Hordum vulgare*) Genotypes Response to the Nitrogen Rates and Application Times

V. Feiziasl^{1*}

Received:10-05-2016

Accepted:13-09-2016

Introduction: Nitrogen is the main component of fertilizer programs necessary for production of high quantity dryland barley. This element is the second limiting factor, after water in dryland areas. So for economic production of barley, the proper nitrogen fertilizer application is essential to increase seed quantity and quality in Iran dryland areas. Many researchers have been confirmed that dryland barley yield increased by nitrogen application management. Nitrogen fertilization in dryland areas can increase the use of soil moisture, and improve barley yields to some extent. Different studies have been confirmed interactions between water stress and nitrogen fertilizers on barley, especially under field conditions. From the nitrogen management factors, timing and amount of nitrogen application is known as the most important aspect. This project established in order to study nitrogen rates and nitrogen application time's effects on nitrogen requirement, nitrogen agronomy use efficiency (NUE) and crop characteristics of various dryland barley genotypes in cold and semi cold drylands of Iran.

Materials and Methods: This study was carried out in split-split plot in a RCBD in Dryland Agricultural Research Institute (DARI), Maragheh; where nitrogen application times (fall, 1/2 in fall and 1/2 in spring and 2/3 in fall and 1/3 in spring) were assigned to the main plots, nitrogen rates to sub plot (0, 30, 60, 90 and 120 kg/ha), and 5 dryland barley genotypes to sub-sub plots (Sahand, Abidar, Dayton/Ranny, Alpha/ Gumhuriyet/ Sonja and B-C-74-2) in 4 replications during 2007-2010 years. The Rainfall were 177-498 mm.yr⁻¹ (long term mean is 365 mm.yr⁻¹) in cropping years in DARI station. Soil samples were collected from 0-25 cm for determining total N, P-Olsen, K-Ammonium acetate, TNV, OC, Soil texture, pH, EC and Fe, Mn, Zn and Cu-DTPA before sowing and collected from 0-2, 20-40 and 40-60 cm depths in sub-sub plots in shooting stage (GS32) for determining NO₃⁻ and NH₄⁺. Ammonium measurement in the soil KCl extracts were down by spectrophotometry method and colorimetric reaction at 655 nm. Also, Absorption spectrophotometry method was used for determination of nitrate in soil extract based on its UV absorbance at 210 nm. In this method two measurements were carried out; one before (by Zn coated by Cu) and second after reduction of nitrate). Using the difference between these two measurements, concentration of nitrate in the extracts was determined.

Results and Discussion: The results showed that nitrogen application rates significantly increased ($p < 0.01$) grain (597-1058 kg.ha⁻¹), biological (1588-3631 kg.ha⁻¹) and straw (990-2565 kg.ha⁻¹) yields and relationship between nitrogen rates and grain yield was quadratic regression. Nitrogen application increased barley grain yield by increasing the of number of heads per m² (112-243) as yield component and plant height (6.3-17.6 cm) as the photosynthetic organs, root length (0.2-1.0 cm.plant⁻¹) and weight (0.1-0.2 g.plant⁻¹) in tillering stage as nutrient and water uptake organs. There was not significant differences between studied genotypes from the view point of grain yield, but this characteristic significantly affected by timing the nitrogen application. The suitable nitrogen application time for dryland barley was split method. According to these results, rainfall use efficiency for control (without nitrogen application) and mean of nitrogen treatments was measured 5.4 and 7.5 kg.ha⁻¹mm⁻¹, respectively. Also comparison of precipitation and nitrogen application effects in increasing of dryland barley grain yield showed that the effect of rainfall more than twice nitrogen. Dryland barley nitrogen requirements were determined 40 kg N.ha⁻¹ in drought years (no rainfall in spring) and 43 kg N.ha⁻¹ in normal years. This rates is in order to achieve the 1784 and 3100 kg.ha⁻¹ grain yield respectively. In normal years, 30 kg N.ha⁻¹ applied at planting time in autumn and 13 kg N.ha⁻¹ spring topdress application at the same time with early spring rains. Nitrogen agronomy use efficiency in the nitrogen requirement value was determined 18.3 kg.kg⁻¹ and with increasing of each nitrogen unit, barley dryland grain yield was decreased 0.124 kg.ha⁻¹. This decline continued until the last rate of nitrogen in a linear.

Conclusion: It can be concluded that the rates and timing of nitrogen application affected yield components,

1- Assistante Professor, Dryland Agricultural Research Institute (DARI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Maragheh, Iran

(*- Corresponding Author Email: vfeiziasl@yahoo.com)

grain yield and nitrogen and water use efficiency in dryland barley genotypes and these changes will be effective in improving seed quantity. The effect of rainfall in increasing grain yield of dryland barley was 2.1 times more than nitrogen fertilizer and this proved water is more important than nitrogen in the Iran dryland areas. However, nitrogen application of more than optimum rate increased water stress and decreased grain yield, but nitrogen optimal rate application is economically efficient to produce of dryland barley genotypes.

Keywords: Nitrogen Requirement, Nitrogen Use efficiency, Rainfall



تغییر در قابلیت استفاده و اجزاء مس در ریزوسفر آفتابگردان در خاک آلوده تیمار شده با کلات کننده ها

محمد رحمانیان^{1*} - علیرضا حسین پور² - ابراهیم ادهمی³ - حمیدرضا متقیان⁴

تاریخ دریافت: 1394/11/21

تاریخ پذیرش: 1395/08/18

چکیده

ویژگی های زیستی و شیمیایی محیط ریزوسفر از جمله فراهمی و اجزاء شیمیایی فلزات در آن با توده خاک متفاوت است. این پژوهش به منظور بررسی تغییر در قابلیت استفاده و اجزاء مس در ریزوسفر آفتابگردان (*Helianthus annuus* L.) در یک خاک شنی آلوده به مس تیمار شده با کلات کننده ها (EDTA، اسید سیتریک و عصاره کود مرغی) در شرایط گلخانه ای انجام شد. EDTA و اسید سیتریک در سطوح غلظتی صفر، 0/5 و 1 میلی-مول بر کیلوگرم خاک و عصاره کود مرغی در سطوح غلظتی صفر، 0/5 و 1 گرم بر کیلوگرم خاک استفاده شدند. تعداد سه بذر آفتابگردان در هر ریزوباکس کاشته شد. بعد از 10 هفته گیاهان برداشت شدند و خاک های ریزوسفری و توده جدا شدند. مس قابل استفاده با استفاده از 7 روش عصاره گیری شیمیایی و جزء بندی مس در خاک های ریزوسفری و توده اندازه گیری شد. ویژگی های خاک ریزوسفری با خاک توده متفاوت بود. مقدار مس عصاره گیری شده به روش های مختلف در خاک های ریزوسفری کمتر از خاک های توده بود. دامنه تغییرات مس عصاره گیری شده با عصاره گیرها از 0/023 تا 1/83 میلی گرم بر کیلوگرم بود. در خاک های ریزوسفری و توده تیمار شده با کلات کننده ها، بیشترین مقادیر مس به ترتیب در اجزاء باقیمانده، پیوند شده با ماده آلی، پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوند شده با کربنات ها و تبادل بود. میانگین اجزاء مس پیوند شده با کربنات ها، پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز و جزء باقیمانده در شرایط ریزوسفری بیشتر از توده خاک بود. میانگین جزء پیوند شده با ماده آلی در شرایط ریزوسفری کمتر از توده خاک بود. دامنه تغییرات اجزاء مس از 2/81 تا 12/95 میلی گرم بر کیلوگرم بود.

واژه های کلیدی: جزء بندی، توده خاک، EDTA، اسید سیتریک، عصاره کود مرغی

(31)

مقدمه

مس از عناصر غذایی ضروری برای انسان و حیوانات است اما در غلظت بالا سمیت ایجاد می کند (34). به عنوان یک عنصر معدنی، مس در گیاهان توسط خاک تامین می شود، با این حال، پتانسیل رفتار، زیست فراهمی و دینامیک انتقال مس در سیستم خاک - گیاه توسط مقدار کل آن به طورضعیفی پیش بینی می شود (2 و 17). از عصاره گیرهای شیمیایی جهت تخمین قابلیت استفاده عناصر غذایی گیاه استفاده می شود. عصاره گیرهایی که جهت تعیین مس قابل دسترس خاک به کار می روند، عمدتاً شامل عوامل کلات کننده، اسیدهای غیر آلی یا ترکیبی از یک عامل کلات کننده با اسیدها و نمک ها می باشند (47). روش های عصاره گیری یک مرحله ای مانند عصاره گیرهای حاوی کلات کننده DTPA برای ارزیابی قابلیت استفاده مس برای گیاه مورد استفاده قرار گرفته اند (45). مس در خاک، می تواند اجزاء مختلفی داشته باشد و در اجزاء مختلف شیمیایی شامل جزء محلول و تبادل، پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز و یا کربنات ها، کمپلکس شده و یا جذب شده توسط مواد آلی و به همراه

ریزوسفر حجمی از خاک اطراف ریشه هاست که تحت تأثیر فعالیت ریشه های گیاه قرار می گیرد (18). در ریزوسفر، ریشه و فعالیت های میکروبی می توانند فاز مایع و جامد اجزاء و در نهایت تحرک فلزات را در نتیجه تغییرات خواص شیمیایی مانند pH خاک و یا غلظت کربن آلی محلول تغییر دهند (19). در خاک ریزوسفری ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی متفاوت از توده خاک هستند. این ویژگی های متفاوت بر جذب عناصر بوسیله گیاهان مؤثر هستند و به دلیل مجاورت خاک در این ناحیه با ریشه پدید آمده اند

- 1- دانشجوی سابق دکتری دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد و استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه یاسوج
 - (*) نویسنده مسئول: (Email: M.rahmanian10@yahoo.com)
 - 2- استاد و استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
 - 3- دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه یاسوج
- DOI: 10.22067/jsw.v31i2.53346

گرم بر کیلوگرم 30 روز پس از کاشت بود (43)، صفری سنجانی و احمدی (2012) تأثیر عصاره کود گاوی و کود مرغی و کشت شاهدانه بر جزءبندی سرب و کادمیم به وسیله روش عصاره‌گیری متوالی انتخابی را بررسی کردند. عصاره کود گاوی و کود مرغی به میزان 2 گرم بر کیلوگرم به گلدان‌ها اضافه شد. مقدار کادمیم و سرب در بخش محلول خاک با استفاده از عصاره کود گاوی و کود مرغی افزایش یافت. همچنین، استفاده از عصاره کود گاوی و کود مرغی مقدار سرب و کادمیم پیوند شده با ماده آلی را افزایش داد (44).

علیرغم اهمیت جزء یا اجزاء فلزات در خاک‌های آلوده، در رابطه با تعیین قابلیت استفاده اجزاء معدنی فلزات در این خاک‌ها مطالعات زیادی انجام نشده است. با توجه به اینکه عوامل کمپلکس‌کننده از مهمترین و کارآمدترین روش‌ها در افزایش قابلیت استفاده و آلودگی‌زدایی فلزات سنگین از خاک شناخته شده است، همچنین، تراوشات و فعالیت ریشه و ریز جانداران می‌تواند بر اجزاء فلزات و قابلیت استفاده و جذب آنها به وسیله گیاهان مؤثر باشد. نظر به اهمیت این عنصر، بررسی و مطالعه اثر ریزوسفر بر قابلیت استفاده و جزءبندی مس بومی خاک آلوده تیمار شده با کلات‌کننده‌ها در کشت گیاه آفتابگردان جهت درک وضعیت مس در نزدیک‌ترین قسمت خاک به ریشه‌ها ضروری به نظر می‌رسد. این تحقیق با هدف بررسی تغییر در قابلیت استفاده و اجزاء مس در ریزوسفر آفتابگردان در یک خاک شنی آلوده تیمار شده با کلات‌کننده‌ها (EDTA، اسید سیتریک و عصاره کود مرغی) انجام شد.

مواد و روش‌ها

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

به منظور انجام این پژوهش، یک نمونه خاک از لایه 0-30 سانتی‌متری خاک‌های واقع در نزدیکی معدن سرب و روی (معدن باما) در جنوب شهر اصفهان جمع‌آوری شد. نمونه خاک هوا خشک شده و پس از عبور از الک 2 میلی‌متری، به منظور بررسی‌های آزمایشگاهی آماده شد. بافت خاک در سوسپانسون دو به یک آب به خاک به روش هیدرومتر (14)، pH خاک، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره دو به یک آب به خاک، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی (30)، ماده آلی به روش اکسیداسیون مرطوب (34)، مس قابل استفاده در خاک با استفاده از روش DTPA-TEA (29) و مقدار کل مس، سرب و روی با استفاده از هضم با اسید نیتریک 4 مولار (48) تعیین شد.

کشت گلخانه‌ای

این تحقیق به صورت آزمایش فاکتوریل، در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه شهرکرد به صورت

کانی‌های رس در خاک وجود داشته باشد (3). این اجزاء دارای توانایی‌های مختلف برای حفظ و یا آزاد کردن مس، در نتیجه تأثیر قابل توجهی بر تحرک و زیست فراهمی مس دارند (25). روش عصاره‌گیری متوالی اطلاعات بیشتری در مورد جزءبندی مس و همچنین انتقال بالقوه و بالفعل بین اجزاء مختلف شیمیایی را فراهم می‌کند (11 و 38). جزء پیوندشده با ماده آلی مس و قابل استخراج با اسید برای پیش‌بینی جذب گیاه استفاده شده است (3 و 17) در حالی که جزء پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز به منظور کنترل حرکت و زیست فراهمی مس در شرایط احیا (غرقابی) شناخته شده است (5). در شرایط طبیعی بیشتر فلزات، در خاک دارای تحرک کمی بوده و قابلیت استفاده آنها برای گیاه کم است. بنابراین استفاده از موادی مانند کلاتها در خاک به میزان چشمگیری قابلیت استفاده فلز را افزایش داده و در نتیجه تجمع فلزات را توسط گیاهان تا حد زیادی بیشتر می‌کند (55). در مورد تأثیر کلات‌کننده‌ها بر قابلیت استفاده و جذب فلزات سنگین بررسی‌های بسیاری توسط محققان انجام شده و نتایج متفاوتی گزارش شده است. برخی از محققان به بررسی اثر ریزوسفر بر قابلیت استفاده مس پرداختند (50، 36 و 54). تائو و همکاران (2003) به بررسی اجزاء مس در ریزوسفر ذرت با استفاده از ریزوباکس پرداختند. نتایج آنها نشان داد که اجزاء مس در ریزوسفر نسبت به توده خاک تغییر کرده بود (50).

رستمی زاده و همکاران (2011) گزارش کردند کاربرد کلات EDTA باعث افزایش معنی‌دار غلظت مس در اندام هوایی ذرت شد. به طوری که غلظت مس با کاربرد 3 میلی‌مول بر کیلوگرم EDTA در خاک به میزان 3/04 برابر نسبت به شاهد افزایش یافت. همچنین استفاده از کلات EDTA باعث افزایش معنی‌دار غلظت مس در ریشه ذرت نیز شد، به طوری که غلظت مس در سطوح 3 و 6 میلی‌مول بر کیلوگرم EDTA نسبت به تیمار شاهد به ترتیب 1/89 و 2/64 برابر افزایش پیدا کرد. با توجه به نتایج این تحقیق، کاربرد EDTA باعث افزایش راندمان مس استخراج شده توسط ذرت در خاک‌های آلوده به این عنصر شد (42).

صفری سنجانی و خلیلی خواه (2010) اثر EDTA، عصاره کود گوسفندی و زمان کاربرد آنها بر جذب کادمیم توسط *Helianthus annuus* L. از یک خاک معدن آهنی را مطالعه کردند. EDTA و عصاره کود گوسفندی با غلظت صفر، 0/5 و 2 گرم بر کیلوگرم و 10 و 30 روز قبل از کاشت و 10 و 30 روز بعد از کاشت به گلدانها اضافه شد. کاربرد EDTA قبل از جوانه زنی بذر، سبز شدن آفتابگردان و ماده خشک را کاهش داد. غلظت کادمیم در اندام هوایی برداشت‌شده و با افزایش غلظت EDTA افزایش یافت، اما مقدار واقعی کادمیم استخراج شده در غلظت‌های زیاد EDTA با توجه به کاهش شدید رشد کاهش یافت. نتایج نشان داد که کارآمدترین تیمار برای استخراج کادمیم توسط آفتابگردان کاربرد عصاره کود گوسفندی به میزان 0/5

در پایان پژوهش از تمامی تیمارهای آزمایشی نمونه‌های خاک تهیه و پس از انتقال به آزمایشگاه برای عصاره‌گیری مقدار مس قابل دسترس خاک‌های ریزوسفری و توده از روش‌های DTPA-TEA (29)، AB-DTPA (46)، مهلیج 1 (32)، مهلیج 3 (33)، کلرید کلسیم 0/01 مولار (22)، روش بر پایه ریزوسفر (12) و آب مقطر (1) استفاده شد. همچنین برای تعیین اجزاء محلول و تبادل، پیوندشده با کربنات‌ها، پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و پیوندشده با ماده آلی از روش عصاره‌گیری مرحله‌ای تسیر و همکاران (1979)، و جزء باقیمانده با استفاده از روش عصاره‌گیری اسپوزیتو و همکاران (1982) اندازه‌گیری شد (48 و 52).

کربن زیست‌توده میکروبی (MBC) در خاک‌های ریزوسفری و توده با استفاده از روش تدخین با کلروفرم و خواباندن (26) اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری مقدار کربن آلی محلول (DOC) از عصاره 1 به 2 خاک تازه به آب مقطر استفاده شد (9). سپس سوسپانسیون در دمای اتاق به مدت 2 ساعت تکان داده شده و سپس 5 دقیقه سانتریفیوژ و محلول صاف رویی با استفاده از فیلتر پلاستیکی دارای قطر 0/45 میکرومتر جدا شد. سپس مقدار کربن آلی محلول با استفاده از روش اکسیداسیون تر (37) تعیین شد. ضرایب همبستگی بین شکل‌های مس و مقادیر مس عصاره‌گیری شده، بین مقدار مس عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های شیمیایی و پاسخ‌های آفتابگردان و بین شکل‌های مس و پاسخ‌های گیاه در سطح احتمال 5 درصد تعیین شدند. همچنین بررسی تفاوت بین تیمارهای مختلف مورد استفاده با تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن در سطح احتمال 5 درصد با استفاده از نرم افزار SAS انجام شد.

نتایج و بحث

برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه در جدول 1 نشان داده شده است. بر اساس نتایج جدول 1، خاک بکار رفته در این پژوهش، خاکی با کلاس بافتی لوم شنی، غیرشور، آهکی و با واکنش قلیایی بود.

مقدار قابل استفاده عناصر فسفر (عصاره‌گیری شده با بی کربنات سدیم 0/5 مولار)، پتاسیم (عصاره‌گیری شده با استات آمونیوم 1 مولار) در این خاک، به ترتیب 22 و 150 میلی گرم بر کیلوگرم خاک بود. سازمان سلامت جهانی (WHO) بر اساس غلظت کل فلز در خاک محدوده هشدار را برای سرب، روی، مس و کادمیم به ترتیب 35، 90، 30 و 0/35 میلی گرم بر کیلوگرم تعیین کرد (51). مقدار مس قابل استفاده در خاک 0/1 میلی گرم در کیلوگرم بود. مقادیر کل سرب، روی و مس در خاک به ترتیب 250، 850 و 32 میلی گرم در کیلوگرم بود.

کشت در ریزوباکس (35 و 54) انجام شد. مقدار 4 کیلوگرم خاک در سه تکرار به ریزوباکس‌ها منتقل شد. بر اساس نتایج تجزیه خاک به هر ریزوباکس 100 میلی گرم در کیلوگرم نیتروژن از منبع اوره، 150 میلی گرم در کیلوگرم پتاسیم از منبع سولفات پتاسیم در ابتدای کشت اضافه شد. بذرهای آفتابگردان با استفاده از هیپوکلریت سدیم 3٪ استریل و به مدت 24 ساعت در آب مقطر قرار گرفتند. سپس 6 بذر در هر ریزوباکس کاشته شد که پس از مرحله استقرار 3 بوته حذف گردید. در طول مدت رشد مراقبت‌های لازم انجام و سعی شد رطوبت خاک‌ها در حد ظرفیت مزرعه‌ای ثابت بماند.

کلات‌های مورد استفاده شامل سه کلات EDTA و اسید سیتریک در سطوح غلظتی صفر، 0/5 و 1 میلی مول بر کیلوگرم خاک (26)، و عصاره کود مرغی در سطوح غلظتی صفر، 0/5 و 1 گرم بر کیلوگرم خاک (49) استفاده شدند. برای تهیه عصاره کود مرغی، نسبت 1 به 5 کود مرغی به آب مقطر همراه با 2 ساعت تکان دادن و سپس 20 دقیقه سانتریفیوژ و بعد از صاف شدن با کاغذ صافی واتمن 42 استفاده شد. مقدار عصاره کود مرغی مورد نیاز بر اساس مقدار عصاره حاصل از حجم مشخصی از عصاره 1 به 5 (کود مرغی به آب) محاسبه و به همراه آب آبیاری به طور منظم در چهار مرحله (43) در طول دوره کشت به ریزوباکس‌ها اضافه شد. در عصاره کود مرغی pH، EC، در عصاره پنج به یک آب مقطر به کود مرغی، کربن آلی محلول (DOC) به اکسیداسیون مرطوب (37) و غلظت مس اندازه‌گیری شد. کلات‌های EDTA و اسید سیتریک نیز در همین دوره زمانی و به همراه آب آبیاری به ریزوباکس‌ها افزوده شدند.

بخش هوایی گیاهان 10 هفته پس از کاشت برداشته شد و ریزوباکس‌ها باز و خاک بخش مرکزی (خاک ریزوسفری) با استفاده از الک کردن از ریشه‌ها جدا و در نهایت ریشه‌های باقیمانده در خاک ریزوسفری با استفاده از انبرک برداشته شد. همچنین دو ناحیه غیرریزوسفری با هم مخلوط شده و هر دو نمونه (خاک ریزوسفری و توده) برای آزمایش‌های بعدی آماده شد. بخش‌های هوایی و ریشه‌ها با آب مقطر شسته و به مدت 48 ساعت در دمای 70 درجه سلسیوس در آون تهویه‌دار خشک و سپس عملکرد اندام هوایی تعیین، نمونه‌ها با استفاده از آسیاب برقی خرد شدند. غلظت مس در اندام‌های هوایی و ریشه با روش خشک سوزانی هضم شده (6) و سپس غلظت مس در آنها با استفاده از دستگاه جذب اتمی (مدل جی بی سی، 932) اندازه‌گیری شد و سپس مس جذب‌شده با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد.

(1)

= جذب مس (میلی گرم در گلدان)

$0/001 \times \text{عملکرد خشک (گرم در گلدان)} \times \text{غلظت مس (میلی گرم در کیلوگرم)}$

جمعیت میکروبی بود. در خاک ریزوسفری میانگین MBC و DOC نسبت به خاک توده به صورت معنی داری ($p \leq 0/05$) بیشتر بود. میانگین pH در خاک ریزوسفری نسبت به خاک توده به صورت معنی داری ($p \leq 0/05$) کمتر بود. با توجه به اینکه خاک مورد استفاده در پژوهش یک خاک آلوده بود و غلظت کل عناصر سمی سنگین (سرب و روی) در این خاک زیاد، این انتظار وجود دارد که در نتیجهی کاربرد کلات کننده ها قابلیت استفاده این عناصر زیاد و سمیت میکروبی اتفاق افتد و در نتیجه منجر به کاهش آزاد شدن DOC شود.

pH عصاره کود مرغی استفاده شده در پژوهش 7/9، ماده آلی 0/92 درصد، قابلیت هدایت الکتریکی 7/75 دسی زیمنس بر متر و مقدار کل مس 2/23 میلی گرم در کیلوگرم بود.

مقادیر pH، کربن بیوماس میکروبی (MBC) و کربن آلی محلول (DOC) در خاک های ریزوسفری و توده در جدول 2 نشان داده شده است. ویژگی های خاک ریزوسفر با خاک توده متفاوت بود. با کاربرد کلات کننده ها مقدار pH نسبت به شاهد افزایش یافت. با کاربرد کلات کننده ها مقادیر MBC و DOC نسبت به شاهد کاهش یافت (جدول 2). دلیل کاهش مقادیر MBC و DOC با افزایش غلظت کلات کننده ها، افزایش قابلیت استفاده فلزات و در نتیجه کاهش

جدول 1- برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک سبک بافت مورد استفاده در پژوهش

Table 1- Physical and chemical characteristics of soil used in this study

نسبت نیتروژن کل خاک (%)	0.03	رس (%)	18
Total N		Clay	
فسفر قابل استفاده (mg kg^{-1})	22	سیلت (%)	25
Available P		Silt	
پتاسیم قابل استفاده (mg kg^{-1})	150	شن (%)	57
Available K		Sand	
سرب کل (mg kg^{-1})	250	کربنات کلسیم معادل (%)	32
Total Pb		CaCO_3	
روی کل (mg kg^{-1})	850	ماده آلی (%)	0.82
Total Zn		Organic matter	
مس کل (mg kg^{-1})	32	قابلیت هدایت الکتریکی (dS m^{-1})	0.44
Total Cu		Electrical conductivity	
مس قابل استفاده (mg kg^{-1})	0.1	واکنش خاک	8.2
Available Cu		pH	

($r=0/70$) وجود داشت. در خاک های ریزوسفری، همبستگی کربن آلی محلول با کربن بیوماس میکروبی معنی دار ($r=0/77$) بود. همچنین بین کربن آلی محلول با pH همبستگی معنی داری ($r=0/53$) بدست آمد. با کاهش مقدار DOC در نتیجهی کاربرد کلات کننده ها جمعیت میکروبی کاهش یافت.

متقیان و همکاران (2013) در تحقیقی به بررسی اثر ریزوسفر گندم بر DOC، کربن آلی کل (TOC) و MBC پرداختند. نتایج آنها نشان داد که میانگین DOC، TOC و MBC در خاک های ریزوسفری نسبت به خاک های توده افزایش معنی داری ($p < 0/01$) داشتند. افزایش کربن آلی در ریزوسفر به دلیل وجود ترشحات ریشه در این ناحیه می باشد و بر همین اساس کربن بیوماس میکروبی نیز افزایش می یابد (36). افزایش کربن بیوماس میکروبی در ریزوسفر در نتیجه تأمین مقادیر زیاد کربن آلی بوسیله ریشه گیاه و خاک اتفاق می افتد (28). هینسینگر و همکاران (2003) گزارش کردند که لگوم های تثبیت کننده نیتروژن اغلب به دلیل جذب بیشتر کاتیون نسبت به آنیون محیط ریزوسفر خود را اسیدی می کنند (21). کیم و

در خاک های ریزوسفری pH در دامنه 7/31 تا 7/48، کربن آلی محلول در دامنه 40 تا 99 میلی گرم کربن بر لیتر و کربن بیوماس میکروبی در دامنه 55 تا 161 میلی گرم کربن بر کیلوگرم متغیر بود. در حالی که در خاک های توده pH در دامنه 7/42 تا 7/57، کربن آلی محلول در دامنه 27 تا 72 میلی گرم کربن بر لیتر و کربن بیوماس میکروبی در دامنه 49 تا 148 میلی گرم کربن بر کیلوگرم متغیر بود.

کاهش مقدار pH ریزوسفر آفتابگردان در خاک های تیمار نشده می تواند به دلیل خنثی کردن بار بر اثر جذب عناصر غذایی توسط گیاه باشد. در این تحقیق از کود اوره که یک کود آمونیومی است استفاده شد. بنابراین گیاه برای خنثی کردن بار، پروتون را به محیط ریزوسفر ترشح می کند. به علاوه تنفس میکروبی و ریشه منجر به افزایش فشار دی اکسید کربن و کاهش pH ریزوسفر می شود. همچنین، اسیدهای آلی نیز می توانند در کاهش pH ریزوسفر مؤثر باشند (21).

در خاک های توده در کشت آفتابگردان، همبستگی معنی داری ($p \leq 0/05$) بین کربن آلی محلول و کربن بیوماس میکروبی بدست آمد ($r=0/79$). بین کربن آلی محلول با pH همبستگی معنی دار

خاک‌های توده بود. آنها نتیجه گرفتند که افزایش کربن آلی محلول در خاک‌های ریزوسفری به دلیل ترشحات ریشه گیاه و جمعیت میکروبی بود (27).

همکاران (2010) همبستگی معنی‌داری بین کربن آلی محلول و جمعیت باکتریایی در خاک‌های ریزوسفری گزارش کردند. همچنین مشاهده کردند جمعیت باکتریایی در خاک‌های ریزوسفری بیشتر از

جدول 2- برخی از ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌های ریزوسفری و توده تیمار شده با کلات‌کننده‌ها

Table 2- Some chemical and biological characteristics of rhizosphere and bulk soils treated with chelators

نوع کلات	غلظت	pH		کربن آلی محلول (mg C L ⁻¹)		کربن بیوماس محلول (mg C kg ⁻¹)		
				DOC		MBC		
		Chelate type	Con.	ریزوسفر R	توده B	ریزوسفر R	توده B	ریزوسفر R
		0	7.31 ^g	7.42 ^{ef}	99 ^a	72 ^{bc}	161 ^a	148 ^a
EDTA (میلی مول بر کیلوگرم) (mmol kg ⁻¹)	0.5	7.48 ^{de}	7.57 ^a	43 ^{efg}	32 ^{fg}	61 ^{de}	52 ^e	
	1	7.42 ^{ef}	7.54 ^{abc}	40 ^{efg}	27 ^g	55 ^e	49 ^e	
اسید سیتریک (میلی مول بر کیلوگرم) Citric acid (mmol kg ⁻¹)	0.5	7.47 ^{de}	7.55 ^{abc}	80 ^{ab}	61 ^{bcde}	70 ^{de}	67 ^{de}	
	1	7.42 ^{ef}	7.52 ^{abcd}	53 ^{cdef}	40 ^{efg}	64 ^{de}	58 ^e	
عصاره کود مرغی (گرم بر کیلوگرم) Poultry manure extract (g kg ⁻¹)	0.5	7.37 ^{fg}	7.47 ^{de}	67 ^{bcd}	51 ^{cdef}	141 ^{ab}	122 ^b	
	1	7.42 ^{ef}	7.52 ^{abcd}	48 ^{defg}	43 ^{efg}	101 ^c	81 ^{cd}	

حروف متفاوت برای هر ویژگی نشانه تفاوت معنی دار میانگین‌ها در سطح احتمال 5 درصد می‌باشد. R: ریزوسفر، B: توده، Con: غلظت. different letters show significant differences at the 0.05 probability level for each treatment. R: rhizosphere; B: bulk; Co: Concentration.

بودند.

در خاک‌های تیمار شده با کلات‌کننده‌ها، مقدار مس عصاره‌گیری شده به ترتیب مهلیج 3 < AB-DTPA < DTPA-TEA < مهلیج 1 بود. مس عصاره‌گیری شده به روش مهلیج 1 فقط زمانی که کلات‌کننده EDTA به خاک اضافه شده بود قرائت شد و در عصاره‌هایی که کلات‌کننده‌های اسید سیتریک و عصاره کود مرغی به خاک اضافه شده بود کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود. بیشترین مقدار مس عصاره‌گیری شده مربوط به زمانی بود که کلات‌کننده EDTA (1 میلی مول بر کیلوگرم) به خاک اضافه شده و کمترین مقدار زمانی بود که کلات‌کننده‌ای به خاک اضافه نشده (شاهد) است.

اثر EDTA و اسید سیتریک بر مقادیر مس عصاره‌گیری شده با مهلیج 3 نسبت به شاهد معنی‌دار ($p \leq 0/05$) بود. هر سه کلات‌کننده بر مقادیر مس عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA و AB-DTPA و عصاره کود مرغی بر مقادیر مس عصاره‌گیری شده با مهلیج 3 نسبت به شاهد تأثیر معنی‌داری نداشتند. مقادیر مس استخراج شده با مهلیج 3 در خاک‌های تیمار شده با EDTA و اسید سیتریک در مقایسه با خاک شاهد افزایش یافت (جدول 3). نتایج نشان می‌دهند که با افزایش غلظت کلات‌کننده‌ها قابلیت استفاده مس بیشتر شده ولی تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. علت تغییر در قابلیت استفاده مس در خاک به تغییر در اجزاء فلز در خاک برمی‌گردد. با تغییر اجزاء فلز در خاک قابلیت استفاده مس تغییر کرده و برآیند تغییر اجزاء منجر به عدم وجود تفاوت معنی‌دار بین تیمارها شده است. در نتیجه‌ی کاربرد

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر کلات‌کننده‌ها و محیط و اثرات متقابل آنها بر مس عصاره‌گیری شده با عصاره‌گیرهای مختلف معنی‌دار است (نتایج نشان داده نشده است). اثر کلات‌کننده‌ها بر مقادیر مس قابل استفاده در خاک‌های ریزوسفری و توده در جدول 3 نشان داده شده است. نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که مس عصاره‌گیری شده به روش‌های مختلف در خاک تغییرات زیادی داشت که نشان دهنده مکانیسم متفاوت عصاره‌گیرها در استخراج این عنصر است (جدول 3). مقادیر متفاوتی از مس توسط عصاره‌گیرها از خاک استخراج شد (جدول 3). اثر کلات‌کننده‌ها بر مقادیر مس قابل استفاده نسبت به شاهد معنی‌دار ($p \leq 0/05$) بود. نتایج این جدول نشان می‌دهد که مس عصاره‌گیری شده با عصاره‌گیرهای شیمیایی در خاک‌های ریزوسفری کمتر از خاک‌های توده بود (جدول 3). مس در خاک دارای اجزای متفاوتی است که بر قابلیت استفاده آن در ناحیه ریزوسفر تأثیر می‌گذارند. علاوه بر این، ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی متفاوت ریزوسفر در مقایسه با توده خاک به طور قابل ملاحظه‌ای بر اجزاء مس و در نتیجه بر حلالیت و قابلیت استفاده آن تأثیر می‌گذارند (54). کاهش مقدار مس در شرایط ریزوسفری نسبت به توده خاک می‌تواند به دلیل جذب گیاه باشد.

دامنه تغییرات مس عصاره‌گیری شده به روش DTPA-TEA، 0/202 تا 0/326، AB-DTPA، 0/404 تا 0/91، مهلیج 3، 1/14 تا 1/83 و مهلیج 1، 0/087 تا 0/124 میلی گرم بر کیلوگرم بود. مس عصاره‌گیری شده با روش‌های آب مقطر، روش بر پایه ریزوسفر و کلرید کلسیم 0/01 مولار کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی

(50). کاتانی و همکاران (2006) گزارش کردند که DOC در خاک ریزوسفر ذرت سه برابر خاک توده بود. طبق نتایج تحقیقات آنها مس با DOC تشکیل کمپلکس قوی می‌دهد. بنابراین با ایجاد کمپلکس‌های آلی مس با DOC قابلیت استفاده آن برای گیاه کاهش می‌یابد (7). همچنین محققان دیگری (10 و 50) شرایط بیولوژیکی و شیمیایی متفاوت ریزوسفر نسبت به توده خاک را باعث تغییر در اجزاء در خاک و در نتیجه کاهش در قابلیت استفاده عناصر برای گیاه گزارش کرده‌اند.

کلات‌کننده‌ها مس پیوندشده با ماده آلی در خاک‌های ریزوسفری نسبت به توده خاک کاهش و در مقابل مس پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و مس پیوندشده با کربنات‌ها افزایش یافتند. چری و همکاران (1999) گزارش کردند مس عصاره‌گیری شده با EDTA، DTPA و کلرید کلسیم در خاک ریزوسفری کاهش پیدا کرد (8). تائو و همکاران (2003) گزارش کردند که تغییر مقدار DOC در ریزوسفر ذرت در دوره رشد شبیه به تغییر جزء تبادل مس بود. گروه‌های عامل و هیدروکسیل و کربوکسیل ترکیبات DOC با مس پیوند داده و منجر به تبدیل آن به شکل غیر قابل استفاده می‌شوند

جدول 3- اثر کلات‌کننده‌ها بر مس عصاره‌گیری شده (میلی گرم بر کیلوگرم) توسط عصاره‌گیرهای مختلف در خاک‌های ریزوسفری و توده
Table 3- The effect of chelators on extracted Cu (mg kg⁻¹) by various extractants in the bulk and the rhizosphere soils

نوع کلات	غلظت	DTPA-TEA		AB-DTPA		مهلیج 3		مهلیج 1	
Chelate type	Con.	ریزوسفر R	توده B	ریزوسفر R	توده B	ریزوسفر R	توده B	ریزوسفر R	توده B
	0	0.208 ^e	0.202 ^e	0.404 ^b	0.476 ^b	1.14 ^e	1.17 ^{de}	-	-
EDTA (میلی مول بر کیلوگرم)	0.5	0.207 ^{bcd}	0.288 ^{abcd}	0.461 ^b	0.492 ^b	1.38 ^{bcd}	1.63 ^{ab}	0.107 ^b	0.087 ^c
(mmol kg ⁻¹)	1	0.310 ^{ab}	0.326 ^a	0.480 ^b	0.527 ^b	1.43 ^{bcd}	1.83 ^a	0.124 ^a	0.105 ^b
اسید سیتریک (میلی مول بر کیلوگرم)	0.5	0.295 ^{abc}	0.288 ^{abcd}	0.440 ^b	0.466 ^b	1.30 ^{cde}	1.61 ^{ab}	-	-
Citric acid (mmol kg ⁻¹)	1	0.314 ^{ab}	0.300 ^{abc}	0.463 ^b	0.776 ^a	1.52 ^{bc}	1.58 ^{abc}	-	-
عصاره کود مرغی (گرم بر کیلوگرم)	0.5	0.260 ^{cd}	0.243 ^{de}	0.426 ^b	0.452 ^b	1.45 ^{bcd}	1.49 ^{bcd}	-	-
Poultry manure extract (g kg ⁻¹)	1	0.243 ^{de}	0.279 ^{bcd}	0.468 ^b	0.489 ^b	1.38 ^{bcd}	1.46 ^{bcd}	-	-

حروف متفاوت برای هر تیمار نشانه تفاوت معنی دار میانگین‌ها در سطح احتمال 5 درصد می‌باشد. -، کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود. R: ریزوسفر، B: توده، Con: غلظت.

different letters show significant differences at the 0.05 probability level for each treatment. not detected by Atomic Absorption Spectrophotometer. R: rhizosphere; B: bulk; Co: Concentration.

خاک‌های ریزوسفری تیمار شده و تیمار نشده 24/5 درصد و 28/2 درصد از مس کل بود در حالی که میانگین این اجزاء در خاک‌های توده تیمار شده و تیمار نشده 23/6 درصد و 29/3 درصد از مس کل بود. میانگین مس باقیمانده 34/1 درصد در خاک‌های ریزوسفری تیمار شده و تیمار نشده و 33/2 درصد در خاک‌های توده تیمار شده و تیمار نشده بود.

با کاربرد EDTA و اسید سیتریک مقادیر اجزاء مس (به استثناء جزء باقیمانده) نسبت به شاهد افزایش یافت. کاربرد EDTA (غلظت 1 میلی مول بر کیلوگرم) منجر به کاهش مس باقیمانده نسبت به شاهد شد (جدول 4). افزایش یا کاهش مقدار در نتیجه‌ی تغییر در اجزاء مس و باز توزیع آن است. ترشحات و متابولیت‌های آزاد شده توسط ریشه‌ها و ریزانداران خاک در خاک‌های ریزوسفری ممکن است باعث آزاد شدن و تغییر وضعیت فلز موجود در خاک با فازهای پیوند قوی به فازهای پیوند ضعیف شود. با کاربرد عصاره کود مرغی مقادیر اجزاء مس (به استثناء جزء باقیمانده) نسبت به شاهد تغییری نکرد (جدول 4). بیشترین غلظت مس تحت تأثیر تیمار 1 گرم عصاره

مقادیر شکل‌های شیمیایی مس در خاک‌های ریزوسفری و توده تیمار شده با کلات‌کننده‌ها در جدول 4 نشان داده شده است. دامنه تغییرات اجزاء مس در خاک ریزوسفری، 3/20 تا 4/78 در جزء پیوندشده با کربنات‌ها، 5/00 تا 9/02 در جزء پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز، 5/35 تا 9/09 در جزء پیوندشده با ماده آلی و 8/53 تا 12/95 میلی گرم بر کیلوگرم در جزء باقیمانده بود، در حالی که در خاک توده 2/81 تا 4/54 در جزء پیوندشده با کربنات‌ها، 4/48 تا 8/08 در جزء پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز، 5/90 تا 9/75 در جزء پیوندشده با ماده آلی و 7/65 تا 11/75 میلی گرم بر کیلوگرم در جزء باقیمانده بود. جزء تبادل مس در خاک ریزوسفری و توده کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود.

در خاک‌های ریزوسفری تیمار شده و تیمار نشده در کشت آفتابگردان، میانگین مس پیوندشده با کربنات‌ها 11/6 درصد از مس کل بود. در حالی که میانگین این اجزاء در خاک‌های توده تیمار شده و تیمار نشده 11/2 درصد از مس کل بود. همچنین میانگین مس پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و مس پیوندشده با ماده آلی

جزء پیوندشده با ماده آلی و بیشترین مقدار روی در جزء باقیمانده قرار داشت (40). فورمنتینی و همکاران (2015) استفاده طولانی مدت لجن خوک را بر جزءبندی مس در یک خاک رسی در برزیل را مطالعه کردند. نتایج نشان داد بیشترین مقدار مس در جزء پیوندشده با ماده آلی قرار داشت (13). رودریگوئز - ویلا و همکاران (2015) اثر کودهای آلی (کمپوست و بیوپار) را روی جزءبندی مس در ریزوسفر خردل (*Brassica juncea* L.) در یک خاک معدن مس را بررسی کردند. برای جزءبندی فلزات از روش تیسیر و همکاران (1979) استفاده کردند. نتایج نشان داد که بیشترین مقدار مس به ترتیب در اجزاء باقیمانده و پیوندشده با ماده آلی قرار داشت (41).

کود مرغی بر کیلوگرم در جزء باقیمانده بود. نتایج نشان داد که در خاکهای ریزوسفری و توده، مس به ترتیب در اجزاء باقیمانده، پیوندشده با ماده آلی، پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوندشده با کربناتها و تبدلی قرار داشت. بر اساس این نتایج مس قرار گرفته در ساختار سیلیکاتها که به عنوان جزء باقیمانده شناخته می شود بیشترین جزء مس در خاکهای ریزوسفری و توده تیمار شده و تیمار نشده با کلات کننده ها بود. نتایج مشابهی به وسیله آچیا و همکاران (2010) و زمبریووا و همکاران (2006) گزارش شده است (2 و 57). کیان و همکاران (2003) با بررسی تأثیر کود دامی بر توزیع اجزاء روی و مس در یک خاک آلوده در کانادا دریافتند که بیشترین مقدار مس به ترتیب در جزء باقیمانده و

جدول 4- اثر کلات کننده ها بر مقادیر اجزاء مس (میلی گرم بر کیلوگرم) در خاکهای ریزوسفری و توده
Table 4-The effect of chelators on Cu fractions (mg kg⁻¹) in the bulk and the rhizosphere soils

نوع کلات	غلظت	تبادلی		پیوند شده با		پیوند شده با اکسیدهای		پیوند شده با ماده آلی		باقیمانده	
		Exchangeable		کربنات‌ها		آهن و منگنز		Organic matter		Residual	
		ریزوسفر	توده	ریزوسفر	توده	ریزوسفر	توده	ریزوسفر	توده	ریزوسفر	توده
Chelate type	Con.	R	B	R	B	R	B	R	B	R	B
	0	-	-	3.32 ^{ef}	2.81 ^h	6.01 ^f	5.50 ^g	5.89 ^{ef}	5.99 ^{ef}	9.46 ^{cde}	8.25 ^{de}
EDTA (میلی مول بر کیلوگرم)	0.5	-	-	4.61 ^{ab}	4.38 ^{bc}	6.84 ^{de}	5.96 ^f	7.90 ^d	6.42 ^e	11.40 ^{abc}	10.20 ^{bcd}
(mmol kg ⁻¹)	1	-	-	4.78 ^a	4.54 ^{ab}	9.02 ^a	8.08 ^c	9.09 ^{abc}	9.20 ^{abc}	12.95 ^a	11.75 ^{abc}
اسید سیتریک (میلی مول بر کیلوگرم)	0.5	-	-	4.15 ^c	3.75 ^d	7.02 ^d	5.93 ^{fg}	8.32 ^{cd}	9.37 ^{ab}	11.20 ^{abc}	10.15 ^{bcd}
Citric acid (mmol kg ⁻¹)	1	-	-	4.61 ^{ab}	4.41 ^{bc}	8.53 ^b	7.74 ^c	8.69 ^{bcd}	9.75 ^a	12.53 ^{ab}	11.08 ^{abc}
عصاره کود مرغی (گرم بر کیلوگرم)	0.5	-	-	3.20 ^{efg}	2.95 ^{gh}	6.50 ^e	4.48 ⁱ	6.16 ^{ef}	6.75 ^e	8.53 ^{de}	7.65 ^e
Poultry manure extract (g kg ⁻¹)	1	-	-	3.51 ^{de}	3.05 ^{fgh}	5.00 ^h	4.79 ^{hi}	5.35 ^f	5.90 ^{ef}	9.43 ^{cde}	9.28 ^{cde}

میانگین های با حروف مشابه در هر ستون و ردیف فاقد اختلاف معنی دار در سطح 5 درصد، -، کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود. R: ریزوسفر، B: توده، Con: غلظت
different letters show significant differences at the 0.05 probability level for each treatment. not detected by Atomic Absorption Spectrophotometer.
R: rhizosphere; B: bulk; Co: Concentration.

آزاد شده و در نتیجه مس پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز در ریزوسفر افزایش پیدا کرد.

کلات کننده ها و ترشحات ریشه می توانند باعث تغییر pH، ارائه لیگاند برای کمپلکس کردن مس و تسهیل فعالیت های میکروبی شوند. هر یک از این فرآیندها ممکن است باعث افزایش قابلیت استفاده یا تثبیت مس در خاک شود. برخی از ترشحات ریشه میل قوی برای پیوند با فلزات از خود نشان می دهند (20). مطالعات قبلی نشان داده است که فلزات خاص در ریزوسفر عمدتاً به شکل کمپلکس شده وجود دارند (15). جفری و اورن (1983) دریافتند که مس در خاک ریزوسفری و توده به طور عمده در پیوند با ماده آلی بود (23).

ضرایب همبستگی (r) بین شکل های مس و مقادیر مس عصاره گیری شده با استفاده از روش های مختلف و شاخص های آفتابگردان

جدول 4 نشان می دهد که تفاوت میانگین اجزاء مس در خاک ریزوسفری نسبت به خاک توده در برخی تیمارها معنی دار ($p < 0/05$) بود. به طور کلی میانگین اجزاء مس پیوندشده با کربناتها، پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و جزء باقیمانده مس در شرایط ریزوسفری بیشتر از توده خاک بود. میانگین جزء مس پیوندشده با ماده آلی در شرایط ریزوسفری کمتر از توده خاک بود. خواص فیزیکوشیمیایی و بیوشیمیایی خاک ریزوسفری ممکن است به دلیل فعالیت بیولوژیکی و تغییرات در ریزمحیط ریزوسفر کاملاً متفاوت از توده خاک باشد (39 و 56). احتمالاً ترشحات و متابولیت های آزاد شده توسط ریشه ها و ریزجانداران خاک در خاکهای ریزوسفری باعث انتقال مس به اجزاء غیر قابل استفاده در خاک شده است. جمعیت ریزجانداران در خاکهای ریزوسفری بیشتر از خاکهای توده بود که منجر به اکسیداسیون مواد آلی و ترکیبات آلی شده، مس پیوندشده با ماده آلی

در خاک ریزوسفری و توده در جدول 5 نشان داده شده است. بین مس عصاره‌گیری شده با روش‌های مهلیچ 1 و مهلیچ 3 با جزء پیوندشده مس با کربنات‌ها در خاک ریزوسفری همبستگی ($r=0/99$) معنی‌دار ($p<0/05$) وجود داشت. همچنین، در خاک‌های ریزوسفری بین عملکرد شاخساره با جزء پیوندشده مس با کربنات‌ها همبستگی

معنی‌دار ($r=-0/99$) معنی‌دار ($p<0/05$) وجود داشت. نتایج مشابهی توسط متقیان و همکاران (2013) گزارش شده است (34). در خاک‌های توده بین عملکرد ریشه و جزء پیوندشده مس با اکسیدهای آهن و منگنز همبستگی ($r=-0/99$) معنی‌دار ($p<0/05$) وجود داشت.

جدول 5- ضرایب همبستگی (r) بین مس عصاره‌گیری شده با استفاده از عصاره‌گیرهای مختلف با اجزاء مس و شاخص‌های آفتابگردان در خاک‌های ریزوسفری و توده

Table 5- Correlation coefficient (r) between extracted Cu by various extractants with Cu fractions and Sunflower properties in the bulk and the rhizosphere soils

	جزء پیوند شده با کربنات‌ها Carbonate bounded	جزء پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز Iron-manganese oxides bounded	جزء پیوند شده با ماده آلی Organic matter bounded	جزء باقیمانده Residual
خاک‌های ریزوسفری				
DTPA-TEA	0.58 ^{ns}	0.66 ^{ns}	0.67 ^{ns}	0.52 ^{ns}
AB-DTPA	0.69 ^{ns}	0.56 ^{ns}	0.49 ^{ns}	0.67 ^{ns}
مهلیچ 1 Mehlich 1	0.99*	0.61 ^{ns}	0.41 ^{ns}	0.65 ^{ns}
مهلیچ 3 Mehlich 3	0.99*	0.61 ^{ns}	0.42 ^{ns}	0.65 ^{ns}
غلظت مس شاخساره Cu shoot concentration	0.56 ^{ns}	0.37 ^{ns}	-0.14 ^{ns}	0.64 ^{ns}
عملکرد شاخساره Shoot yeild	-0.99*	-0.61 ^{ns}	-0.41 ^{ns}	-0.65 ^{ns}
جذب Uptake	0.69 ^{ns}	0.10 ^{ns}	-0.40 ^{ns}	0.40 ^{ns}
خاک‌های توده				
DTPA-TEA	0.68 ^{ns}	0.53 ^{ns}	0.67 ^{ns}	0.68 ^{ns}
AB-DTPA	0.51 ^{ns}	0.68 ^{ns}	0.59 ^{ns}	0.66 ^{ns}
مهلیچ 1 Mehlich 1	0.68 ^{ns}	0.55 ^{ns}	0.66 ^{ns}	0.69 ^{ns}
مهلیچ 3 Mehlich 3	0.67 ^{ns}	0.53 ^{ns}	0.67 ^{ns}	0.68 ^{ns}
غلظت مس ریشه Cu root concentration	0.60 ^{ns}	-0.11 ^{ns}	0.63 ^{ns}	0.29 ^{ns}
عملکرد ریشه Root yeild	-0.71 ^{ns}	-0.99*	-0.67 ^{ns}	-0.60 ^{ns}
جذب Uptake	0.40 ^{ns}	-0.34 ^{ns}	0.43 ^{ns}	0.06 ^{ns}

مس پیوندشده با ماده آلی به عنوان جزء قابل استفاده و در پژوهش‌های دیگر به عنوان جزء غیر قابل استفاده گزارش شده است (4).

نتیجه‌گیری کلی

براساس نتایج این تحقیق، در خاک‌های ریزوسفری میانگین MBC و DOC نسبت به خاک‌های توده بیشتر بود اما این اختلاف در

مطالعه اجزاء مس در خاک امکان تعیین جزء یا اجزاء قابل استفاده و متحرک این عنصر را نشان می‌دهد (53). در تحقیقات انجام شده جزء‌های مختلفی به عنوان جزء یا اجزاء قابل استفاده گیاه گزارش شده است. در حالی که در برخی تحقیقات مقدار کل و جزء باقیمانده قابل استفاده گیاه نیست. عناصر در محلول خاک و جزء تبادل‌پذیری قابلیت استفاده زیادی برای گیاه دارند و همچنین اجزاء پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوندشده با کربنات‌ها و پیوندشده با ماده آلی نیز می‌توانند برای گیاه قابل استفاده باشند (16). در برخی مطالعات

توده معنی‌دار ($p < 0/05$) بود. به طور کلی میانگین اجزاء مس پیوندشده با کربنات‌ها، پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و جزء باقیمانده در شرایط ریزوسفری بیشتر از توده خاک بود. میانگین جزء پیوندشده با ماده آلی در شرایط ریزوسفری کمتر از توده خاک بود. بین مس عصاره‌گیری شده با روش‌های مهلیچ 1 و مهلیچ 3 با جزء پیوندشده مس با کربنات‌ها در خاک ریزوسفری همبستگی ($r = 0/99$) معنی‌دار ($p < 0/05$) وجود داشت. همچنین، در خاک‌های ریزوسفری بین عملکرد شاخساره با جزء پیوندشده مس با کربنات‌ها همبستگی ($r = -0/99$) معنی‌دار ($p < 0/05$) وجود داشت. در خاک‌های توده بین عملکرد ریشه و جزء پیوندشده مس با اکسیدهای آهن و منگنز همبستگی ($r = -0/99$) معنی‌دار ($p < 0/05$) وجود داشت. نتایج این پژوهش نشان داد که تغییرات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی شرایط خاک ناشی از ریشه آفتابگردان نه تنها منجر به کاهش اجزاء متحرک مس شده است، بلکه منجر به تغییر در اجزاء با ثبات مس در خاک نیز شده است. از آنجایی که استفاده زیاد از حد کلات کننده‌ها می‌تواند باعث قابلیت استفاده بیشتر مس در خاک شود بدون این که جذب گیاه را افزایش دهد، لذا استفاده از سطوح غلظتی بالاتر توصیه نمی‌شود.

برخی تیمارها معنی‌دار بود. با کاربرد کلات کننده‌ها مقدار MBC و DOC نسبت به شاهد کاهش یافت. در خاک‌های ریزوسفری میانگین pH به صورت معنی‌داری کمتر از خاک‌های توده بود. نتایج نشان داد که مس عصاره‌گیری شده با استفاده از عصاره‌گیرهای شیمیایی در خاک‌های ریزوسفری کمتر از خاک‌های توده بود. با افزایش غلظت کلات کننده‌ها قابلیت استفاده مس بیشتر شد ولی تفاوت معنی‌داری بین تیمارها مشاهده نشد. علت تغییر در قابلیت استفاده مس در خاک تغییر در اجزاء مس در خاک بود. با کاربرد کلات کننده‌ها مس پیوندشده با ماده آلی در خاک‌های ریزوسفری نسبت به توده خاک کاهش و در مقابل مس پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و مس پیوندشده با کربنات‌ها افزایش یافتند. بیشترین مقدار مس زمانی عصاره‌گیری شد که کلات کننده EDTA (1 میلی‌مول بر کیلوگرم) به خاک اضافه شد و کمترین مقدار آن زمانی به دست آمد که کلات کننده‌ای به خاک اضافه نشد (شاهد). همچنین، در خاک‌های ریزوسفری و توده تیمار شده و تیمار نشده با کلات کننده‌ها در بین اجزاء مس، جزء تبادلی حداقل و جزء باقیمانده حداکثر مقدار را به طور مطلق داشتند. بعد از جزء باقیمانده جزء پیوندشده با ماده آلی قرار داشت. تفاوت میانگین اجزاء مس در خاک ریزوسفری نسبت به خاک

منابع

- 1- Abreu C.A., Angela A.M., Furlani C., Furlani P.R., Abreu M.F., and Bataglia O.C. 2006. Quest of water extract analysis of micronutrients in soilless organic substrates. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37: 2327-2338.
- 2- Achiba W.B., Lakhdar A., Gabteni N., Du Laing G., Verloo M., Boeckx P., Van Cleemput O., Jedidi N., and Gallali T. 2010. Accumulation and fractionation of trace metals in a Tunisian calcareous soil amended with farmyard manure and municipal solid waste compost. *Journal of Hazardous Materials*, 176: 99-108.
- 3- Ahumada I., Gudenschwager O., Carrasco M.A., Castillo G., Ascar L., and Richter P. 2009. Copper and zinc bioavailabilities to ryegrass (*Lolium perenne* L.) and subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.) grown in biosolid treated Chilean soils. *Journal of Environmental Management*, 90: 2665-2671.
- 4- Bakircioglu D., Bakircioglu Kurtulus Y., and Ibar H. 2011. Investigation of trace elements in agricultural soils by BCR sequential extraction method and its transfer to wheat plants. *Environmental Monitoring and Assessment*, 175: 303-314.
- 5- Bhattacharyya P., Chakraborty A., Chakrabarti K., Tripathy S., and Powell M.A. 2006. Copper and zinc uptake by rice and accumulation in soil amended with municipal solid waste compost. *Environmental Geology*, 49: 1064-1070.
- 6- Campbell C.R., and Plank C.O. 1998. Preparation of plant tissue for laboratory analysis. p. 37-50. In Y.P. Kalra (ed.) *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- 7- Cattani I., Fragoulis G., Boccelli R., and Capri E. 2006. Copper bioavailability in the rhizosphere of maize (*Zea mays* L.) grown in two Italian soils. *Chemosphere*, 64: 1972-1979.
- 8- Cherrey A., Chaignon V., and Hinsinger P. 1999. Bioavailability of copper in the rhizosphere of rape and ryegrass cropped in vineyard soils. p. 196-197. In W.W. Wenzel et al. (ed.) *Proceedings of Extended Abstracts of 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, Vienna, Austria.
- 9- Corre M.D., Schnabel R.R., and Shaffer J.A. 1999. Evaluation of soil organic carbon under forests, cool-season and warm-season grasses in the northeastern US. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 1531-1539.
- 10- Dessureault-Rompere J., Nowack B., Schulín R., Tercier-Waeber M.L., and Luster J. 2008. Metal solubility and speciation in the rhizosphere of *Lupinus albus* cluster roots. *Environmental Science and Technology*, 42: 7146-7151.
- 11- Doelsch E., Moussard G., and Saint Macary H. 2008. Fractionation of tropical soilborne heavy metals -

- comparison of two sequential extraction procedures. *Geoderma*, 143: 168–179.
- 12- Feng M.H., Shan X.Q., Zhang S., and Wen B. 2005. Comparison of a rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat. *Chemosphere*, 59: 939-949.
- 13- Formentini T.A., Mallmann F.J.K., Pinheiro A., Fernandes C.V.S., Bender M.A., da Veiga M., dos Santos D.R., and Doelsch E. 2015. Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. *Science of the Total Environment*, 536: 831-839.
- 14- Gee G.W., and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. p. 404-407. In: A. Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis*. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 15- Hamon R.E., Lorenz S.E., Holm P.E., Christensen T.H., and McGrath S.P. 1995. Changes in trace metal species and other components of the rhizosphere during growth of radish. *Plant, Cell and Environment*, 18: 749–756.
- 16- He Z.L.L., Yang X.E., and Stoffella P.J. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19: 125-140.
- 17- He M.M., Tian G.M., and Liang X.Q. 2009. Phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead during the aerobic composting of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 163: 671–677.
- 18- Hinsinger P., Gobran G.R., Gregory P.J., and Wenzel W.W. 2005. Rhizosphere geometry and heterogeneity arising from root-mediated physical and chemical processes. *New Phytologist*, 168: 293–303.
- 19- Hinsinger P., and Courchesne F. 2007. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids at soil–root interface. In A. Violante et al. (ed.) *Biophysicochemical processes of metals and metalloids in soil environments*. John Wiley & sons, NewYork.
- 20- Hinsinger P. 1999. Bioavailability of trace elements as related to root-induced chemical changes in the rhizosphere. p. 152-153. In W.W. Wenzel et al. (ed.) *Proceedings of Extended Abstracts of 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*. Vienna, Austria.
- 21- Hinsinger P., Plassard C., Tang C., and Jaillard B. 2003. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a-review. *Plant and Soil*, 248: 43-59.
- 22- Hoyt P.B., and Nyborg M. 1971. Toxic metals in acid soil: 2. Estimation of plant available manganese. *Soil Science Society of America Journal*, 35: 141-144.
- 23- Jefferey J.J., and Uren N.C. 1983. Copper and zinc species in the soil solution and the effects of soil pH. *Australian Journal of Soil Research*, 21: 479–488.
- 24- Jenkinson D.S., and Powlson D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. I. Fumigation with chloroform. *Soil Biology and Biochemistry*, 8: 209-213.
- 25- Kabala C., and Singh R.R. 2001. Fractionation and mobility of Copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *Journal of Environmental Quality*, 30: 485–492.
- 26- Karczewska A., Orlow K., Kabala C., Szopka K., and Galka B. 2011. Effects of chelating compounds on mobilization and phytoextraction of copper and lead in contaminated soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42: 1379–1389.
- 27- Kim K.R., Owens G., and Kwon S.I. 2010. Influence of Indian mustard (*Brassica juncea*) on rhizosphere soil solution chemistry in long-term contaminated soils: A rhizobox study. *Journal of Environmental Sciences*, 22(1): 98–105.
- 28- Lynch J.M., and Whipps J.M. 1990. Substrate flow in the rhizosphere. *Plant and Soil*, 129: 1-10.
- 29- Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42: 421-428.
- 30- Loeppert R.H., and Suarez D.L. 1996. Carbonate and gypsum. p. 437-474. In D.L. Sparks (ed.) *Methods of Soil Analysis*. SSSA, Madison, WI.
- 31- Marschner H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. (2nd ed.). Academic Press, London, UK.
- 32- Mehlich A. 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH₄. North Carolina Soil Testing Div. Mimeo, Raleigh.
- 33- Mehlich A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 15: 1409-1416.
- 34- Michaud A.M., Bravin M.N., Galleguillos M., and Hinsinger P. 2007. Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant and Soil*, 298: 99–111.
- 35- Motaghian H.R., and Hosseinpour A.R. 2013. Zinc desorption kinetics in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) rhizosphere in sewage sludge-amended calcareous soils. *Environmental Earth Sciences*, 1–9.
- 36- Motaghian H.R., Hosseinpour A.R., Mohamadi J., and Raeisi F. 2013. Change in Bioavailability and Fractions of Copper in the Rhizosphere of Wheat (*Triticum aestivum* L.) in Some Calcareous Soils. *Journal of Water and Soil*. 26 (6): 1492-1504. (in Persian with English abstract).

- 37- Nelson D.W., and Sommers L.E. 1996. Carbon, organic carbon, and organic matter. p. 961-1010. In: D.L. Sparks (ed.) Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison, WI.
- 38- Nemati K., Abu Bakar N.K., Sobhanzadeh E., and Abas M.R. 2009. A modification of the BCR sequential extraction procedure to investigate the potential mobility of copper and zinc in shrimp aquaculture sludge. Microchemical Journal, 92: 165-169.
- 39- Pinel F., Leclerc-Cessac E., and Staunton S. 2003. Relative contributions of soil chemistry, plant physiology and rhizosphere induced changes in speciation on Ni accumulation in plant shoots. Plant and Soil, 255: 619-629.
- 40- Qian P., Schoenau J.J., Wu T., and Mooleki S.P. 2003. Copper and zinc amounts and distribution in soil as influenced by application of animal manure in east-central Saskatchewan. Canadian Journal of Soil Science, 83: 197-202.
- 41- Rodríguez-Vila A., Asensio V., Forján R., and Coveloa E.F. 2015. Chemical fractionation of Cu, Ni, Pb and Zn in a mine soil amended with compost and biochar and vegetated with *Brassica juncea* L. Journal of Geochemical Exploration, 158: 74-81.
- 42- Rostamizadeh A., Fekri M., Sarcheshmehpour M., and Baghizadeh A. 2011. Effect of EDTA on heavy metal uptake Cu and Zn by corn. p. 60. The first phytoremediation national congress. 17 Feb. 2011. Center of international science and advance technology and Kerman environmental science, (In Persian).
- 43- Safari Sinegani A.A., and Khalilikhah F. 2010. Effects of EDTA, sheep manure extract and their application time on Cd uptake by *Helianthus annuus* from a calcareous mine soil. Soil and Sediment Contamination, 19: 378-390.
- 44- Safari Singani A.A., and Ahmadi P. 2012. Manure application and cannabis cultivation influence on speciation of lead and cadmium by selective sequential extraction. Soil and Sediment Contamination, 21: 305-321.
- 45- Singh S.P., Tack F.M., and Verloo M.G. 1998. Heavy metal fractionation and extractability in dredged sediment derived surface soils. Water, Air and Soil Pollution, 102: 313-328.
- 46- Soltanpour P.N., and Schwab A.P. 1977. A new soil test for simultaneous extraction of macro- and micro-nutrients in alkaline soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 8: 195-207.
- 47- Soriano-Disla J.M., Gomez I., Navarro-Pedreno J., and Lag-Brotons A. 2010. Evaluation of single chemical extractants for the prediction of heavy metal uptake by barley in soils amended with polluted sewage sludge. Plant and Soil, 327: 303-314.
- 48- Sposito G.L., Lund J., and Chang A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. Soil Science Society of America Journal, 46: 260-265.
- 49- Tahmasbian I., and Safari Sinegani A.A. 2013. Monitoring the effects of chelating agents and electrical fields on active forms of Pb and Zn in contaminated soil. Environmental Monitoring and Assessment, 185: 8847-8860.
- 50- Tao S., Chen Y.J., Xu F.L., Cao J., and Li B.G. 2003. Changes of copper speciation in maize rhizosphere soil. Environmental Pollution, 122: 447-454.
- 51- Tembo B.D., Sichilongo K., and Cernak J. 2006. Distribution of copper, lead, cadmium and zinc concentrations in soils around Kabwe town in Zambia. Chemosphere, 63: 497-501.
- 52- Tessier A., Campbell P.G.C., and Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, 51: 844-851.
- 53- Tokalioglu S., Kartal S., and Birol G. 2003. Application of a three-stage sequential extraction procedure for the determination of extractable metal contents in highway soils. Turkish Journal of Chemistry, 27: 333-346.
- 54- Wang Z., Shan X.Q., and Zhang S. 2002. Comparison between fractionation and bioavailability of trace elements in rhizosphere and bulk soils. Chemosphere, 46(8): 1163-1171.
- 55- Way H., and Cunnighams S. 1999. Chelate assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake and translocation. Environmental Science and Technology, 33: 1898-1904.
- 56- Xing B.S., Liu J.D., Liu X.B., and Han X.Z. 2005. Extraction and characterization of humic acids and humin fractions from a black soil of China. Pedosphere, 15: 1-8.
- 57- Zemberyova M., Bartekova J., and Hagarova I. 2006. The utilization of modified BCR three-step sequential extraction procedure for the fractionation of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in soil reference materials of different origins. Talanta, 70: 973-978.



Change in Availability and Fractions of Copper in the Rhizosphere of Sunflower in a Contaminated Soil Treated With Chelators

M. Rahmanian^{1*} - A.R. Hosseinpour² - E. Adhami³ - H.R. Motaghian⁴

Received: 10-02-2016

Accepted: 08-11-2016

Introduction: Rhizosphere is commonly defined as the zone where root activity significantly influences the biological and chemical properties of the soil. Biological, physical and chemical characteristics of rhizosphere, especially metal availability and metal chemical forms are different than the bulk soil. Plant roots continuously release compounds such as sugars, amino acids, and carboxylic acids. Plant roots have the ability to transform metal fractions for easier uptake through root exudation in the rhizosphere. This study was conducted to investigate change in availability and fractions of Copper in the rhizosphere of sunflower (*Helianthus annuus* L.) in a sandy contaminated soil treated with chelators (EDTA, citric acid and poultry manure extract (PME)) in greenhouse condition.

Materials and Methods: In this study, EDTA and citric acid were used at concentrations of 0, 0.5 and 1 mmol kg⁻¹ soil and PME was used at concentrations of 0, 0.5 and 1 g kg⁻¹ soil. Three seeds of sunflower were planted in the rhizobox. After 10 weeks, plants were harvested and rhizosphere and bulk soils were separated. Dissolved organic carbon (DOC), microbial biomass carbon (MBC), available Cu (by using 7 chemical procedures including DTPA-TEA, AB-DTPA, Mehlich1, Mehlich3, CaCl₂ 0.01 M, rhizosphere-based method and distilled water) and Cu-fractions were determined in the rhizosphere and bulk soils.

Results and Discussion: Rhizosphere soils properties were different with bulk soils. The results showed that the mean of DOC and MBC in the rhizosphere soils were higher than the bulk soils, but this difference was significant in some treatments. The mean value of pH in the rhizosphere soils was significantly ($p < 0.05$) smaller than one in the bulk soils. The amounts of extracted Cu by different methods in the rhizosphere were lower than ones in the bulk soils. The amounts of extracted Cu with extractants ranged from 0.023 to 1.83 mg kg⁻¹. The amounts of extracted Cu by distilled water, rhizosphere-based method and CaCl₂ 0.01 M were not detected by an atomic absorption spectrophotometer. The maximum and minimum amounts of Cu were extracted by mehlich3 and mehlich1 methods, respectively. As chelators added to soil, increased the amount of available Cu. Cu extracted by mehlich1 was read only by an atomic absorption spectrophotometer when EDTA added to the soil. In the rhizosphere and bulk soils treated with chelators, the greatest amounts of copper were observed in the residual, bounded to organic matter, bounded to iron and manganese oxides, bounded to carbonates and exchangeable fractions, respectively. The exchangeable Cu fraction was not detected by an atomic absorption spectrophotometer. The mean values of Cu bounded to carbonates, bounded to iron and manganese oxides and residual fractions in the rhizosphere were higher than ones in the bulk soils. The mean value of Cu bounded to organic matter fraction in the rhizosphere was smaller than one in the bulk soil. The amounts of Cu fractions ranged from 2.81 to 12.95 mg kg⁻¹. In the rhizosphere soils, Cu extracted by Mehlich 1 and Mehlich 3 were significantly correlated with Cu bounded to organic matter fraction ($r = 0.99$), and shoot dry mass was significantly correlated with Cu bounded to carbonates ($r = -0.99$). In the bulk soils, Root dry mass was significantly correlated with Cu bounded to iron and manganese oxides ($r = -0.99$).

Conclusions: In the present study, the effects of EDTA, citric acid and PME on bioavailability and fractions of Cu in the rhizosphere of sunflower (*Helianthus annuus* L.) plant grown on a sandy contaminated soil were investigated. The chelators and environment had significant impacts ($P < 0.05$) on Cu extracted by different extractants. The maximum and minimum amounts of Cu were extracted when the EDTA (1 mmol kg⁻¹) was added to the soil and no chelators were added to the soil (control condition), respectively. The results of this research illustrated that availability of Cu in the rhizosphere soils are different from the bulk soils. Also, the present study showed that the Cu values extracted with seven different chemical extractants from the rhizosphere

1-Former Ph.D student College of Agriculture, Shahrekord University, and Assistant Professor Department of Soil Science College of Agriculture, Yasouj University

(*- Corresponding Author Email: M.rahmanian10@yahoo.com)

2 and 4- Professor and Assistant Professor Department of Soil Science, College of Agriculture, Shahrekord University

3- Associate Professor Department of Soil Science, College of Agriculture, Yasouj University

soils were significantly lower than ones in the bulk soils. Furthermore, Cu concentrations in various chemical soil fractions differed between rhizosphere and bulk soils. This shows that the sunflower root-that induced modifications of soil physical, chemical, and biological conditions not only leads to depletion in mobile fractions of soil Cu, but also modifies the soil Cu fractions which are commonly considered as more stable. Therefore, using the rhizosphere soil would be recommended in the study of available Cu.

Keywords: Chelator, Copper, Fractionation, Rhizosphere, Sunflower



ارزیابی تناسب اراضی بخشی ازدشت زنجان برای کشت گندم آبی با استفاده از راه کار امتیازات محدودیتی

یاسر صفری^{۱*} - محمد امیر دلاور^۲ - زهرا نوری^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۱/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۸/۱۸

چکیده

در این پژوهش به منظور ترسیم روند تغییرات مکانی تناسب اراضی بخشی از دشت زنجان برای کشت گندم آبی، از لایه‌های مختلف ۸۵ نقطه مشاهداتی تا عمق یک متر خاک، نمونه‌برداری انجام گرفت. پس از انجام آزمایش‌های لازم بر روی نمونه‌های خاک و جمع‌آوری اطلاعات اقلیمی، سطوح محدودیت ویژگی‌های مختلف محاسبه و بر اساس جداول موجود به امتیازات محدودیتی تبدیل شدند. مجموع امتیازات محدودیتی هر نقطه، از طریق یک معادله نمایی، به مقادیر تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی تبدیل شد و با استفاده از تخمین گر کریجینگ معمولی، مقادیر این تابع در تمامی منطقه، درون‌یابی و سپس پهنه‌بندی گردید. نتایج نشان داد که ویژگی‌های متوسط درجه حرارت دوره رشد و درصد ذرات درشت‌تر از دو میلی‌متر خاک، به ترتیب مهم‌ترین ویژگی‌های محدودکننده اقلیمی و خاکی در منطقه هستند. تجمع اثرات ویژگی‌های محدودکننده تناسب اراضی موجب بالا رفتن امتیازات محدودیتی و در نتیجه تنزل کلاس تناسب اراضی برخی از نقاط مشاهداتی، به‌ویژه در قسمت‌های شمال غربی منطقه مطالعاتی شده است. مقایسه نقشه منتج از درون‌یابی مقادیر تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی با نقشه نقطه‌ای تناسب اراضی حاکی از آن بود که روند تغییرات مکانی تناسب اراضی برای گندم آبی در نقشه نخست، تدریجی‌تر و مشخص‌تر است. در مقایسه با روش‌های سنتی مرسوم در مطالعات تناسب اراضی، پیوسته‌سازی الگوی تغییرپذیری مکانی تناسب اراضی بر اساس دید فازی به تغییرات خاک، منجر به حصول نتایجی سازگارتر با ماهیت پیوسته پدیده‌های محیطی می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی اراضی، توزیع مکانی، زمین‌آمار، نقشه‌های پیوسته

مقدمه

توسط فائو (۸)، گنجانده شده است (۲۱). تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های مختلف خاک در نهایت منجر به تغییرات مکانی قابل ملاحظه ویژگی‌های ثانویه‌ای هم‌چون تناسب اراضی برای کاربری‌های خاص می‌شود (۱۸). محدود کردن تغییرپذیری مکانی تناسب اراضی در قالب مرزهای واحدهای نقشه یا همان واحدهای اراضی در روش‌های مرسوم طبقه‌بندی تناسب اراضی، در واقع نادیده انگاشتن تغییرات مکانی ویژگی‌های خاک است. از این‌رو، در سال‌های اخیر برخی پژوهش‌گران به توسعه تکنیک‌های گوناگون در راستای رسیدن به نقشه‌های پیوسته تناسب اراضی همت گمارده‌اند (۲، ۶، ۷، ۱۳ و ۲۵).

یان فانگ و لی مین (۲۹) با استفاده از راه کار شبکه عصبی مصنوعی برای کلاس‌بندی عوامل مؤثر بر تناسب اراضی بخشی از زمین‌های زیر کشت برنج در کشور چین، پیچیدگی‌های تفسیر نتایج نهایی این روش را از جمله معایب کاربرد این راه کار در مطالعات ارزیابی اراضی دانستند. نتایج پژوهش زیادت (۳۳) گویای آن بود که استفاده از

ارزیابی تناسب اراضی، پیش‌شرط کشاورزی پایدار و کلید دستیابی به برنامه‌های صحیح و اصولی کاربری اراضی است (۳ و ۳۱). هدف اولیه این امر، مدیریت صحیح و پیشرفته اراضی برای سود رساندن به بشر است؛ ضمن آن‌که اهداف دیگری مانند برنامه‌ریزی کاربری اراضی و تأمین شرایط توسعه پایدار اراضی را نیز دنبال می‌کند (۹). پس از گذشت نزدیک به چهار دهه از مطالعات ارزیابی تناسب اراضی و به‌منظور انطباق هر چه بیشتر نتایج با شرایط پیچیده و متغیر محیطی و نیز سازگاری با نیازهای کشاورزان و مدیران مزرعه، راه کارهای مختلفی توسط پژوهش‌گران در چارچوب اولیه ارائه شده

۱- دانش‌آموخته دکتری گروه علوم خاک، دانشگاه زنجان و استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه صنعتی شاهرود

(*)- نویسنده مسئول: (Email: yaser.safari94@yahoo.com)

۲ و ۳- دانشیار و دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه زنجان
DOI: 10.22067/jsw.v31i2.53722

دست یافت.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مطالعاتی

منطقه مطالعاتی، شامل بخشی از اراضی کشاورزی دشت زنجان است که در ششکیلومتری جنوب غربی شهر زنجان واقع شده است. مساحت محدوده مورد مطالعه، نزدیک به ۷۰۰۰ هکتار است و در بینطول‌های جغرافیایی $33^{\circ} 48'$ تا $37^{\circ} 48'$ شرقی و عرض‌های جغرافیایی $33^{\circ} 36'$ تا $40^{\circ} 36'$ شمالی قرار گرفته است (شکل ۱). میانگین بارندگی و دمای سالیانه منطقه در یک دوره آماری ۵۰ ساله (از ۱۹۶۱ تا ۲۰۱۱)، به ترتیب، $302/8$ میلی‌متر و $11/1$ درجه سلسیوس و ارتفاع متوسط آن از سطح دریا، ۱۶۶۰ متر است (۳۰). کاربری‌های عمده اراضی موجود در این ناحیه، شامل مناطق کشاورزی، مرتع و مخلوط مرتع و کشت دیم است (شکل ۱). بر اساس نقشه زمین‌شناسی $1:100000$ زنجان، تراس‌های آبرفتی قدیمی واحد زمین‌شناسی اصلی منطقه بوده و خاک‌های منطقه، به‌طور عمده بر روی نهشته‌های آبرفتی کواترنر تکامل یافته‌اند.

مطالعات ارزیابی تناسب اراضی

برای انجام این مطالعه، ابتدا بر روی نقشه توپوگرافی منطقه مطالعاتی با مقیاس $1:25000$ ، محدوده‌ای شامل اراضی زیر کشت گیاهان زراعی و به‌طور عمده گندم، جدا گردید. سپس بر اساس الگوی نمونه‌برداری شبکه‌ای منظم، موقعیت تعداد ۸۵ نقطه نمونه‌برداری با فواصل ۱۰۰۰ متر در راستای طولی و عرضی، درون این محدوده مشخص شد (شکل ۱). انتخاب فاصله نمونه‌برداری‌مربور بر مبنای دست‌یابی به تراکم مطلوب نقاط با توجه به وسعت محدوده مورد مطالعه‌است. همچنین، با توجه به آن‌که در منابع مهم آمار مکانی، الگوی نمونه‌برداری شبکه‌ای منظم مناسب‌ترین شیوه برای افزایش صحت تخمین‌های نهایی معرفی شده است، این الگو برای نمونه‌برداری انتخاب شد (۲۸). در ادامه، نظر به آن‌که برای ارزیابی تناسب اراضی برای گیاهان یک‌ساله بررسی ویژگی‌های خاک تا عمق ۱ متر توصیه شده است (۲۴)، با حفر مینی‌پیتاز عمق‌های ۰ تا ۲۵، ۲۵ تا ۵۰، ۵۰ تا ۷۵ و ۷۵ تا ۱۰۰ سانتی‌متری تمامی نقاط، نمونه‌برداری انجام گرفت.

به‌منظور ارزیابی میزان و شدت محدودیت‌های خاکی و اثرات آن‌ها بر تناسب اراضی منطقه برای کشت آبی گندم، ابتدا مقادیر ویژگی‌های درصد ذرات درشت خاک، بافت خاک، درصد کربنات کلسیم معادل، واکنش خاک، قابلیت هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم در نمونه‌های جمع‌آوری‌شده از اعماق مختلف خاک، با استفاده از روش‌های استاندارد (۲۲) انجام گرفت.

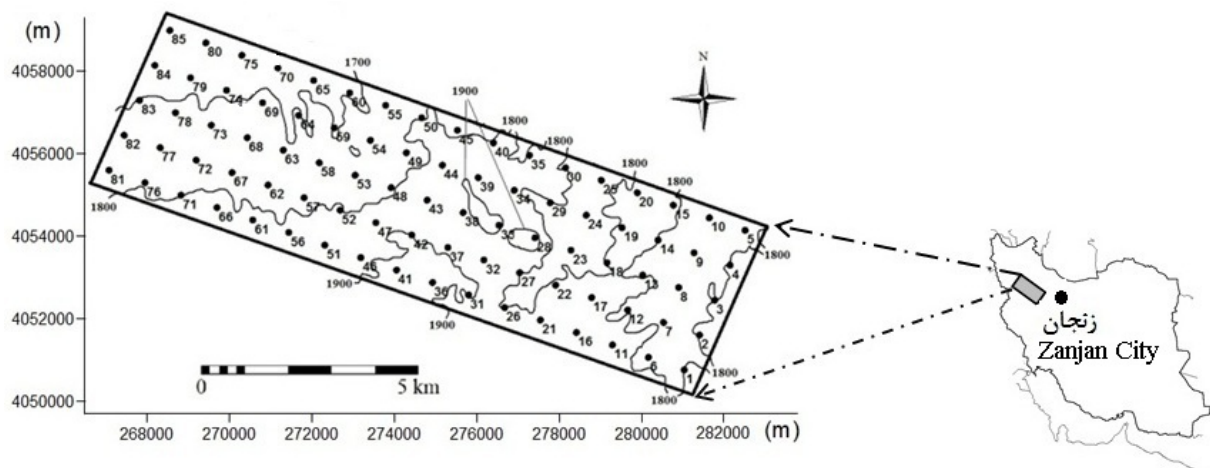
منطق بولین^۱ در تخصیص کلاس‌های تناسب، گاهی به اشتباه موجب اختصاص یافتن کلاس‌های تناسب کاملاً متفاوت به مکان‌هایی می‌شود که شاید تفاوت بسیار اندکی در برخی ویژگی‌های خاکی داشته باشند. عمدی و همکاران (۷) برای ارزیابی تناسب اراضی دشت ارسنجان استان فارس، از راه‌کار تلفیق‌زمین‌آمار، سنجش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی استفاده کردند. ایشان بیان داشتند که محدودسازی تغییرات ویژگی‌های مؤثر بر تناسب اراضی در درون واحدهای نقشه خاک به خاک‌رخ شاهد، موجب برآورد نادرست کلاس تناسب اراضی در برخی از نقاط می‌شود.

راه‌کارهای مزبور با مدل‌سازی تغییرات مکانی ویژگی‌های خاک، به نقشه پیوسته تناسب اراضی دست می‌یابند. در این نقشه‌ها، بخش‌هایی از اراضی که دارای تناسب بینابین باشند، تنها می‌توانند مشخصات یکی از کلاس‌های از پیش تعریف‌شده تناسب اراضی را اختیار نمایند (۱)؛ کلاس‌هایی که به‌صورت گروه‌های کاملاً مجزا و گسسته تعریف شده‌اند که توسط حدود ثابت و معینی از یکدیگر جدا می‌شوند (۱۵). انتساب مطلق چنین کلاس‌های تناسبی به بخش‌هایی از اراضی که در واقع کلاس حقیقی تناسب آن‌ها نامشخص است، بی‌شک موجب تنزل صحت نقشه نهایی تناسب اراضی خواهد شد (۱۷). از این رو، در تقابل با این منطق دو ارزشی، منطق فازی با فرض امکان تعلق هم‌زمان یک شیء به چند گروه توسعه یافته است (۴). نظر به سازگاری چنین تفکری با ماهیت پیوسته محیط طبیعی پیرامون انسان (۱۵)، این راه‌کار مورد توجه برخی از متخصصان ارزیابی تناسب اراضی واقع شده است.

محمدی و گیوی (۱۵) با ارزیابی تناسب اراضی منطقه فلاورجان اصفهان برای کشت گندم آبی با استفاده از نظریه مجموعه‌های فازی، چنین اظهار داشتند که نتایج مبتنی بر دید فازی به پدیده‌های طبیعی، انطباق بیشتری با ماهیت پیوسته و مبهم این پدیده‌ها دارد. اللم (۵) با استفاده از راه‌کار فرایند تحلیل سلسله‌مراتبی فازی^۲ برای تهیه نقشه پیوسته تناسب اراضی برای کشت زیتون، بیان داشت که استفاده از این راه‌کار در راستای لحاظ کردن تغییرات پیوسته ویژگی‌های خاک در بررسی تناسب اراضی، منجر به نتایج متفاوتی نسبت به روش‌های سنتی می‌گردد. به هر حال، با وجود توسعه تکنیک‌های گوناگون برای ترسیم نقشه‌های پیوسته تناسب اراضی در جهان و مقبولیت جهانی این راه‌کارها، هنوز روش‌های سنتی ارزیابی اراضی در بسیاری از بخش‌های کشور به اجرا در می‌آیند. در این پژوهش سعی شده است تا با استفاده از روش امتیازدهی محدودیتی تجمعی به نقشه پیوسته تناسب اراضی برای کشت گندم دیم، به‌عنوان یکی از مهم‌ترین محصولات استراتژیک در کشور و به‌طور نمونه در منطقه زنجان

1- Boolean

2- Fuzzy Analytical Hierarchy Process; Fuzzy AHP



شکل ۱- حدود تقریبی منطقه مورد مطالعه همراه با نقشه خطوط تراز و الگوی توزیع ۸۵ نقطه نمونه برداری
Figure 1- Location of the study area along with contour lines and 85 sampling points

ویژگی تعیین گردید.

به منظور تبدیل سطوح محدودیت هر یک از ویژگی‌های خاکی و اقلیمی به امتیاز محدودیتی و محاسبه مجموع امتیازات محدودیتی، از طبقه‌بندی ارائه شده توسط ژانگ (۳۲) استفاده گردید (جدول ۱). این طبقه‌بندی نوعی راه کار نیمه کمی پارامتریک است که کاملاً منطبق با چارچوب ارزیابی اراضی ارائه شده توسط فائو (۸) بوده و به منظور تکمیل آن ارائه شده است (۲۵).

جدول ۱- امتیازات محدودیتی متناظر با هر یک از سطوح محدودیتی (۳۲)

Table 1- Limitation scoring system introduced by Zhang (32)

سطح محدودیت	0	1	2	3	4
Limitation degree					
امتیاز محدودیتی	0	1	3	9	27
Limitation score					

پس از محاسبه مجموع امتیازات محدودیتی تمامی ویژگی‌های خاکی و اقلیمی مؤثر بر تناسب اراضی برای کاربری مد نظر، کلاس نهایی تناسب اراضی برای هر یک از نقاط مشاهداتی طبق جدول ۲ تعیین شد. در انطباق با اصول طبقه‌بندی تناسب اراضی ارائه شده توسط فائو (۲۴)، مبنای انتساب دامنه‌های عددی مجموع امتیازات محدودیتی به هر یک از کلاس‌های تناسب اراضی در جدول ۲ آن است که با افزایش تعداد و یا شدت محدودیت‌های اراضی، از درجه تناسب اراضی برای کاربری‌های معین کاسته می‌شود.

سپس، با انجام متوسط‌گیری‌های مربوطه با استفاده از ضرایب وزنی و تطبیق مقادیر متوسط ویژگی‌های خاک در هر نقطه مشاهداتی با معیارهای موجود در جدول نیازهای خاکی محصولات مورد مطالعه (۱۰)، سطوح محدودیت ایجاد شده توسط هر یک از ویژگی‌های خاکی در هر یک از نقاط برای این کاربری، تعیین شدند. بیان این نکته الزامی است که علاوه بر خصوصیت‌های خاکی مزبور، برخی دیگر از ویژگی‌های اراضی (مانند درصد شیب، میانگین پستی و بلندی‌های کوچک، وضعیت سیل‌گیری و زه‌کشی اراضی، سنگ‌لاخی بودن خاک سطحی، عمق خاک و درصد گچ) در تعیین کلاس تناسب اراضی برای کشت آبی گندم، مهم هستند (۱۰). نظر به عدم مشاهده لایه محدودکننده تا عمق نمونه‌برداری انجام شده (یک متر) و نیز عدم وجود گچ در خاک‌های منطقه بر اساس آزمون عصاره خاک و آب با استون، به نظر می‌رسد که این ویژگی‌ها محدودیتی برای کشت گندم ایجاد نمی‌کنند. همچنین بر اساس مشاهدات صحرایی و تفحص از کشاورزان بومی منطقه، مشخص شد که سایر ویژگی‌های مزبور نیز برای کاربری مورد بررسی کاملاً مناسب هستند و در نتیجه، هیچ‌یک از آنها در فرآیند ارزیابی تناسب خاک منطقه برای کشت گندم‌آبیمد نظر قرار نگرفت.

به علاوه، در فرآیند ارزیابی تناسب اقلیم منطقه برای کشت آبی گندم، با فرض برطرف شدن محدودیت‌های رطوبتی خاک در اثر آبیاری، سایر ویژگی‌های اقلیمی مد نظر قرار گرفت. بدین منظور، پس از استخراج مقادیر متوسط هر یک از ویژگی‌های اقلیمی مورد نیاز طی دوره‌ی آماریسال‌های ۱۳۴۰ تا ۱۳۹۰، از اطلاعات هواشناسی ایستگاه سینوپتیک زنجان (۳۰) و انطباق آن‌ها با حدود بهینه این ویژگی‌ها در جدول نیازهای اقلیمی این محصولات (۱۰)، سطح محدودیت هر

جدول ۲- کلاس تناسب اراضی متناظر با مجموع امتیازات محدودیتی (۳۲)

Table 2- Land suitability classification corresponded with accumulated limitation scores (32)

مجموع امتیازات محدودیتی Accumulated limitation score	<5	5 – 10	10 – 27	≥27
کلاس تناسب اراضی Land suitability class	S1	S2	S3	N

متوسط (تناسب بحرانی) تنزل می‌یابد. توصیف آماری ویژگی‌های خاکی مؤثر بر تناسب اراضی منطقه برای کشت گندم آبی در جدول ۴ ارائه شده است. علاوه بر آن، به‌منظور آشکار سازی شدت محدودیت ایجادشده توسط ویژگی‌های خاک برای کاربری مورد نظر در مکان‌های مختلف نمونه‌برداری، درصد نمونه‌های منسوب به هر سطح محدودیتی بر اساس هر یک از این ویژگی‌ها (از مجموع ۸۵ نمونه) نیز در جدول ۴ ارائه شده است.

در میان ویژگی‌های خاکی مورد بررسی، مقادیر جزئی ویژگی‌های قابلیت هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم سبب شده که هیچ‌گونه محدودیتی برای کشت گندم ایجاد نشود (جدول ۴). از سوی مقابل، ویژگی درصد ذرات درشت (درصد سنگ و سنگ‌ریزه) مهم‌ترین محدودیت خاکی اراضی برای این کاربری است؛ به‌گونه‌ای که در نیمی از نقاط مشاهداتی محدودیت کم و در سایر نقاط محدودیت متوسط تا خیلی شدید ایجاد نموده است (جدول ۴). نظر به آن‌که بر اساس تعاریف موجود در کلید رده‌بندی خاک آمریکایی (۲۳)، عمده خاک‌های موجود در منطقه در دو رده انتی‌سول^۲ و اینسپتی‌سول^۳ طبقه‌بندی می‌شوند، بالا بودن مقادیر درصد سنگ و سنگ‌ریزه در این خاک‌های نسبتاً جوان، امری طبیعی به نظر می‌رسد. پس از این ویژگی، بافت خاک محدودکننده‌ترین ویژگی خاکی اراضی در منطقه است؛ طوری که در اکثر قریب به اتفاق نقاط نمونه‌برداری سبب ایجاد محدودیت کم برای کاربری مورد بررسی شده است (جدول ۴). در مجموع، نتایج جدول ۴ گویای آن است که عمده خاک‌های محدوده مورد مطالعه محدودیت‌های چندانی برای کشت گندم آبی ندارند. نتایج حاصل از تعیین کلاس تناسب اراضی هر یک از نقاط مشاهداتی در منطقه مطالعاتی، بر اساس مجموع امتیازات محدودیتی هر نقطه، در شکل ۲ نمایش داده شده است.

بررسی اجمالی شکل ۲ نشان می‌دهد که مقدار تغییرپذیری کلاس تناسب اراضی در منطقه مطالعاتی، نسبتاً قابل توجه است. گرچه اثر تجمعی اندک محدودیت‌های اقلیمی (جدول ۲) و خاکی (جدول ۳)، موجب بالا رفتن امتیاز محدودیتی و در نتیجه تنزل کلاس تناسب اراضی در شمار معدودی از نقاط مشاهداتی شده است،

هم‌چنین، برای تبدیل مجموع امتیازات محدودیتی حاصل به تابع عضویت پیوسته تناسب اراضی از معادله نمایی پیشنهاد شده توسط تریانتافیلیس و همکاران (۲۵) استفاده گردید (معادله ۱).

معادله ۱-

$$f(x) = \frac{1}{1 + e^{-a(x-b)}}$$
 در این معادله، $f(x)$ و acc **accumulated limitation score** به‌ترتیب، تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی و مجموع امتیازهای محدودیتی در نقطه‌ی i هستند. مقدار تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی در محدوده صفر تا یک متغیر است؛ به‌گونه‌ای که مقدار عددی صفر برای این شاخص نشان‌دهنده تعلق آن مکان به کلاس نامناسب برای کاربری مد نظر است و با میل کردن این مقدار به سمت عدد یک بر میزان تناسب اراضی افزوده می‌شود (۱۷). در ادامه، برای دستیابی به نقشه پیوسته تناسب اراضی، مقادیر تابع عضویت تناسب به‌دست آمده در نقاط نمونه‌برداری به‌عنوان یک ویژگی ثانویه خاک، مد نظر قرار گرفت و با استفاده از تخمین‌گر کریجینگ معمولی^۱ (۲۸)، مقادیر آن در نقاط دیگر برآورد و در نهایت پهنه‌بندی گردید.

نتایج و بحث

جدول ۳ نتایج ارزیابی اقلیم منطقه برای کشت گندم آبی را نشان می‌دهد.

نگاهی به جدول ۳ گویای این واقعیت است که شرایط اقلیمی منطقه‌ی مورد مطالعه، برای کشت گندم نسبتاً مناسب است؛ به‌گونه‌ای که تنها محدودیت اقلیمی، محدودیت جزیی است که از ویژگی متوسط درجه حرارت دوره رشد ناشی می‌شود. چنین به‌نظر می‌رسد که عدم انطباق کامل تاریخ کشت گندم با شرایط حرارتی و رطوبتی منطقه، موجب ایجاد این محدودیت می‌گردد. به بیان دیگر، شاید بتوان با اصلاح تاریخ کاشت گندم در منطقه، از شدت محدودیت اقلیمی ناشی از سرمای زودرس پاییزه در شهرستان زنجان کاست. در تطابق با این یافته‌ها، نتایج پژوهش کمالی و همکاران (۱۲) حاکی از آن است که در پی وقوع برخی محدودیت‌های اقلیمی، از جمله متوسط درجه حرارت دوره رشد، تناسب اقلیمی شهرستان زنجان برای کشت گندم دیم در بیشتر مناطق از کلاس خیلی مناسب به کلاس مناسب و گاه‌ا کلاس

2- Entisol

3- Inceptisol

1- Ordinary Kriging

جدول ۳- نتایج ارزیابی اقلیم منطقه برای کشت گندم آبی (۱۰)

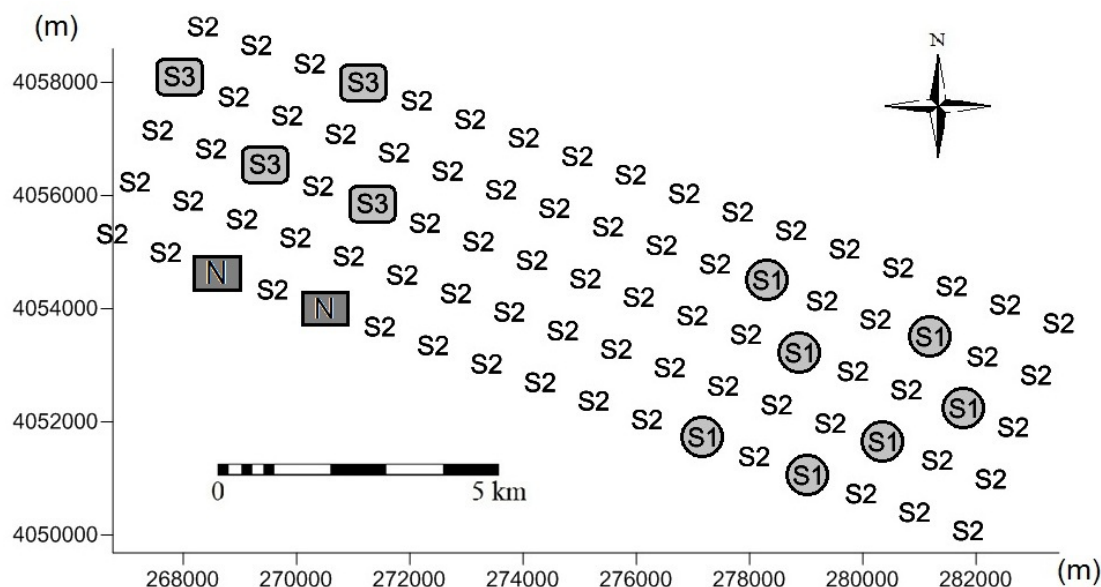
Table 3- Assessment the climate of studied area for irrigated wheat (10)

خصوصیت اقلیمی Climatic property	مقدار Value	سطح محدودیت Limitation degree	امتیاز محدودیتی Limitation score
متوسط درجه حرارت دوره رشد (درجه سلسیوس) Mean temperature of the growing cycle (°C)	13.4	1	1
متوسط درجه حرارت مرحله جوانه زنی (درجه سلسیوس) Mean temperature of vegetative stage (°C)	8.7	0	0
متوسط درجه حرارت مرحله گل دهی (درجه سلسیوس) Mean temperature of flowering stage (°C)	15.2	0	0
متوسط درجه حرارت مرحله رسیدگی (درجه سلسیوس) Mean temperature of ripening stage (°C)	21.3	0	0
متوسط حداکثر درجه حرارت روزانه سردترین ماه سال Mean daily maximum temperature of the coldest month (°C)	12.7	0	0
متوسط حداقل درجه حرارت روزانه سردترین ماه سال Mean daily minimum temperature of the coldest month (°C)	- 0.7		

جدول ۴- توصیف آماری ویژگی های خاکی مورد بررسی همراه با درصد نمونه های منسوب به هر سطح محدودیتی

Table 4- Summary statistics of selected soil properties along with the assigned percentage of sampling points to each limitation degree

متغیر Variable	میانگین Mean	حداقل Minimum	حداکثر Maximum	انحراف معیار Standard deviation	درصد نمونه های منسوب به هر سطح محدودیتی percentage of sampling points in each limitation degree				
					0	1	2	3	4
ذرات درشت تر از دو میلی متر Coarse fragments (> 2 mm) (%)	26.3	9.7	64.7	11.3	0.0	49.4	43.6	4.7	2.3
کربنات کلسیم معادل Carbonate calcium equivalent (%)	17.5	3.4	42.9	9.5	65.9	28.2	5.9	0.0	0.0
واکنش خاک pH	7.69	7.35	7.93	0.12	87.1	12.9	0.0	0.0	0.0
قابلیت هدایت الکتریکی EC (dS/m)	0.55	0.27	1.32	0.18	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
نسبت جذب سدیم SAR (meq/l ^{0.5})	0.39	0.17	0.93	0.12	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
رس Clay (%)	28.2	10.0	48.0	7.2	--	--	--	--	--
شن Sand (%)	41.9	16.0	74.0	10.5	--	--	--	--	--
بافت خاک Soil texture	--	--	--	--	12.9	83.5	3.6	0.0	0.0



شکل ۲- کلاس تناسب اراضی نقاط مشاهداتی برای کشت گندم آبی بر اساس مجموع امتیازات محدودیتی هر نقطه

Figure 2- Calculated suitability class of each soil sampling location for irrigated wheat farming based on their accumulated limitation scores

بر حسب ویژگی‌های خاکی و اقلیمی، تناسب اراضی برای کاربری‌های خاص در قالب کلاس‌های مشخصی تعیین می‌شود (۷). حال آن‌که، تفکیک اراضی در قالب چنین کلاس‌های مطلقی نادیده انگاشتن پیوستگی ذاتی ویژگی‌های خاکی در بعد مکان محسوب می‌شود (۲۵). به همین دلیل برخی پژوهشگران معتقدند که تفکیک کردن قطعات کوچک اراضی به کلاس‌های تناسب متفاوت آن‌هم بدون توجه به تغییرات کوتاه‌دامنه ویژگی‌های خاک، که راه‌کاری متداول در روش‌های سنتی ارزیابی تناسب اراضی است، منجر به حاصل آمدن نتایجی غیر واقعی می‌گردد (۱۴). برای غلبه بر این مشکل و در راستای ایجاد انطباق بیشتر میان تفسیرهای صورت گرفته از نقشه‌های تناسب اراضی و ماهیت واقعی پیوسته خاک، پژوهش‌گران استفاده از راه‌کارهای گوناگون مبتنی بر دید پیوسته به تغییرات مکانی تناسب اراضی برای کاربری‌های خاص را توصیه نموده‌اند (۱۱، ۱۷، ۲۷ و ۳۱). شکل ۳، نقشه پهنه‌بندی تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی برای کشت گندم آبی با استفاده از تخمین گر کربجینگ معمولی را نشان می‌دهد.

همان‌گونه که به وضوح از شکل ۳ پیدا است، مقادیر تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی در روندی نسبتاً مشخص در منطقه مورد مطالعه تغییر می‌کنند. در قسمت‌های شمال غربی منطقه کمترین مقادیر این شاخص به چشم می‌خورد (اراضی با تناسب پایین برای کشت گندم)، و افزایش مقادیر این شاخص به ازای افزایش فاصله از مناطق مزبور، نشان‌گر بهبود تناسب اراضی برای کاربری مد نظر است. گرچه شاید چنین روندی از نقشه نقطه‌ای کلاس تناسب اراضی

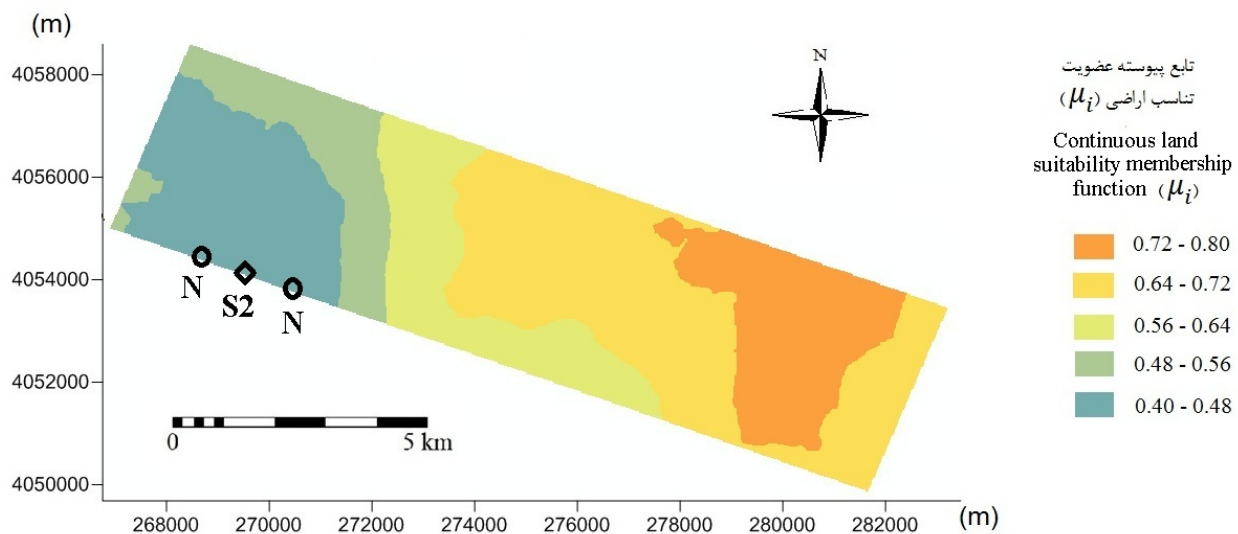
اما اکثر قریب به اتفاق نقاط از کلاس مناسب تا خیلی مناسب برخوردار هستند (شکل ۲). هم‌چنین، مشاهده می‌شود که اندک نقاط دارای کلاس تناسب بحرانی یا نامناسب برای کشت گندم در منطقه، در قسمت‌های شمال غربی منطقه مطالعاتی واقع شده‌اند و با افزایش فاصله از این نقاط، کلاس تناسب اراضی بهبود یافته و در بخش‌های جنوب شرقی منطقه، اراضی با تناسب بسیار بالا برای این کاربری دیده می‌شوند.

در همین ارتباط، نتایج پژوهش صفری و اسفندیارپور بروجنی (۱۸) حاکی از آن بود که متوسط میزان هم‌خوانی کلاس و زیرکلاس تناسب کیفی اراضی دشت شهرکرد برای کشت آبی محصولات عمده منطقه با کلاس و زیرکلاس تناسب اراضی خاک‌رخ‌های شاهد در واحدهای نقشه خاک، به ترتیب ۶۰ و ۳۸ درصد بود. بنابراین، ایشان اظهار داشتند که تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های خاک می‌تواند به تغییرات کوچک مقیاس کلاس تناسب اراضی بیانجامد. هم‌چنین، صالحی و همکاران (۲۰) در پژوهشی مشابه با مقایسه کلاس تناسب ۳۱ خاک‌رخ حفر شده در یک واحد نقشه خاک تفصیلی در اراضی دشت فرخ‌شهر با کلاس تناسب خاک‌رخ شاهد، گزارش کردند که تنها ۱۶ درصد از خاک‌رخ‌های مورد بررسی با خاک‌رخ شاهد مشابه بودند. ایشان اظهار داشتند که تعمیم کلاس تناسب اراضی خاک‌رخ شاهد به کل واحد نقشه در روش‌های مرسوم ارزیابی تناسب اراضی می‌تواند تا حد نسبتاً زیادی گمراه کننده باشد.

به هر حال، در راه‌کار مزبور و دیگر راه‌کارهای مبتنی بر روش‌های سنتی ارزیابی تناسب اراضی، در هر نقطه مشخص از زمین

برای کشت گندم آبی در دو نقطه مشاهداتی، نامناسب (N) برآورد شده است (شکل ۲).

(شکل ۲) نیز قابل برداشت باشد، اما تفاوت‌هایی نیز در این دو نقشه جالب توجه است. برای نمونه، در نقشه نقطه‌ای، کلاس تناسب اراضی



شکل ۳- نقشه نهایی تناسب اراضی برای کشت گندم آبی در منطقه مورد مطالعه
Figure 3- Final suitability map for irrigated wheat in the studied area

مقادیر در این نقاط شده است. به هر حال راه کارهای مبتنی بر تخمین مقادیر متغیرها در نقاط نمونه برداری نشده، همواره با درصدی از عدم اطمینان همراه هستند (۲۸).

در دیدگاه دوم، با توجه به مقادیر نسبتاً بالای تابع عضویت تناسب اراضی (شکل ۳)، فرض می‌شود که دو نقطه مزبور نماینده خوبی برای خاک‌های واقع در دو محدوده مربوطه نبوده‌اند و نتوانسته‌اند انعکاس صحیحی از تناسب واقعی اراضی در آن نواحی ارائه دهند. برای نمونه، گاهی رعایت الگوی نظام‌مند نمونه برداری موجب می‌شود تا نقاط نمونه برداری مورد نظر، نقاط شاخص مطلوبی برای محدوده‌های تحت پوشش خود نباشند (۱۶). مشاهده می‌شود که در این صورت، استفاده از درون‌یابی امتیازات محدودیتی تجمعی در قالب تابع عضویت تناسب اراضی، حتی توانسته است با بهره‌گیری از اصل تدریجی بودن تغییرات ویژگی‌های خاک و به کمک سایر نقاط مشاهداتی، مانع از بروز چنین نتیجه اشتباهی گردد. در همین راستا، ژانگ و همکاران (۳۱) معتقدند که استفاده از تابع عضویت تناسب اراضی، راه‌کاری مؤثر برای انعکاس اثرات ویژگی‌هایی از خاک و زمین‌ها بر تناسب اراضی برای کاربری‌های خاص است که به دلیل داشتن مقادیر بسیار متفاوت و اختلاف در واحد اندازه‌گیری آنها، تلفیق این ویژگی‌ها در زوשהای معمول ارزیابی اراضی تقریباً غیر ممکن است. ذکر این نکته الزامی است که شواهدی هم‌چون رضایت نسبی کشاورزان محلی از عملکرد گندم در محدوده‌های مورد نظر و رشد مطلوب گندم در نقاط مزبور و پیرامون آنها بر اساس مشاهده‌های

با توجه به وجود محدودیت نسبتاً شدید ویژگی درصد ذرات درشت‌تر از دو میلی‌متر خاک در برخی از نقاط (جدول ۳)، چنین نتیجه‌ای کاملاً منطقی و واقع‌بینانه به نظر می‌رسد. از سویی، کلاس تناسب نقطه واقع در میان دو نقطه مزبور، نسبتاً مناسب (S2) برآورد شده است (شکل ۳). این مشاهده بدین مفهوم است که با طی فاصله‌ای حدود دو کیلومتر، کلاس تناسب اراضی دو مرتبه با تغییرات چشم‌گیری مواجه می‌شود. گرچه با توجه به تغییرپذیری کوچک مقیاس ویژگی‌های خاک (۲۶)، چنین نتیجه‌ای نیز غیر منطقی نیست، اما ملاحظه می‌گردد که ترسیم روند پیوسته تغییرپذیری مکانی تناسب اراضی (شکل ۳)، نتیجه کمی متفاوتی را رقم زده است. چرا که در این نقشه، روند تغییرات تناسب اراضی تدریجی‌تر است که چنین نتیجه‌ای با ماهیت پیوسته خاک سازگارتر به نظر می‌رسد (۱۷).

علاوه بر این، دامنه مقادیر تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی در منطقه مورد مطالعه، از ۰/۴ تا ۰/۸ متغیر است (شکل ۳). با توجه به آن که مقادیر نزدیک به صفر این شاخص نمایانگر کلاس نامناسب هستند (۱۷ و ۲۵)، مطابق نتایج حاصل از درون‌یابی مقادیر تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی، می‌توان گفت هیچ‌کجای منطقه مورد مطالعه از چنین کلاسی برخوردار نیست. این مشاهده می‌تواند از دو دیدگاه مورد بحث واقع شود: ابتدا، چنان‌چه با این واقعیت مقایسه گردد که کلاس تناسب اراضی حداقل در دو نقطه مشاهداتی، نامناسب است، شاید چنین به نظر برسد که عملیات انجام گرفته برای محاسبه و درون‌یابی مقادیر تابع عضویت موجب تخصیص اشتباه

صحرايي، احتمال صحت فرض مزبور را تقويت مي نمايد.

نتیجه گیری کلی

ارزیابی شرایط اقلیمی منطقه مورد مطالعه برای کشت گندم آبی حاکی از آن بود که تنها محدودیت اقلیمی، محدودیت جزیی است که از ویژگی متوسط درجه حرارت دوره رشد ایجاد می شود و سایر ویژگی های اقلیمی برای کاربری مد نظر، محدودیتی ندارند. در میان ویژگی های خاکی نیز، ویژگی های درصد ذرات درشت تر از دو میلی متر خاک و بافت خاک، به ترتیب با ایجاد محدودیت های شدید و متوسط تا کم، محدودکننده ترین خصوصیت ها برای کشت گندم آبی در منطقه بودند. نقشه نقطه ای کلاس تناسب اراضی نشان داد که با وجود برخورداری اکثر قریب به اتفاق نقاط از کلاس مناسب تا خیلی

مناسب، تجمع اثرات اندک محدودیت های اقلیمی و خاکی در قالب امتیازات محدودیتی، موجب بالا رفتن امتیاز محدودیتی و در نتیجه تنزل کلاس تناسب اراضی، به ویژه در قسمت های شمال غربی منطقه مطالعاتی گردیده است. ترسیم روند پیوسته تغییرپذیری مکانی تناسب اراضی مبتنی بر دید فازی به تغییرات خاک، می تواند با کنترل کردن تغییرپذیری های کوچک مقیاس ویژگی های خاک، نقشه های تناسب اراضی منطقی تر و با قابلیت مدیریت بالاتری ارائه دهد. هم چنین، استفاده از درون یابی مقادیر تابع پیوسته عضویت تناسب اراضی در به تصویر کشیدن تغییرپذیری مکانی تناسب اراضی برای کاربری های خاص، می تواند با بهره گیری از اصل تدریجی بودن تغییرات ویژگی های خاک، از بروز نتایج اشتباه ناشی از تعمیم ویژگی های نقاط نمونه برداری به محدوده های تحت پوشش آن نقاط جلوگیری نماید.

منابع

- 1- Ahamed T.R.N., Rao K.G., and Murthy J.S.R. 2000. GIS-based fuzzy membership model for crop-land suitability analysis. *Agricultural Systems*, 63: 75-95.
- 2- Bagherzadeh A., and Paymard P. 2015. Assessment of land capability for different irrigation systems by parametric and fuzzy approaches in the Mashhad Plain, northeast Iran. *Soil and Water Research*, 10: 90-98.
- 3- Bhagat R.M., Singh Sh., Sood C., Rana R.S., Kalia V., Pradhan S., Immerzeel W., and Shrestha B. 2009. Land suitability analysis for cereal production in Himachal Pradesh (India) using geographical information system. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 37: 233-240.
- 4- Burrough P.A. 1989. Fuzzy mathematical methods for soil survey and land evaluation. *European Journal of Soil Science*, 40: 477-492.
- 5- Elaalem M. 2013. A comparison of parametric and fuzzy multi-criteria methods for evaluating land suitability for Olive in Jeffara plain of Libya. *APCBEE Procedia*, 5: 405-409.
- 6- Elsheikh R., Mohamed Shariff A.R.B., Amiri F., Ahmad N.B., Balasundram S.K., and Soom M.A.M. 2013. Agriculture land suitability evaluator (ALSE): A decision and planning support tool for tropical and subtropical crops. *Computers and Electronics in Agriculture*, 93: 98-110.
- 7- Emadi M., Baghernejad M., Pakparvar M., and Kowsar S.A. 2010. An approach for land suitability evaluation using geostatistics, remote sensing, and geographic information system in arid and semiarid ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 164: 501-511.
- 8- FAO. 1976. A framework for land evaluation. *Soils Bulletin* 32. Rome, Italy.
- 9- FAO. 2007. Land evaluation. Rome, Italy.
- 10- Givi J. 1997. Qualitative Evaluation of Land Suitability for Field and Fruit Crops. Iranian Soil and Water Research Institute. Tehran, Iran (in Persian)
- 11- Kalogirou S. 2002. Expert systems and GIS: an application of land suitability evaluation. *Computers, Environment and Urban Systems*, 26 (2-3): 89-112.
- 12- Kamali Gh., Mollaei P., and Behyar M.B. 2009. Development of Zanjan province dry land wheat atlas by using climatic data and GIS. *Journal of Water and Soil*, 24 (5): 894-907. (in Persian with English abstract)
- 13- Kamau S.W., Kuria D., and Gachari M.K. 2015. Crop-land suitability analysis using GIS and remote sensing in Nyandarua County, Kenya. *Journal of Environment and Earth Science*, 5 (6): 121-131.
- 14- Mendas A., and Delali A. 2012. Integration of multi-criteria decision analysis in GIS to develop land suitability for agriculture: Application to durum wheat cultivation in the region of Mleta in Algeria. *Computers and Electronics in Agriculture*, 83: 117-126.
- 15- Mohammadi J., and Givi J. 2001. Land suitability evaluation for irrigated wheat in Falavarjan region (Isfahan) using fuzzy set theory. *Water and Soil Science (Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources)*, 5 (1): 103-116. (in Persian with English abstract)
- 16- Mohammadi J. 2004. *Pedometrics; Spatial Statistics*. Tehran: Pelk. (In Persian)
- 17- Reshmivi T.V., Eldho T.I., and Jana R. 2009. A GIS-integrated fuzzy rule-based inference system for land suitability evaluation in agricultural watersheds. *Agricultural Systems*, 101: 101-109.
- 18- Safari Y., and Esfandiarpour Boroujeni I. 2013. The effect of intra-unit variability of the detailed soil map on the

- results of qualitative land suitability evaluation (A case study: main irrigated crops in the Shahrekord plain). *Water and Soil Science (Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources)*, 17 (65): 101-111. (in Persian with English abstract)
- 19- Safari Y., Delavar M.A., Zhang Ch., Esfandiarpour-Boroujeni I., and Owliaie H.R. 2015. The influences of selected soil properties on Pb availability and its transfer to wheat (*Triticumaestivum* L.) in a polluted calcareous soil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (12). DOI: 10.1007/s10661-015-5001-9.
- 20- Salehi M.H., Khademi H., Givi J., and Karimian-Eghbal M. 2005. Variability of qualitative land suitability evaluation (parametric method) in a detailed map unit in Farrokhsahr area. *The Scientific Journal of Agriculture*, 27 (2): 115-126. (in Persian with English abstract)
- 21- Samranpong Ch., Ekasingh B., and Ekasingh M. 2009. Economic land evaluation for agricultural resource management in Northern Thailand. *Environmental Modeling and Software*, 24: 1381-1390.
- 22- Soil Survey Staff. 2014. Kellogg soil survey laboratory methods manual. Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 5.0. R. Burt and Soil Survey Staff (ed.). USDA, NRCS, NCSS, USA.
- 23- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy, 12th edition. NRCS, USDA, USA.
- 24- Sys C., Van Ranst E., and Debaveye J. 1991. Land evaluation. Part I: Principles in land evaluation and crop production calculations. *Agricultural Publications No. 7*. General Administration for Development Cooperation Place, Brussels, Belgium.
- 25- Triantafilis J., Ward W.T., and McBratney A.B. 2001. Land suitability in the Namoi Valley of Australia, using a continuous model. *Soil Research*, 39: 273-290.
- 26- Vieira S.R., and Paz Gonzalez A. 2003. Analysis of spatial variability of crop yield and soil properties in small agricultural plots. *Bragantia*, 62: 127-138.
- 27- Wang F., Hall G.B., and Subaryono A. 1990. Fuzzy information representation and processing in conventional GIS software: database design and application. *International Journal of Geographic Information Sciences*, 4 (3): 261-283.
- 28- Webster R., and Oliver M.A. 2007. *Geostatistics for Environmental Scientists*. John Wiley and Sons, Chichester.
- 29- Yanfang L., and Limin J. 2002. The application of BP networks to land suitability evaluation. *Geospatial Information Science*, 5 (1): 55-61.
- 30- Zanzan Meteorological Administration. 2015. Zanzan synoptic meteorological station. Available from: <http://www.chaharmahalmet.ir/en/dataarchive.asp>.
- 31- Zhang J., Su Y., Wu J., and Liang H. 2015. GIS based land suitability assessment for tobacco production using AHP and fuzzy set in Shandong province of China. *Computers and Electronics in Agriculture* archive, 114: 202-211.
- 32- Zhang L.A. 1989. A land suitability evaluation system for specific rural purposes in New South Wales. Ph. D. dissertation, University of Sydney, NSW, Australia.
- 33- Ziadat F.M. 2007. Land suitability classification using different sources of information: soil maps and predicted soil attributes in Jordan. *Geoderma*, 140: 73-80.



Land Suitability Evaluation for Irrigated Wheat in Zanjan Plain Using Limitation Scores

Y. Safari^{1*}- M.A. Delavar²- Z. Noori³

Received: 05-04-2016

Accepted: 08-11-2016

Introduction: Land suitability evaluation (LSE) may be considered as a worldwide accepted procedure to achieve optimum utilization of the available land resources for sustainable agriculture. The common LSE procedures, like the widely accepted “A framework for land evaluation” presented by FAO, however, do not consider variability of soil quality parameters; whereas, the soil quality and its suitability for different uses are influenced by highly variable land management strategies. Therefore, assessing the spatial variability pattern of environmental variables and their accumulative effects on land suitability for specific crops, is the key for achieving to thoughtful land use planning for sustainable use. The present study was done aimed to evaluation of spatial variability of land suitability for irrigated wheat in Zanjan plain using accumulated limitation scores and geostatistics.

Materials and Methods: The study area is located in the southern part of Zanjan city, northwestern Iran, between the latitudes 36° 33' and 36° 40' N and the longitudes 48° 23' and 48° 37' E, covering an area of about 7000 ha. A total of 85 sampling locations were designed using a systematic sampling grid with an interval of 1000 m and consequently, soil samples at all sampling sites were collected from the depths of 0–25, 25–50, 50–75 and 75–100 cm. The soil samples were taken to the laboratory, where they were air-dried and then passed through a 2 mm sieve. Prepared samples were subsequently analyzed for required soil properties in LSE (Sys et al., 1993) using standard methods. Besides, required climatic data for LSE were obtained from Zanjan Synoptic Meteorological Station for a 50 years period (1961– 2011). Then, the limitation degrees for all of the important properties for wheat cropping were determined (Sys et al., 1993). Afterwards, the determined limitation degrees were converted to limitation scores using standard tables presented by Zhang (1989). Then, accumulated limitation scores were calculated for all locations and using an exponential equation, land-suitability membership scores were achieved. Finally, these scores were interpolated using ordinary kriging method in ArcGIS software (ver. 10.2; ESRI) and the final suitability map was produced.

Results and Discussion: The results showed that the climatic conditions for irrigated wheat was relatively good; so that the region received just 1 limitation score arisen from the mean temperature of the growing cycle. On the other hand, among the studied soil properties, the content of coarse fragments made some serious limitations for wheat farming in the studied area; so that more than half of sampling points showed moderate to very severe limitations in respect of this property. This high observed limitation of coarse fragments may be attributed to the youthfulness of studied soils; because according to Soil Taxonomy, the studied soils are mainly classified as Entisols, which are poorly developed and immature soils maintaining their rock structure to some extent. Other studied soil properties, like soil texture and calcium carbonate equivalent content, made no or slight limitations for wheat farming in the studied soils. Accumulated effects of limiting properties led to elevated limitation scores in some sampling locations, especially in northwestern parts of the area and consequently, their suitability classes were decreased. Attributing the specific land suitability classes to each sampling location based on the calculated limitation scores revealed some sharp variability in suitability classes thorough the relatively small distances, which seems to be less compatible with the widely accepted generality of soil continuity. Totally, the spatial distribution map of land-suitability membership scores showed appreciable variability thorough the area. This may suggest that the studied soil properties have relatively high short-range variations, which is originated from the soil substantial characteristics or management practices. Comparison of the interpolated suitability map with the point map revealed that the spatial variability pattern of land suitability for irrigated wheat was more gradual and more obvious in interpolated map.

Conclusions: Compared with common conventional land suitability procedures, continuous pattern of land suitability variation based on the fuzzy viewpoint to the soil variability, lead to more compatible results with the continuous nature of environmental variables. However, due to the long and short-range variations of various

1- Ph.D. Graduate, Department of Soil Science, University of Zanjan and Assistant Professor, Department of Soil Science, Shahrood University of Technology

(*-Corresponding Author Email: yaser.safari94@yahoo.com)

2 and 3- Associate Professor, and Msc Student Department of Soil Science, University of Zanjan

soil properties thorough the studied area, appreciable variations in land suitability for wheat farming was observed. Controlling this highly variable suitability of studied lands for irrigated wheat farming needs precise and thoughtful management strategies.

Keywords: Continuous maps, Geostatistics, Land evaluation, Spatial distribution



تعیین مؤثرترین جزء خاکدانه در برآورد پایداری ساختمان خاک با بهره‌گیری از روش زمین‌آمار

سعیده بردسیری زاده¹ - عیسی اسفندیارپور بروجنی^{2*} - علی اصغر بسالت‌پور³ - پیمان عباس‌زاده دهجی⁴

تاریخ دریافت: 1395/02/14

تاریخ پذیرش: 1395/05/11

چکیده

خاکدانه به‌عنوان واحد ساختمانی خاک، بیانگر مجموعه‌ای از ذرات اولیه است که پیوستگی‌شان به یکدیگر بیش از پیوستگی آن‌ها به ذرات خاک اطراف این مجموعه می‌باشد. هدف از پژوهش حاضر، تعیین مهمترین جزء اندازه‌ای خاکدانه (درشت و یا ریز) در برآورد میزان پایداری ساختمان خاک در منطقه‌ی رابر کرمان با بهره‌گیری از زمین‌آمار می‌باشد. تعداد 90 نمونه‌ی خاک سطحی (0-10 سانتی‌متر) به روش شبکه‌ای منظم و با فواصل تقریبی 200 متر، از منطقه برداشت و هواخشک شد. پس از عبور نمونه‌ها از الک چهار میلی‌متری، درصد پایداری خاکدانه‌ها در سه بخش خاکدانه‌های کل، درشت و ریز در دو حالت خشک و مرطوب محاسبه شد. سپس، مطالعات زمین‌آماري شاخص‌های پایداری محاسبه‌شده، در قالب دو مرحله‌ی واریوگرافی و تخمین انجام گرفت و نقشه‌های کریجینگ پایداری خاکدانه‌ها ترسیم شد. به‌منظور تعیین میزان همخوانی نقشه‌های کریجینگ شاخص پایداری محاسبه‌شده برای خاکدانه‌های درشت و ریز با شاخص محاسبه‌شده برای کل خاکدانه‌ها، پس از تشکیل ماتریس خطا، صحت عمومی آن‌ها محاسبه شد. براساس نتایج حاصل، بیش‌ترین درصد پایداری کل خاکدانه‌ها (89/9 درصد) در موقعیت‌های شمال و جنوب‌شرقی منطقه که بیش‌ترین مقدار ماده‌ی آلی (3/2 درصد) را به خود اختصاص داده بودند، در حالت خشک دیده شد. درصد صحت عمومی حاصل از تقاطع نقشه‌های کریجینگ کل خاکدانه‌ها و خاکدانه‌های درشت در حالت خشک (51/75 درصد)، بیش از حالت مرطوب (32/17 درصد) بود. در مقابل، درصد صحت عمومی محاسبه‌شده برای تقاطع نقشه‌های کریجینگ کل خاکدانه‌ها و خاکدانه‌های ریز در حالت مرطوب (17/31 درصد)، بیش از حالت خشک (10/93 درصد) بود. به‌طور کلی، مطالعه‌ی تغییرات مکانی پایداری خاکدانه‌های درشت و ریز می‌تواند در راستای مدیریت بهینه‌ی اراضی برای مطالعات آبی مفید واقع شود.

واژه‌های کلیدی: پایداری خاکدانه، کاربری اراضی، کریجینگ، ماتریس خطا

مقدمه

11). توانایی خاکدانه به مقاومت در برابر فروپاشی، زمانی که تحت تنش نیروهای مخرب قرار می‌گیرد را پایداری خاکدانه⁶ می‌گویند. به عبارت دیگر، پایداری ساختمان خاک به توانایی یک خاک در نگهداری آرایش ذرات جامد و فضای بین آن‌ها در هنگام مواجه شدن با تنش‌های مختلف مربوط می‌شود (2، 18 و 42). به‌طور معمول، ارزیابی ساختمان خاک بر اساس شکل و میزان پایداری خاکدانه‌ها انجام می‌گیرد (7، 8 و 27).

توزیع اندازه‌ی ذرات و پایداری خاکدانه‌ها از جمله ویژگی‌های مهم و مرتبط با ساختمان خاک محسوب می‌شوند که به‌دلیل داشتن ماهیت پویا، دارای تغییرات مکانی و زمانی هستند (8 و 27). اندازه‌ی خاکدانه‌ها و پایداری آن‌ها بر ویژگی‌های فیزیکی خاک مانند نفوذپذیری، تهویه، مقاومت خاک و انتقال مایعات، املاح و گازها اثر قابل توجهی دارد (9، 17، 27 و 39) و شاخص مهمی برای ارزیابی این ویژگی‌ها محسوب می‌شود (3 و 14).

تاکون روش‌ها و شاخص‌های زیادی از جمله، میانگین وزنی قطر

ساختمان خاک⁵ یکی از مهمترین ویژگی‌های فیزیکی و فعال خاک می‌باشد که از طریق اثر بر چرخه‌ی کربن و دیگر عناصر غذایی، جذب، ذخیره و حرکت آب، تهویه، مقاومت مکانیکی و پایداری در برابر فرسایش، بر رشد گیاه و تولید محصول تأثیر بسزایی دارد (9 و 10). خاکدانه یک واحد اساسی برای ساختمان خاک محسوب می‌شود (27) به‌طوری که از به‌هم پیوستن مجموعه‌ای از خاکدانه‌ها، ساختمان خاک شکل می‌گیرد. در واقع، خاکدانه مجموعه‌ای از ذرات اولیه است که پیوستگی‌شان به یکدیگر بیش از پیوستگی آن‌ها به ذرات خاک اطراف این مجموعه می‌باشد. به دیگر سخن، تشکیل خاکدانه‌ها نتیجه‌ی هم‌آوری، هم‌آرایی و سیمانی شدن ذرات اولیه است (5 و

1، 2، 3 و 4- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار و استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه ولی‌عصر (عج) رفسنجان

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

DOI: 10.22067/jsw.v31i2.54438

5- Soil structure

6- Aggregate stability

کمیته کردن فرسایش و تخریب خاک و آلودگی محیط زیست، لازمه کشاورزی پایدار است؛ هدف از انجام این پژوهش، تهیه نقشه‌های موضوعی⁷ شاخص پایداری خاکدانه‌ها (AS) در دو حالت خشک و مرطوب، و تعیین مهمترین جزء خاکدانه‌ها (درشت یا ریز) در برآورد میزان پایداری ساختمان خاک در منطقه‌ی رابر استان کرمان می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی مطالعاتی

منطقه‌ی مورد مطالعه شامل بخشی از اراضی شهرستان رابر، واقع در جنوب غربی استان کرمان می‌باشد که در حد فاصل طول‌های جغرافیایی $57^{\circ} 1' 46''$ تا $57^{\circ} 2' 20''$ شرقی و عرض‌های جغرافیایی $29^{\circ} 16' 56''$ تا $29^{\circ} 16' 21''$ شمالی واقع شده است (شکل 1). این منطقه دارای اقلیم نیمه‌خشک با میانگین بارندگی سالانه‌ی 250 میلی‌متر، میانگین دمای سالانه‌ی 15 درجه‌ی سلسیوس و میانگین ارتفاع 2400 متر می‌باشد. عمده‌ی مواد مادری این منطقه شامل سنگ آهک و دولومیت است. منطقه دارای سه کاربری زراعی (گندم و جو)، جنگل (بادام‌کوهی) و مرتع (گون) می‌باشد (شکل 1).

مطالعات صحرایی و آزمایشگاهی

تعداد 90 نمونه‌ی خاک سطحی (صفر تا 10 سانتی‌متر) به روش شبکه‌ای منظم و با فواصل تقریبی 200 متر از منطقه‌ی مورد مطالعه با بیلچه برداشت شد (شکل 1). هر نمونه خاک داخل یک قوطی پلاستیکی قرار داده شد و با پنبه تثبیت شد تا از هرگونه جابه‌جایی و بهم ریختگی نمونه‌ها جلوگیری گردد.

پس از هواخشک کردن نمونه‌های برداشت شده و عبور آن‌ها از الک 4 میلی‌متری، به‌منظور اندازه‌گیری شاخص پایداری خاکدانه‌ها از دو روش الک تر و خشک (23) به‌طور جداگانه استفاده شد. برای اندازه‌گیری پایداری خاکدانه در حالت تر، 50 گرم از خاک الک‌شده، بر روی سری الک با اندازه‌های 2، 1، 0/5، 0/25 و 0/1 میلی‌متر ریخته شد و به مدت 3 دقیقه با سرعت 30 دور در دقیقه و دامنه‌ی نوسان 1/3 سانتی‌متر در آب تکان داده شد. در پایان، الک‌ها به آرامی از آب خارج شده و خاکدانه‌های باقی‌مانده روی هر الک به درون ظروف چینی ریخته شد و در دمای 65 درجه‌ی سلسیوس در دستگاه آون، خشک گردید. سپس، خاکدانه‌های موجود در داخل هر بوتله‌ی چینی با دقت توزین شد. از آنجا که امکان وجود ذرات درشت (سنگریزه و شن) در اندازه‌ی خاکدانه‌ها وجود دارد تصحیح شن ضروری خواهد بود. از این رو، پس از توزین خاکدانه‌های موجود در داخل هر بوتله‌ی

خاکدانه‌ها¹ (MWD)، میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها² (GMD)، رس قابل پراکنش³ (WDC)، نسبت خاکدانه‌سازی⁴ (AR) و پایداری خاکدانه‌ها⁵ (AS) برای اندازه‌گیری پایداری ساختمان خاک ابداع شده‌اند (6 و 18). به‌طور کلی، پایداری خاکدانه‌ها را می‌توان به دو روش الک خشک و الک تر (23) اندازه‌گیری کرد. به‌طور معمول، روش الک خشک برای بررسی تأثیر تنش‌های اعمال‌شده از عملیات خاک‌ورزی بر خرد شدن خاک و ارزیابی فرسایش‌پذیری بادی خاک به‌کار می‌رود؛ و روش الک تر معمولاً برای تعیین پایداری خاکدانه‌های درشت (بزرگتر از 0/25 میلی‌متر) در برابر تنش‌های آبی استفاده می‌شود (23 و 38).

وانگ و همکاران (39) "ویژگی‌های ذاتی خاک" و "عوامل خارجی" را دو گروه مهم از عوامل مؤثر بر پایداری خاکدانه‌ها بر شمرده‌اند. ایشان اظهار می‌دارند که در گروه اول، نوع کانی‌های رسی، میزان کربنات کلسیم و میزان ماده‌ی آلی نقش بسزایی دارند؛ حال آن‌که از گروه عوامل خارجی می‌توان به مدیریت زراعی، عملیات خاک‌ورزی و اقلیم اشاره نمود. شرایط رطوبتی خاک نیز بر میزان پایداری خاکدانه‌ها اثرگذار است. هوانگ و همکاران (19) ضمن تأکید بر وجود همبستگی مثبت بین مقدار ماده‌ی آلی خاک و خاکدانه‌های درشت پایدار در آب⁶، بیان کردند که در روش الک خشک، خاکدانه‌های درشت و در روش الک تر، خاکدانه‌های ریز بیش‌ترین درصد را به خود اختصاص داده‌اند. اسپاسینی و پیکولو (38) اظهار داشتند که درصد پایداری خاکدانه‌های درشت در خاک‌هایی با بافت سنگین که مقدار بالایی رس در آن‌ها وجود دارد، بیشتر می‌باشد. لوب و همکاران (25) به بررسی تنش‌های وارد شده از عملیات خاک‌ورزی بر روی خاکدانه‌ها پرداختند و بیان کردند که با افزایش عملیات خاک‌ورزی، درصد خاکدانه‌های درشت، کاهش و درصد خاکدانه‌های ریز، افزایش می‌یابد. جون و همکاران (21) نیز اظهار داشتند که خاکدانه‌های درشت نسبت به خاکدانه‌های ریز به تنش‌های اعمال‌شده بسیار حساس‌تر می‌باشند، به‌طوری‌که درصد خاکدانه‌های درشت در کاربری جنگل بیشتر و درصد خاکدانه‌های ریز در زمین‌های زراعی بیشتر است. هم‌چنین، لودویگ و همکاران (26) نشان دادند که خاکدانه‌های ریز نسبت به خاکدانه‌های درشت، در مقابل تنش‌های اعمال‌شده از عملیات خاک‌ورزی، ثبات بالاتری دارند و خاکدانه‌های درشت، راحت‌تر از هم می‌پاشند.

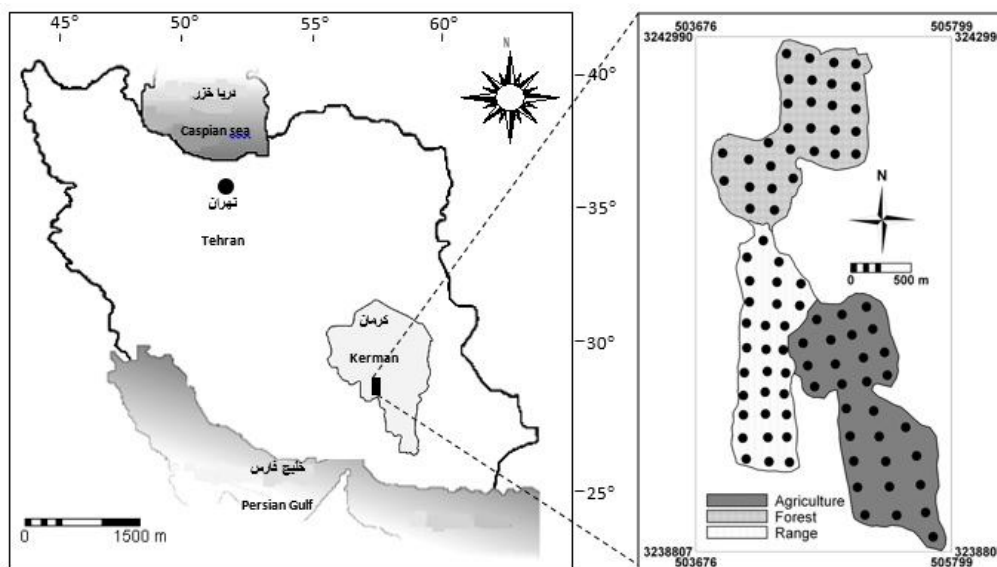
با توجه به این‌که حفظ پایداری ساختمان خاک و حاصلخیزی آن،

- 1- Mean weight diameter
- 2- Geometric mean diameter
- 3- Water dispersible clay
- 4- Aggregate ratio
- 5- Aggregate stability
- 6- Water-stable aggregates

7- Thematic maps

خشک نیز 50 گرم از خاک الک‌شده را بر روی سری الک با اندازه‌های 2، 1، 0/5، 0/25 و 0/1 میلی‌متر ریخته و در دستگاه شیکرالک به مدت 2 دقیقه با سرعت 440 دور در دقیقه، تکان داده شد.

چینی، محتویات هر ظرف مجدداً بر روی همان الک ریخته شد و به آرامی با دست در آب، تا زمانی الک شد که تنها ذرات درشت (شن) بر روی الک مزبور باقی بمانند. بدین ترتیب، وزن خشک ذرات درشت باقی‌مانده بر روی هر الک به‌دست آمد و از وزن اولیه‌ی خاکدانه‌ها کسر گردید. همچنین، برای اندازه‌گیری پایداری خاکدانه در حالت



شکل 1- موقعیت منطقه‌ی مطالعاتی به‌همراه 90 نقطه‌ی مشاهداتی در کاربری‌های کشاورزی، جنگل و مرتع
Figure 1- Location of study area along with 90 observation points on agriculture, forest and range landuses

مورد مطالعه، از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف⁴ استفاده شد و همچنین آماره‌های توصیفی از جمله میانگین، میانه، کمینه، بیشینه، واریانس، چولگی و ضریب تغییرات برای ویژگی‌های مورد مطالعه در محیط نرم‌افزاری SPSS (نسخه‌ی 19) بررسی شدند.

مطالعات زمین‌آماري انجام‌گرفته شامل دو مرحله‌ی واریوگرافی و تخمین بود. در مرحله‌ی واریوگرافی، ابتدا وضعیت همسان‌گردی شاخص‌های پایداری محاسبه‌شده، از طریق ترسیم واریوگرام‌های پیرویه‌ای⁵ در محیط نرم‌افزاری وریوین⁶ (32) بررسی شد و سپس با استفاده از تابع واریوگرام (16)، ساختار مکانی آن‌ها بررسی شد. پس از محاسبه‌ی واریوگرام‌های تجربی برای تمامی متغیرهای مورد نظر (پایداری کل خاکدانه‌ها، خاکدانه‌های درشت و ریز در دو حالت خشک و مرطوب)، مدل‌های نظری مناسب بر آن‌ها برازش داده شد. در مرحله‌ی بعد، با استفاده از تخمینگر کریجینگ معمولی⁷ برای میان‌یابی پایداری خاکدانه‌ها در مکان‌های نمونه‌برداری‌نشده، نقشه‌ی موضوعی هر یک از شاخص‌های پایداری

سپس خاکدانه‌های خشک توزین و تصحیح‌شن نیز انجام شد. در پژوهش حاضر، خاکدانه‌های جداشده به دو بخش خاکدانه‌های درشت ($>0/25$ میلی‌متر) و ریز ($\leq 0/25$ میلی‌متر) تقسیم‌بندی شدند و در نهایت درصد پایداری خاکدانه‌ها (AS) در سه بخش کل ($ASTOT^1$)، درشت ($ASMAC^2$) و ریز ($ASMIC^3$) برای دو حالت خشک و مرطوب از رابطه‌ی زیر به‌دست آمد (29):

$$AS = \left[\frac{Wp - Wp25 - S}{M - S} \right] * 100 \quad (1)$$

که در این رابطه، Wp وزن کل خاکدانه‌ها، $Wp25$ وزن خاکدانه‌های کوچکتر یا مساوی 0/25 میلی‌متر، M وزن خاک اولیه و S وزن مجموع شن روی سری الک‌ها می‌باشد.

مطالعات آماری و زمین‌آماري

هر چند تبعیت از توزیع نرمال داده‌ها شرط لازم برای یک مطالعه‌ی زمین‌آماري نیست، اما در صورتی که توزیع داده‌ها نرمال باشد، فرآیند تخمین از دقت بالاتری برخوردار خواهد بود (40). بنابراین برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌های مربوط به متغیرهای

4- Kolmogrov-Smirnov test

5- Variogram surface

6- Variowin

7- Ordinary kriging

1- Total aggregate stability

2- Macro aggregate stability

3- Micro aggregate stability

مشاهدات یا طبقات جدا شده، صحیح می‌باشند. به عبارت دیگر، چه اندازه از نمونه‌ها به درستی در طبقات مربوط جای گرفته‌اند. صالحی و همکاران (36) اظهار داشتند به دلیل مقایسه‌ی پیکسل به پیکسل، این روش نسبت به محاسبه‌ی ضریب همبستگی، واقعیت خاک را بهتر بیان می‌کند. لازم به ذکر است که محاسبه‌ی ماتریس خطا و صحت عمومی نقشه برای شاخص‌های AS محاسبه شده در دو حالت خشک و تر انجام گرفت.

نتایج و بحث

جدول 1 خلاصه‌ی آماری شاخص‌های پایداری محاسبه شده برای خاکدانه‌های با اندازه‌ی مختلف را در دو حالت خشک و مرطوب نشان می‌دهد. مشاهده می‌شود که میانگین مربوط به پایداری کل خاکدانه‌ها و خاکدانه‌های درشت در حالت خشک بیشتر از حالت مرطوب است؛ در حالی که اعداد مربوط به این آماره برای پایداری خاکدانه‌های ریز در حالت مرطوب، بیشتر از حالت خشک می‌باشد. دلیل احتمالی این موضوع، خرد شدن خاکدانه‌های درشت در روش الک مرطوب و تبدیل آن‌ها به خاکدانه‌های ریز می‌تواند باشد. اختصاصی و همکاران (13) به بررسی شاخص‌های دانه‌بندی خاک با استفاده از دو روش الک تر و خشک پرداختند و بیان داشتند که متوسط قطر میانگین حاصل از دانه‌بندی نمونه‌های خاک به روش الک خشک، تقریباً $2/5$ برابر متوسط میانگین همان خاک در روش الک تر می‌باشد.

مطالعه‌ی چولگی، متداول‌ترین شیوه‌ی بررسی انحراف از توزیع نرمال یک متغیر می‌باشد. چنانچه متغیر مزبور، دارای چولگی خارج از محدوده‌ی 1- تا 1 باشد، واریانس‌های آن دارای اعتبار کمتری خواهند بود (34). اگر این قاعده‌ی سرانگشتی به عنوان ملاکی در بررسی توزیع نرمال داده‌ها لحاظ شود؛ آنگاه تنها شاخص پایداری اندازه‌گیری شده برای خاکدانه‌های درشت در حالت مرطوب، از توزیع نرمال تبعیت نمی‌کند. با توجه به این که چولگی، آماره‌ای توصیفی است (33)؛ بنابراین، همواره نمی‌تواند قابل اعتماد باشد. در نتیجه، یکی از معتبرترین راه‌کارها برای بررسی نرمال بودن یا نبودن توزیع داده‌ها، استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف می‌باشد؛ چرا که این آزمون بر مبنای نظریه‌ی خاص استوار است و نسبت به تغییر کرانه‌های توزیع در شرایط فراوانی‌های اندک، بسیار حساس می‌باشد (33). در این آزمون، زمانی که سطح معنی‌دار $0/05$ کمتر از $0/05$ باشد، فرض نرمال بودن داده‌ها رد می‌شود. نتایج آزمون کولموگروف-اسمیرنوف متغیرهای مطالعاتی نشان می‌دهند که تمامی متغیرها از توزیع نرمال برخوردار می‌باشند (جدول 1).

مورد مطالعه در محیط نرم‌افزاری سورفر¹ (نسخه‌ی 9) ترسیم شد. به منظور ارزیابی و اعتبارسنجی تخمین‌ها و اطمینان از صحت آن‌ها، از روش جک‌نایف² (12) استفاده گردید. هم‌چنین از شاخص جذر میانگین مربع خطای استاندارد شده³ (RMSSE) به عنوان معیار تعیین‌کننده‌ی کیفیت تخمین استفاده شد که معادله‌ی آن به صورت زیر می‌باشد:

$$RMSSE = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_{si} - O_{si})^2 \right]^{1/2} \quad (2)$$

که n تعداد نمونه‌ی مشاهداتی، O_{si} مقدار استاندارد شده‌ی مشاهداتی برای نمونه‌ی i و P_{si} مقادیر استاندارد شده‌ی تخمینی برای نمونه‌ی i می‌باشد.

ماتریس خطا و محاسبه‌ی صحت عمومی⁵

به منظور تعیین میزان همخوانی نقشه‌های کریجینگ شاخص AS محاسبه شده برای خاکدانه‌های درشت و ریز با شاخص AS محاسبه شده برای کل خاکدانه‌ها از ماتریس خطا (24) استفاده شد. برای این منظور، ابتدا با ساخت یک دامنه⁶ از نوع کلاسی - گروهی در نرم‌افزار ایلویس⁷، مقادیر شاخص AS بر مبنای طبقه‌بندی ارایه شده توسط آفندی و همکاران (1)، به شش کلاس شدیداً پایدار (≤ 200 درصد)، بسیار پایدار (200-80 درصد)، پایدار (80-60 درصد)، نسبتاً پایدار (60-50 درصد)، پایداری کم (50-40 درصد) و بدون پایداری (< 40 درصد) طبقه‌بندی شدند. سپس با استفاده از عملیات برش⁸، نقشه‌های کریجینگ مربوط به خاکدانه‌های ریز، درشت و کل به گروه‌های شش‌گانه‌ی مزبور تفکیک شدند. در ادامه، با استفاده از عملیات تقاطع⁹، یکبار نقشه‌ی طبقه‌بندی شده مربوط به خاکدانه‌های درشت با نقشه‌ی مربوط به کل خاکدانه‌ها روی هماندازی شد و بار دیگر این کار بین نقشه‌ی طبقه‌بندی شده مربوط به خاکدانه‌های ریز با نقشه‌ی مربوط به کل خاکدانه‌ها انجام گرفت. در نهایت با تشکیل ماتریس خطای مربوط به هر مرحله، صحت عمومی نقشه‌ها (OA) از رابطه‌ی زیر محاسبه شد (35):

$$OA = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n x_{ij}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n x_{ij}} \quad (3)$$

که در آن، i و j به ترتیب، بیان‌گر سطر i ام و ستون j ام برای مشاهده‌ی X موجود در ماتریس خطا می‌باشند.

صحت عمومی نقشه، نشان‌دهنده‌ی آن است که چه تعداد از

- 1- Surfer
- 2- Jack-knifing method
- 3- Root mean square standardized error
- 4- Error matrix
- 5- Overall accuracy
- 6- Domain
- 7- ILWIS
- 8- Slicing
- 9- Cross

جدول 1- خلاصه‌ی آماری مربوط به محاسبه‌ی شاخص AS در دو روش خشک و مرطوب

Table 1- Summary statistics related to calculation of AS index in both dry and wet methods

روش Method	پایداری خاکدانه Aggregate stability	میانگین Mean	میانه Median	واریانس Variance	چولگی Skewness	بیشینه (%) Max	کمینه (%) Min	ضریب تغییرپذیری (%) CV	P- value ¹
خشک Dry	کل Total	61.9	64.3	227.2	-0.543	89.9	20.9	24.3	0.28
	درشت Macro	41.7	42.4	301.8	0.014	82.9	7.7	41.7	0.78
	ریز Micro	22.4	21.9	66.4	0.780	52.3	7.5	36.4	0.78
مرطوب Moist	کل Total	34.7	34.0	161.3	0.117	62.8	10.8	36.6	0.96
	درشت Macro	15.9	13.9	94.4	1.500	49.6	3.4	61.1	0.06
	ریز Micro	29.0	28.4	104.2	0.250	57.5	8.8	35.2	0.50

¹: اعداد مربوطه، بیانگر نتایج آزمون کولموگروف - اسمیرنوف می‌باشند. ¹: The numbers show the results of Kolmogorov-Smirnov test.

آن‌ها از طریق ترسیم واریوگرام‌های همه‌جهته¹ بررسی شد (شکل 2) و پس از برازش مدل مناسب بر آن‌ها، اجزای واریوگرام‌ها مطابق با جدول 2 به‌دست آمد. همان‌گونه که در جدول 2 مشاهده می‌شود، مدل برازش‌یافته بر تمامی واریوگرام‌ها، نمایی² می‌باشد. محمدی (30) بیان می‌دارد که مدل‌های نمایی و کروی³، معمول‌ترین مدل‌های مورد استفاده در مطالعه‌ی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها می‌باشند.

به‌طور کلی، فاصله‌ی تقریبی 420 متر را (که بیانگر میانگین دامنه‌ی متغیرهای مطالعه‌شده است) می‌توان به‌عنوان فاصله‌ی بهینه‌ی نمونه‌برداری در منطقه‌ی مطالعاتی، برای مطالعات آتی مد نظر قرار داد. این در حالی است که فاصله‌ی نمونه‌برداری برای پژوهش حاضر، 200 متر در نظر گرفته شده بود. از سوی دیگر، شلوئدر و همکاران (37) و هاسنجاک و هنگل (20) اظهار داشتند که مقادیر RMSSE تا حدود 40 درصد، بیانگر همبستگی بالای بین مقادیر واقعی و تخمینی متغیر مورد مطالعه می‌باشند. نگاه اجمالی به داده‌های مربوط به جذر میانگین مربع خطای استاندارد شده (RMSSE) حاکی از وجود همبستگی بالا بین مقادیر واقعی و تخمینی تمامی متغیرهای مورد مطالعه (به‌جز پایداری خاکدانه‌های درشت در حالت مرطوب) می‌باشد. هم‌چنین، با توجه به این که تمامی متغیرها دارای کلاس همبستگی قوی می‌باشند، می‌توان نتیجه گرفت که استفاده از تابع واریوگرام برای توصیف الگوی تغییرپذیری متغیرهای مورد مطالعه، مناسب بوده است.

یکی از راه‌های بررسی تغییرپذیری متغیرها، استفاده از ضریب تغییرپذیری (CV) است. وای و همکاران (41) اظهار داشتند که تغییرات کمتر از 10 درصد، دلالت بر تغییرپذیری پایین خصوصیت مورد نظر و تغییرات بیشتر از 90 درصد نیز حاکی از تغییرپذیری بالای آن خصوصیت است. بر این اساس، تمامی متغیرهای مطالعاتی از تغییرپذیری متوسط در منطقه برخوردار می‌باشند (جدول 1). با این وجود، پایداری کل خاکدانه‌ها در حالت خشک، دارای کم‌ترین ضریب تغییرپذیری (% 24/3) می‌باشد. شاید بتوان دلیل این موضوع را، یکسان بودن شرایط آزمایش برای تمامی نمونه‌ها و این که در حالت خشک، خاکدانه‌ها فقط تحت تنش مکانیکی حاصل از حرکت الک‌ها می‌باشند، عنوان کرد. بیش‌ترین ضریب تغییرپذیری (% 61/1) مربوط به پایداری خاکدانه‌های درشت در حالت مرطوب است که علاوه بر تنش مکانیکی حاصل از حرکت الک‌ها، تحت تنش‌های ناشی از انرژی آب نیز می‌باشند.

با وجودی که استفاده از ضریب تغییرپذیری تا حدودی می‌تواند بازگوکننده‌ی پراکنش نسبی متغیرها باشد؛ لیکن این عامل، جزئی از آمار کلاسیک محسوب می‌شود که در آن به‌دلیل داشتن فرض‌هایی نظیر استقلال نمونه‌ها از یکدیگر، قادر به ارزیابی ساختار مکانی ویژگی‌های خاک نمی‌باشد. بنابراین، نیاز به روش‌هایی که تغییرات مقادیر عددی ویژگی‌های خاک را به‌عنوان تابعی از موقعیت جغرافیایی آن‌ها در نظر بگیرند، احساس می‌گردد (30). در این راستا، استفاده از علم زمین‌آمار می‌تواند کارگشا باشد چرا که درک بهتری از الگوی تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های خاک را فراهم می‌آورد (40). بر این اساس، ترسیم واریوگرام‌های رویه‌ای متغیرهای مورد مطالعه (که به دلیل افزایش حجم مقاله، ارائه نشده‌اند)، نشان داد که این متغیرها وابسته به جهت جغرافیایی خاصی نبودند و بنابراین ساختار مکانی

1- Omni-directional

2- Exponential

3- Spherical

جدول 2- مدل‌های واریوگرامی، ویژگی‌های میان‌یابی و آماره‌ی اعتبارسنجی شاخص AS در دو روش خشک و مرطوب
Table 2-Variogram models, interpolation characteristics and validation statistics of AS index
fordry andwet methods

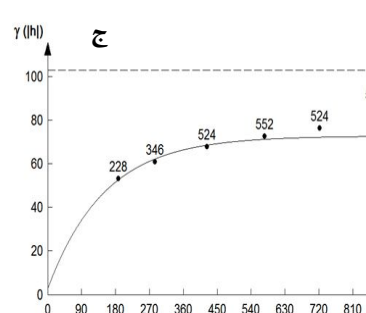
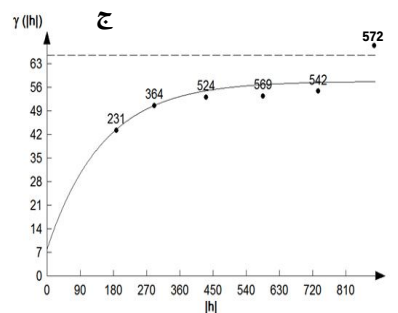
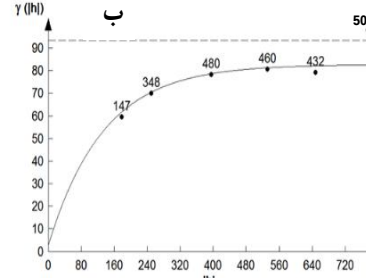
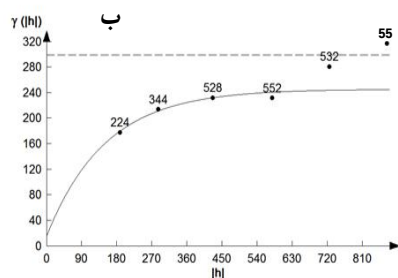
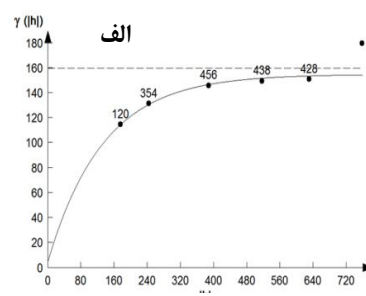
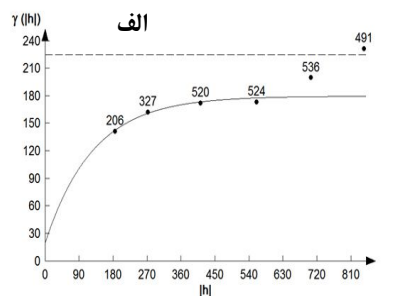
روش Method	پایداری خاکدانه Aggregate stability	مدل Model	حد آستانه Sill	اثر قطعه‌ای Nugget	دامنه (متر) Range (m)	کلاس همبستگی Correlation class	RMSSE ¹
خشک Dry	Total کل	نمایی Exponential	160	20	380	قوی Strong	23.93
	Macro درشت	نمایی Exponential	230	16	450	قوی Strong	39.99
	Micro ریز	نمایی Exponential	50	8	450	قوی Strong	39.31
مرطوب Moist	Total کل	نمایی Exponential	150	5	400	قوی Strong	38.30
	Macro درشت	نمایی Exponential	80	3	400	قوی Strong	62.56
	Micro ریز	نمایی Exponential	70	3	450	قوی Strong	35.04

¹: Root mean square standardized error

¹: جذر میانگین مربع خطای استاندارد شده

پایداری خشک

پایداری مرطوب



شکل 2- واریوگرام‌های مربوط به شاخص AS در دو روش خشک و مرطوب

(الف: کل خاکدانه‌ها، ب: خاکدانه‌های درشت، ج: خاکدانه‌های ریز، h- فاصله بر حسب متر، $\gamma(h)$ -سمی واریانس)

Figure 2- Variograms related to AS index in both dry and wet methods

(A: Total aggregates, B: Macro-aggregates, C: Micro-aggregates, h=Distance (m), $\gamma(h)$ = Semivariance)

تر و تبدیل آن‌ها به خاکدانه‌های ریز، باعث شده است که صحت عمومی مربوط به روی هم‌اندازی دو نقشه‌ی پایداری خاکدانه‌های ریز و کل خاکدانه‌ها در حالت مرطوب ($OA=17/31\%$)، بیشتر از حالت خشک ($OA=10/93\%$) باشد. باج¹ و همکاران (4) ضمن جداسازی اندازه‌های مختلف خاکدانه به دو روش الک خشک و تر، بیش‌ترین درصد خاکدانه‌های درشت ($>0/25$ میلی‌متر) را در روش الک خشک و بیش‌ترین درصد خاکدانه‌های ریز ($<0/25$ میلی‌متر) را در روش الک تر گزارش کردند. محمودآبادی (28) اظهار داشت که درصد خاکدانه‌های درشت در روش الک خشک، 36 درصد و در روش الک تر، 6/3 درصد می‌باشد و نتیجه گرفت که علاوه بر نیروی مکانیکی الک‌ها، ورود آب به داخل خاکدانه‌ها باعث خرد و ریزتر شدن آن‌ها، کاهش درصد خاکدانه‌های درشت و افزایش خاکدانه‌های ریز شده است. هم‌چنین، یزدان‌پناه و همایون‌فر (43) به بررسی پایداری خاکدانه در دو حالت خشک و تر پرداختند و بیان نمودند که بزرگ‌ترین کلاس اندازه‌ی ذرات در حالت خشک، 2 تا 4/75 میلی‌متر بوده؛ در حالی که این کلاس در حالت تر، 2 میلی‌متر و بیش‌ترین ذرات در کلاس صفر تا 0/1 میلی‌متر گزارش شد. آن‌ها اظهار داشتند از آن‌جاکه در تعیین توزیع اندازه‌ی خاکدانه‌ها به روش الک تر، علاوه بر نیروی مکانیکی الک‌ها، نیروی حاصل از ورود آب به داخل خاکدانه نیز دخیل است، بنابراین نسبت به توزیع اندازه‌ی ذرات در حالت خشک، طبیعی است که فراوانی ذرات در کلاس‌های درشت کاهش یافته باشد.

نتیجه‌گیری کلی

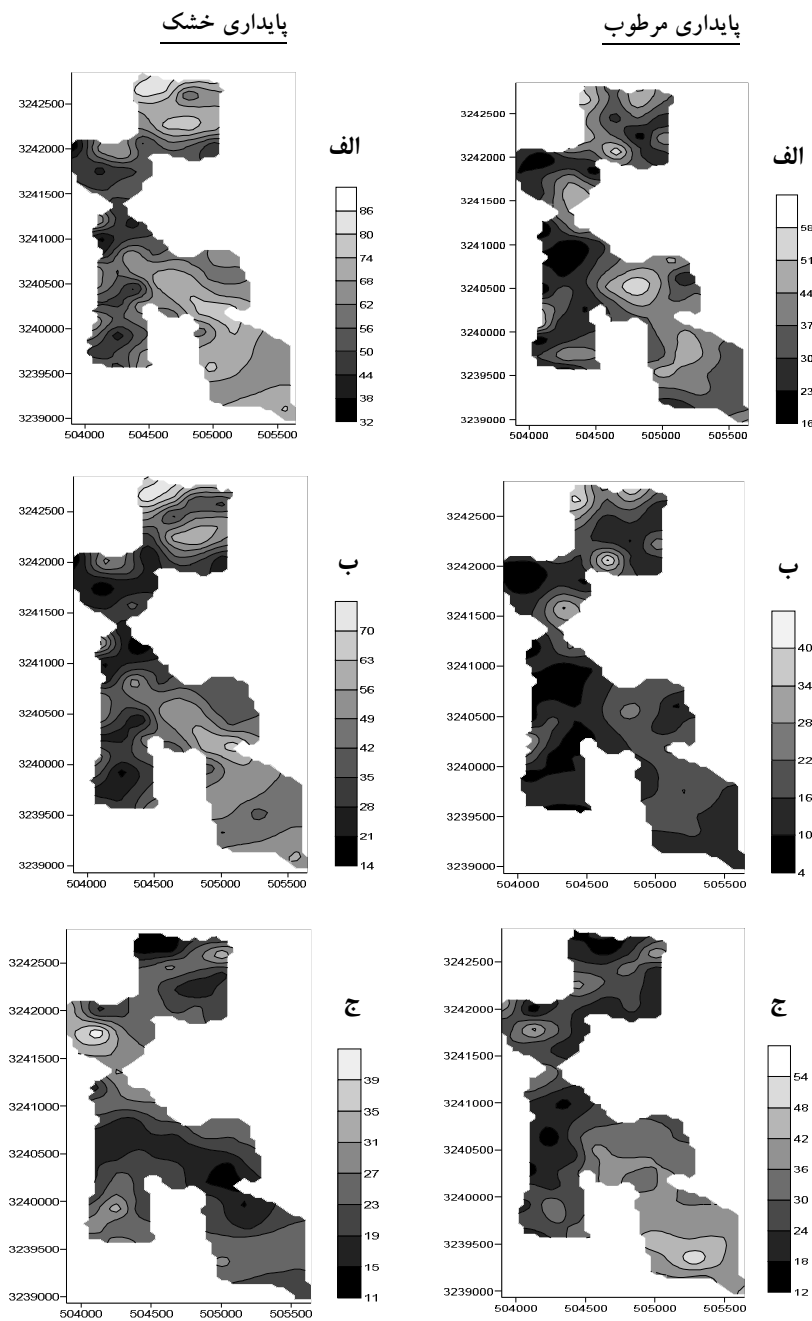
بررسی پایداری خاکدانه‌های منطقه‌ی مطالعاتی نشان داد که پایداری کل خاکدانه‌ها در حالت خشک و پایداری خاکدانه‌های درشت در حالت مرطوب، به‌ترتیب دارای کم‌ترین و بیش‌ترین ضریب تغییرپذیری بودند. بین مقدار ماده‌ی آلی موجود در کاربری‌های مختلف منطقه با میزان پایداری خاکدانه‌ها ارتباط وجود داشته، به طوری که بیش‌ترین درصد پایداری خاکدانه‌ها در موقعیت‌های شمال و جنوب‌شرقی منطقه‌ی مطالعاتی که بیش‌ترین مقدار ماده‌ی آلی را به خود اختصاص داده بودند، دیده شد. هم‌چنین، ترسیم نقشه‌های کریجینگ متغیرهای مطالعاتی و محاسبه‌ی صحت عمومی حاصل از تقاطع آن‌ها نشان داد که در هر دو روش خشک و مرطوب، میزان همخوانی نقشه‌ی کریجینگ پایداری خاکدانه‌های درشت با نقشه‌ی کریجینگ پایداری کل خاکدانه‌ها بیشتر بوده است؛ لیکن شکسته شدن خاکدانه‌های درشت در روش الک تر و تبدیل آن‌ها به خاکدانه‌های ریز، موجب افزایش درصد صحت عمومی محاسبه‌شده

شکل 3 نقشه‌های کریجینگ ترسیم‌شده برای شاخص پایداری خاکدانه‌ها را در دو روش الک خشک و تر نشان می‌دهد. نگاه کلی به این نقشه‌ها بیانگر آن است که اگرچه مقدار و الگوی تغییرات مکانی شاخص AS در دو روش الک خشک و تر با هم متفاوت است؛ لیکن بیش‌ترین درصد پایداری خاکدانه‌ها در جنوب‌شرقی منطقه‌با کاربری زراعی و شمال منطقه با کاربری جنگل (شکل 1) دیده می‌شود. دلیل احتمالی این موضوع در زمین‌های زراعی می‌تواند وجود ماده‌ی آلی زیاد به‌واسطه‌ی فرایند کوددهی و در نتیجه تأثیر آن بر میزان خاکدانه‌سازی باشد. علاوه بر آن، ریزتر بودن بافت خاک در این کاربری (کلاس بافتی لوم‌رسی) نسبت به دو کاربری دیگر (کلاس بافتی لوم شنی) تا حدودی می‌تواند از تجزیه‌ی سریع ماده‌ی آلی موجود در خاک جلوگیری کند. از سوی دیگر، در کاربری جنگل به دلیل این که ورودی ماده‌ی آلی به‌طور طبیعی زیاد است (14)، فرایند خاکدانه‌سازی و به تبع آن، میزان پایداری خاکدانه‌ها تحت تأثیر قرار می‌گیرد. ملائی و همکاران (31) به ارزیابی پایداری ساختمان خاک به روش الک تر در اراضی مرتعی اصفهان پرداختند و بیان کردند که از بین ویژگی‌های ذاتی خاک، مقدار ماده‌ی آلی بیش‌ترین نقش را در پایداری خاکدانه‌ها داشته است. کریمی و همکاران (22) بیان کردند که شاخص میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) در کاربری باغ، بیشتر از دیگر کاربری‌های موجود در منطقه‌ی مطالعاتی آن‌ها بود. ایشان دلیل این موضوع را زیاد بودن مقدار ماده‌ی آلی در خاک باغ دانستند که باعث خاکدانه‌سازی شده است. آن و همکاران (3) نیز اظهار داشتند که شاخص AS در خاک‌های تحت کاربری جنگل، بالاتر از کاربری‌های کشاورزی و زمین‌های آیش است. هم‌چنین، فوکوم و همکاران (15) با ارزیابی پایداری خاکدانه‌ها در دو کاربری جنگل و زراعی بیان داشتند که پایداری خاکدانه‌ها در کاربری جنگل، بسیار قوی‌تر از کاربری زراعی می‌باشد.

به‌منظور فهم میزان مشابهت الگوی تغییرپذیری پایداری خاکدانه‌های درشت و ریز با ساختار مکانی ترسیم‌شده برای پایداری کل خاکدانه‌ها در دو روش الک خشک و تر، پس از روی هم‌اندازی این نقشه‌ها و تدوین ماتریس‌های خطای مربوط به هر حالت، صحت عمومی (OA) آن‌ها محاسبه شد (جدول 3). نتایج جدول 3 نشانگر آن است که درصد صحت عمومی حاصل از تقاطع دو نقشه‌ی پایداری خاکدانه‌های درشت با کل خاکدانه‌ها در حالت خشک ($OA=51/75\%$)، بیشتر از حالت مرطوب ($OA=32/17\%$) بود. به نظر می‌رسد که حساس بودن خاکدانه‌های درشت به تنش‌های اعمال‌شده و این که خاکدانه‌ها در روش الک تر علاوه بر تنش‌های مربوط به حرکت مکانیکی الک‌ها، تحت تأثیر تنش‌های ناشی از انرژی آب نیز می‌باشند؛ باعث شده که هم‌خوانی دو نقشه‌ی مذکور در حالت مرطوب کمتر شود. هم‌چنین، شکسته شدن خاکدانه‌های درشت در روش الک

خاکدانه از سوی دیگر، می‌توان نتیجه گرفت که تمامی فعالیت‌های بشری که در کاهش و یا حذف مواد آلی از خاک نقش دارند (مانند چرا، جنگل‌تراشی و کشت‌های متراکم) می‌توانند باعث کاهش پایداری خاک و خاکدانه و در نهایت به‌خطر انداختن زندگی بشر در آینده‌ی نزدیک شوند.

برای تقاطع نقشه‌های کریجینگ کل خاکدانه‌ها و خاکدانه‌های ریزشده است. در هر حال، نتایج این پژوهش نشان داد که پایداری خاکدانه‌ها (اعم از خاکدانه‌های درشت و ریز) به تنش‌های اعمال‌شده بر آن‌ها بستگی زیادی دارد. با توجه به اثر تشکیل خاکدانه بر چرخه‌ی عناصر غذایی، جذب، ذخیره و حرکت آب و سایر خصوصیات خاکی مؤثر بر رشد گیاه و کشاورزی پایدار از یک‌سو و اثر مواد آلی بر تشکیل



شکل 3- نقشه‌های کریجینگ مربوط به شاخص AS در دو روش خشک و مرطوب

(الف: کل خاکدانه‌ها، ب: خاکدانه‌های درشت، ج: خاکدانه‌های ریز)

Figure 3-Kriging maps related to AS index in both dry and wet methods
(A: Total aggregates, B: Macro-aggregates, C: Micro-aggregates)

- 1- Afandi T., Manik K., Rosadi B., Utomo M., Senge M., Adachi T., and Oki Y. 2003. Soil physical properties under coffee trees with different weed managements in a hilly humid tropical area of Lampung, south Sumatra, Indonesia. *Journal of Japanese Society of Soil Physics*, 92: 3-16.
- 2- Amezketta E. 1999. Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14: 83-151.
- 3- An S., Mentler A., Mayer H., and Blum W.E.H. 2010. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China. *Catena*, 81: 226- 233.
- 4- Bach E.M., and Hofmockel K.S. 2014. Soil aggregate isolation method affects measures of intra-aggregate extracellular enzyme activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 69: 54-62.
- 5- Bast A., Wilcke W., Graf F., Luscher P., and Gartner H. 2015. A simplified and rapid technique to determine an aggregate stability coefficient in coarse grained soils. *Catena*, 127: 170- 176.
- 6- Besalatpour A.A., Ayoubi S., Hajabbasi M.A., Mosaddeghi M.R., and Schulin R. 2013. Estimating wet soil aggregate stability from easily available properties in a highly mountainous watershed. *Catena*, 111: 72-79.
- 7- Bronick C.J., and Lal R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124: 3-22.
- 8- Carter M. R., Angers D. A., and Kunelius H. T. 1994. Soil structural form and stability and organic matter under cool-season perennial grasses. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 1194-1199.
- 9- Cheng M., Xiang Y., Xue Zh., An Sh., and Darboux F. 2015. Soil aggregation and intra-aggregate carbon fractions in relation to vegetation succession on the Loess Plateau, China. *Catena*, 124: 77-84.
- 10- Diaz-Zorita M., Perfect E., and Grove J.H. 2002. Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil and Tillage Research*, 64: 3-22.
- 11- Duiker S.W., Rhoton F.E., Torrent J., Smeck N.E., and Lal R., 2003. Iron (hydr) oxide crystallinity effects on soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 606- 611.
- 12- Efron B., and Stein C. 1981. The jackknife estimate of variance. *The Annals of Statistics*, 9 (3): 586-596.
- 13- Ekhtesasi M. R., and Azimzadeh H. R. 2012. Investigation on the dry and wet sieving soil granulometry indices and its application in water and wind erosion studies (Case study: Yazd plain). *Arid Biome Scientific and Research Journal*, 2(2): 1-9.
- 14- Emadodin I., Reiss S., and Bork, R.H. 2009. A study of the relationship between land management and soil aggregate stability (case study near Albersdorf, northern-Germany). *ARPN Journal of Agricultural and Biological Science*, 4: 48-53.
- 15- Fokom R., Adamou S., Teugwa M.C., Begoude Boyogueno A.D., Nana W.L., Ngonkeu M.E.L., Tchameni N.S., Nwaga D., Tsala Ndzomo G., and Amvam Zollo P.H. 2012. Glomalin related soil protein, carbon, nitrogen and soil aggregate stability as affected by land use variation in the humid forest zone of south Cameroon. *Soil and Tillage Research*, 120: 69-75.
- 16- Goovaerts P. 2000. Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, 228: 113-129.
- 17- Herrick J.E., Whitford W.G., De Soyza A.G., Van Zee J.W., Havstad K.M., Seybold C.A., Walton M. 2001. Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *Catena*, 44 (1): 27-35.
- 18- Hosseini F., Mosaddeghi M.R., Hajabbasi M.A., and Sabzalian M.R. 2015. Influence of tall fescue endophyte infection on structural stability as quantified by high energy moisture characteristic in a range of soils. *Geoderma*, 249(250): 87-99.
- 19- Huang L., Wang C.Y., Tan W.F., Hu H.Q., Cai C.F., and Wang M.K. 2010. Distribution of organic matter in aggregates of eroded Ultisols, Central China. *Soil and Tillage Research*, 108: 59- 67.
- 20- Husnjak S., and Hengle T. 2006. Evaluation adequacy and usability of soil maps in Croatia. *Soil Science Society of America Journal*, 70: 920- 929.
- 21- John B., Yamashita T., Ludwig B., and Flessa H. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*, 128: 63-79.
- 22- Karimi R., Salehi M.H., and Mosleh Z. 2015. Effect of land use change on some carbon components in bulk soil and aggregates in Safashahr area, Fars province. *Journal of Soil Management and Sustainable*, 5(1): 1- 14.
- 23- Kemper W.D., and Rosenau K. 1986. Size distribution of aggregates. P. 425-442. In: Klute, A. (ed), *Methods of Soil Analysis: Part 1: Physical and Mineralogical Methods*, American Society of Agronomy, Madison, WI.
- 24- Legros J.P. 1996. *Mapping of the Soil* (In English. 2006. Translated by Sarma). V.A.K. Science Publishers, Enfield.
- 25- Lobe I., Hofmann A.S., Brodowski S., du Preez C.C., and Amelung W. 2011. Aggregate dynamics and associated soil organic matter contents as influenced by prolonged arable cropping in the South African Highveld. *Geoderma*, 162(3-4): 251- 259.

- 26- Ludwig B., Andruschkewitsch R., Geisseler D., Koch H.J. 2013. Effects of tillage on contents of organic carbon, nitrogen, water-stable aggregates and light fraction for four different long-term trials. *Geoderma*, 192: 368–377.
- 27- Ma R., Cai Ch., Li Zh., Wang J., Xiao T., Peng G., and Yang W. 2015. Evaluation of soil aggregate microstructure and stability under wetting and drying cycles in two Ultisols using synchrotron-based X-ray micro-computed tomography. *Soil and Tillage Research*, 149: 1–11.
- 28- Mahmoodabadi M. 2011. Effect of different organic matter on aggregate stability when changes in different size classes. *Watershed Research*, 93: 1-9. (in Persian).
- 29- Mahmoodzadeh H., Sheklabadi M., and Mahboubi A.A. 2012. Aggregate distribution and stability in different Land Uses of Zrebar Lake Margin. *Journal of Water and Soil Conservation*, 19(2): 1-8. (in Persian).
- 30- Mohammadi J. 2006. *Pedometrics*, Volume II(Spatial statistics) .Pelk Publishers, Tehran.
- 31- Mollae M., Boshra H., Basiri M., and Mosaddeghi M.R. 2014. Assessment of structural stability wet sieving pasture in some places Esfahan. *Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Soil and Water Sciences*, 70: 1-12.
- 32- Pannatier Y. 1996. *VARIOWIN: Software for Spatial Data Analysis in 2D*. Springer Verlag, New York.
- 33- Park H.M. 2008. *Univariate analysis and normality test using SAS, Stata, and SPSS*. A Working Paper of University Information Technology Services (UITS) Center for Statistical and Mathematical Computing, Indiana University, 41 p.
- 34- Robinson T.P., and Metternicht G. 2006. Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties. *Computer and Electronics in Agriculture*, 50: 97-108.
- 35- Rossiter D.G. 2000. *Methodology for Soil Resource Inventories*, 2nd Revised Version, Soil Science Division, International Institute for Aerospace Survey and Earth Science (ITC), P.132.
- 36- Salehi M.H., Hashemi Beni O., Beigi Harchegani H., Esfandiarpour Borujeni I. and Motaghian H.R. 2011. Refining soil organic matter determination by loss-on-ignition. *Pedosphere*, 21(4): 473-482.
- 37- Schloeder C.A., Zimmerman N.E., and Jacobs M.J. 2001. Comparison of methods for interpolating soil properties using limited data. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 470- 479.
- 38- Spaccini R., and Piccolo A. 2013. Effects of field managements for soil organic matter stabilization on water-stable aggregate distribution and aggregate stability in three agricultural soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 129: 45-51.
- 39- Wang J.G., Yang W., Yu B., Li Zh.X., Cai Ch.F., and Ma R.M. 2016. Estimating the influence of related soil properties on macro- and micro-aggregate stability in ultisols of south-central China. *Catena*, 137: 545–553.
- 40- Webster R., and Oliver M.A. 2001. *Geostatistics for Environmental Scientists*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK.
- 41- 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 to black soil region, northeastern China. *Environmental Geology*, 53: 1663-1672.
- 42- Yague M.R., Bosch-Serra A.D., Antunez M., and Boixadera J. 2012. Pig slurry and mineral fertilization strategies' effects on soil quality: Macroaggregate stability and organic matter fractions. *Science of the Total Environment Journal*, 438: 218-224.
- 43- Yazdanpanah N., and Homaunfar F. 2010. Estimation of aggregate stability in both dry and wet methods by the use of different plant residues. The Second General Conference on Integrated Water Resource Management. 9-10 Feb. Shahid Bahonar University of Kerman, P. 1-7 (in Persian).



Use of Geostatistical Method to Determine the Most Effective Aggregate Component for Estimating Soil Structural Stability

S. Bardsirizadeh¹ - I. Esfandiarpour Borujeni^{2*} - A.A. Besalatpour³ - P. Abbaszadeh Dehaji⁴

Received: 03-05-2016

Accepted: 01-08-2016

Introduction: Aggregate, as the basic unit of soil structure, represents a collection of primary particles which their adherence to each other is more than their connection to environmental soil particles. Aggregate stability is a highly complex parameter influencing a wide range of soil properties, including carbon stabilization, soil porosity, water infiltration, aeration, compatibility, water retention, hydraulic conductivity and resistance to erosion by water and overland flows. Maintaining high stability of soil aggregate is essential for preserving soil productivity, minimizing soil erosion and degradation and thus minimizing environmental pollution as well. Nevertheless, aggregate stability is described as one of the soil properties that can serve as an indicator of soil quality. The main purpose of this study is to determine the most important component of soil aggregate (macro and/or micro) in estimating the soil structural stability in the Rabor region, Kerman province, using geostatistical method.

Materials and Methods: Ninety surface soil samples (0 to 10 cm) were taken on a 200 m square sampling grid in the study area for the geostatistical studies. After air drying the soil samples and passing them through a 4 mm sieve, the percentage of aggregates belong to three parts of total, macro, and micro classes and aggregate stability were calculated in both dry and wet conditions. Some stability indices were calculated and their spatial variabilities were investigated using two variography and estimation stages methods. Finally, the kriged map of each aggregate stability indicator was produced. To determine the compatibility of kriged maps of the soil aggregates stability indices calculated for the macro and micro aggregates with aggregate stability index (i.e., AS index) calculated for the total aggregates, the overall accuracy related to each aggregate component (i.e., macro and micro) was calculated after creating an error matrix.

Results and Discussion: The results showed that total aggregate stability in the dry condition and macro aggregate stability in the wet condition had the lowest and highest coefficients of variability, respectively. The highest percentage of total aggregate stability (i.e., 89.90 %) was observed in the north and southeast positions of the study area in the dry condition which had the highest amount of organic matter (i.e., 2.30 %). Also, the variograms of all investigated variables were exponentially and their ranges were varied between 380 to 450 m. Although the obtained ranges were different, a sampling distance more or less equal to 420 m is reasonable to study the most of the variables in the area. This can be a good indicator to decrease the sampling tasks for monitoring of these parameters in future. An overall look at the obtained root mean square standardized error (RMSSE) values indicated a high correlation between the measured and estimated values of all investigated variables (except for macro aggregate stability in the wet condition). However, all variables had a strong spatial correlation class. The percentage of overall accuracy obtained from crossing the total and macro aggregate kriged maps in the dry condition (i.e., 51.75 %), was more than its percentage for similar maps in the wet condition (i.e., 32.17 %). In return, the percentage of overall accuracy obtained from crossing the total and micro aggregate kriged maps in the wet condition (i.e., 17.31 %) was greater than its percentage for the mentioned maps in the dry condition (i.e., 10.93 %). Because of macro aggregate sensitivities to the amount of pressure imposed on them (as in the wet sieving method, the aggregates are under pressure caused by water energy in addition to tensions related to mechanical motion of sieving), the conformities of above two mentioned maps were less than those in the dry sieving method.

Conclusions: In general, the soil aggregates stability depends strongly on the amount of pressure imposed on them. Besides, the study of spatial variability of macro and micro aggregate stabilities and relative effects of each on the soil structure stability can be useful for choosing proper land management activities in future studies. According to the effect of aggregation on nutrient cycling, capture, storage and water movement, and also other soil characteristics affecting plant growth and sustainable agriculture on one hand, and the effect of organic matter on aggregation on the other hand, it can be concluded that all human activities that have a role in reducing

1, 2, 3 and 4- M.Sc Student, Associate Professor and Assistant Professors of Soil Science, Vali-e-Asr University of Rafsanjan

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

or removing organic matter from the soil (e.g., grazing, deforestation, and intensive cultivation etc.) may reduce soil aggregate stability and finally can jeopardize human life in a near future.

Keywords: Aggregate stability, Error matrix, Land use, Kriging



نقش غنی‌سازی پوسته زیستی خاک از طریق تلقیح و تحریک باکتری‌ها در افزایش نیتروژن خاک حساس به فرسایش

حسین خیرفام^۱ - مهدی همایی^۲ - سید حمیدرضا صادقی^{۳*} - بهروز زارعی دارکی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۷/۰۴

چکیده

بهبود مؤلفه‌های شیمیایی و فیزیکی پوسته‌های زیستی خاک از عوامل مؤثر در افزایش کیفیت و کاهش هدررفت خاک می‌باشد. امروزه غنی‌سازی پوسته‌های زیستی خاک مبتنی بر تلقیح و یا تحریک ریزجانداران خاک به‌عنوان راه‌کاری زیستی و مؤثر در علوم حفاظت خاک مطرح شده است. بر این اساس پژوهش حاضر با هدف بررسی نقش تلقیح جداگانه باکتری‌ها و غنی‌سازی مواد غذایی و همچنین تلقیح ترکیبی باکتری‌ها با غنی‌سازی مواد غذایی بر تغییرات نیتروژن خاک به‌عنوان یکی از مهم‌ترین مؤلفه‌های شیمیایی کیفیت خاک، در مقیاس کرت‌های کوچک برنامه‌ریزی شد. خاک کرت‌ها از منطقه‌ی حساس به فرسایش تهیه شد. باکتری‌های مؤثر در تثبیت نیتروژن از خاک منطقه جداسازی، و به‌همراه ماده محرک غذایی به تیمارهای تعریف شده تلقیح شدند. مقادیر نیتروژن خاک در بازه زمانی ۶۰ روزه بین تلقیح تا انتهای آزمایش، در فاصله‌های زمانی هفت یا هشت روزه اندازه‌گیری شد. نتایج تجزیه و تحلیل‌های آماری حاکی از افزایش معنی‌دار ($p < 0.05$) نیتروژن کل خاک در تیمارهای مطالعاتی بود. در تیمار تلقیح باکتری، غنی‌سازی مواد غذایی و تلقیح باکتری به‌همراه غنی‌سازی مواد غذایی، میزان تثبیت نیتروژن بعد از یک ماه به‌صورت معنی‌دار ($p < 0.05$) به‌ترتیب ۱۴۸، ۱۱۰ و ۲۸۴ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش یافت. همچنین بعد از یک ماه میزان نیتروژن خاک شروع به کاهش کرد. در نهایت پس از دو ماه مقدار نیتروژن خاک در تیمارها ثابت شده و مقدار آن در تیمار تلقیح جداگانه باکتری و ترکیب با غنی‌سازی مواد غذایی به‌صورت معنی‌دار ($p < 0.01$) به‌ترتیب ۱۸ و ۱۶ درصد بیش‌تر از تیمار شاهد اندازه‌گیری شد. در مجموع غنی‌سازی پوسته‌های زیستی خاک با تلقیح باکتری‌ها به‌عنوان روشی کاملاً زیستی، ایمن و با صرفه اقتصادی و زمانی در بهبود مؤلفه‌های شیمیایی خاک تأیید شد.

واژه‌های کلیدی: افزودنی‌های خاک، پایداری خاک، تلقیح ریزجانداران خاک‌زی، زیست‌فناوری خاک، فرسایش خاک

مقدمه

حاصل‌خیزی خاک، ترشح مواد پلی‌ساکاریدی، تولید فیلم‌های زیستی و تثبیت نیتروژن و ترسیب کربن (۱، ۲۳، ۲۹، ۳۰، ۳۳، ۳۴، ۳۹ و ۴۶) تأیید شده است. با این حال میزان تأثیرگذاری پوسته‌های زیستی بر مؤلفه‌های مؤثر در کیفیت و هدررفت خاک و آب بر اساس میزان غنای زیستی آن متغیر می‌باشد (۱۴). در این بین، ویژگی‌های فیزیکی، زیستی و شیمیایی خاک از قبیل بافت، ساخت، جرم مخصوص، نفوذپذیری، محتوای نیتروژن، کربن، ماده‌ی آلی از شاخص‌های اساسی سلامت و کیفیت پوسته‌های زیستی خاک می‌باشند (۲۰). با این حال، تراکم و فعالیت ریزجانداران خاک‌زی به‌عنوان مهندسین و حلقه‌ی اول زنجیره زیستی بوم‌سازگان در پوسته‌های زیستی نقش به‌سزایی در بهبود ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در کوتاه و دراز مدت دارند (۲۳ و ۴۸). از این‌رو اقدامات مدیریتی و فنی متعدد به‌ویژه کاربرد افزودنی‌هایی از قبیل گچ، آهک، خاک اره و خاکستر چوب، پسماندهای شهری (۴۶)، کمپوست آلی، کودهای حیوانی و گیاهی، باقی‌مانده‌ی محصولات

پوسته‌های زیستی خاک ترکیبی از سیانوباکترها، باکتری‌ها، خزه‌ها، جلبک‌ها، گل‌سنگ‌ها و سایر ریزجانداران خاک‌زی بوده (۱۴) که نقش اساسی در افزایش کیفیت و در نتیجه کاهش هدررفت کیفی و کمی خاک در مناطق بدون پوشش گیاهی دارند (۲۳، ۲۴ و ۴۶). هر چند نقش پوسته‌های زیستی در کاهش هدررفت خاک و آب از طریق اصلاح ویژگی‌های ناهمواری سطحی خاک، افزایش تخلخل، ظرفیت نگه‌داشت آب، بهبود و پایداری خاک، تجمع مواد غذایی و

۱ و ۳- دانش‌آموخته‌ی دکتری و استاد گروه مهندسی آبخیزداری، دانشگاه تربیت مدرس

(*)-نویسنده مسئول: (Email: Sadeghi@modares.ac.ir)

۲- استاد گروه خاک‌شناسی، دانشگاه تربیت مدرس

۴- استادیار گروه زیست‌شناسی دریا، دانشگاه تربیت مدرس

مواد و روش منطقه برداشت خاک

خاک مورد مطالعه از حواشی جاده‌ی مرزن‌آباد-کندلوس و واقع در حوزه‌ی آبخیز چالوس‌رود در غرب استان مازندران (شکل ۱) به صورت نمونه‌برداری حجمی از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری برداشت و به آزمایشگاه دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس منتقل شد. اقلیم منطقه مذکور بر اساس طبقه‌بندی دوما رتن بین نیمه‌خشک تا نیمه‌مرطوب سرد می‌باشد. از طرفی تفسیر تصاویر ماهواره‌ای، مشاهدات صحرایی و نتایج حاصل از مطالعات پیشین (۲۱) حاکی از آن است که کاربری اراضی و پوشش گیاهی محل نمونه‌برداری از نوع جنگل خالص زربین (*Cupressus sempervirens* var. *horizontalis*) طبیعی و با تراکم کم‌تر از ۲۵ درصد می‌باشد (۲۱).

نمونه‌برداری و انتقال خاک

پس از انتخاب محل مناسب نمونه‌برداری، خاک به صورت تصادفی و با استفاده از استوانه پلی وینیل کلراید^۲ مدرج (۶) از عمق صفر تا دو سانتی‌متری از سطح به منظور کشت، استخراج، شناسایی، خالص‌سازی و تکثیر باکتری‌ها انجام شد (۱۳). نمونه‌های برداشت شده در کیسه‌های پلی‌اتیلن استریل شده (۱۴) به آزمایشگاه میکروبیولوژی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس منتقل و تا قبل از انجام آزمایش‌ها در دمای چهار درجه‌ی سانتی‌گراد نگهداری و سپس در زیر هود کاملاً استریل، به ذرات با قطر کم‌تر از دو میلی‌متر تبدیل (۱۴) شدند.

کشت، شناسایی، خالص‌سازی، تکثیر و تلقیح باکتری‌ها

به منظور تهیه و خالص‌سازی باکتری‌های موجود در بانک ریزجاندار خاک منطقه، از محیط کشت‌های عمومی آگار تغذیه‌ای با ترکیب ۰/۵ درصد پپتون^۳، ۰/۳ درصد عصاره گوشت گاو^۴، ۱/۵ درصد آگار^۵ و ۰/۵ درصد سدیم کلرید (۲۵) و TSA^۶ با ترکیب ۱۵ گرم تربیتون^۷، ۵ گرم سویتون^۸، ۵ گرم سدیم کلرید و ۵ گرم آگار (۵۱) استفاده شد. لذا با یک گرم از نمونه‌های خاک آماده‌سازی شده اقدام به تهیه سری رقت‌های با نسبت ۱:۱۰ (۱۰^{-۱}) تا ۱۰^{-۱۰} با محلول ۰/۸۵ درصد NaCl شد.

زراعی و صنایع غذایی (۱۹ و ۳۶)، مالچ‌های نفتی و انواع پلیمرهای زیست‌تخریب‌پذیر^۱ (۴) با هدف اصلاح ویژگی‌های فیزیکی، زیستی و شیمیایی خاک از طریق غنی‌سازی پوسته‌های زیستی خاک مورد استفاده و آزمایش قرار گرفته است.

با این حال محدودیت‌هایی هم‌چون ناپایداری و موقتی بودن افزودنی‌ها، هزینه‌بر بودن، محدودیت منابع و هم‌چنین داشتن اثرات مخرب زیست‌محیطی و بهداشتی، استفاده از آن‌ها را تا حدودی به چالش کشیده است (۱۶). لذا اخیراً احیاء پوسته‌های زیستی خاک از طریق معدنی‌سازی زیستی (۴۷)، انتقال پوسته‌های زیستی مناطق غنی به مناطق تخریب شده و جایگزینی با آن (۵۱) و هم‌چنین تلقیح مستقیم ریزجاندارن مفید بر سطوح دامنه‌ها (۲۳، ۲۴، ۳۴ و ۵۰) به منظور کاهش هدررفت خاک و آب از طریق بهبود ویژگی‌های فیزیکی، زیستی و شیمیایی خاک مطرح شده است. در این بین، تلقیح مستقیم ریزجاندارن خاک‌زی بر سطوح دامنه‌ها به عنوان روشی مؤثر، اقتصادی و دوست‌دار محیط زیست بیش‌تر مورد تأیید و توجه قرار گرفته است. به گونه‌ای که وانگ و همکاران (۵۰) نشان دادند که جمعیت ریزجاندارن تلقیح شده بعد از یک سال، ۴۸ درصد افزایش یافت. از طرفی امکان تلقیح ریزجاندارن خاک‌زی در سطوح گسترده با هدف افزایش تثبیت نیتروژن و ترسیب کربن توسط سیپرس و پریتیوپراج (۴۳) و خیرفام و همکاران (۲۳) تأیید شده است.

از سویی دیگر میزان نیتروژن از مؤلفه‌های شیمیایی خاک با نقش اساسی در بقاء، رشد و تکامل سایر جانداران وابسته به خاک (۲۶)، تأثیرپذیری زیادی از ریزجاندارن پوسته‌های زیستی خاک در کوتاه مدت دارد (۳۰). بنابراین تغییرات نیتروژن خاک می‌تواند شاخصی مناسب برای بررسی نقش تلقیح ریزجاندارن بر خاک در کوتاه مدت باشد (۲۳). هم‌چنین از بین ریزجاندارن خاک‌زی نقش مستقیم و غیرمستقیم باکتری‌های آزادی، تثبیت‌کننده نیتروژن، ترشح‌کننده‌ی پلی‌ساکارید و تولیدکننده‌ی فیلم‌های زیستی در تثبیت نیتروژن در خاک تأیید شده است (۲۳، ۲۵ و ۴۱). بر این اساس پژوهش حاضر با هدف تلقیح باکتری‌های بومی و مؤثر در افزایش نیتروژن خاک و هم‌چنین تحریک بانک ریزجاندار خاک با غنی‌سازی مواد غذایی در افزایش نیتروژن خاک به عنوان یکی از شاخص‌های مهم کیفیت خاک، در مقیاس کرت‌های کوچک فرسایشی و شرایط قابل کنترل آزمایشگاهی برنامه‌ریزی شد. حواشی جاده‌ی مرزن‌آباد-کندلوس در استان مازندران به سبب وجود تشکیلات و خاک فقیر و حساس به فرسایش به عنوان منطقه‌ی مادری برداشت خاک انتخاب شد.

2-Polyvinyl chloride (PVC)

3-Peptone

4-Beef Extract

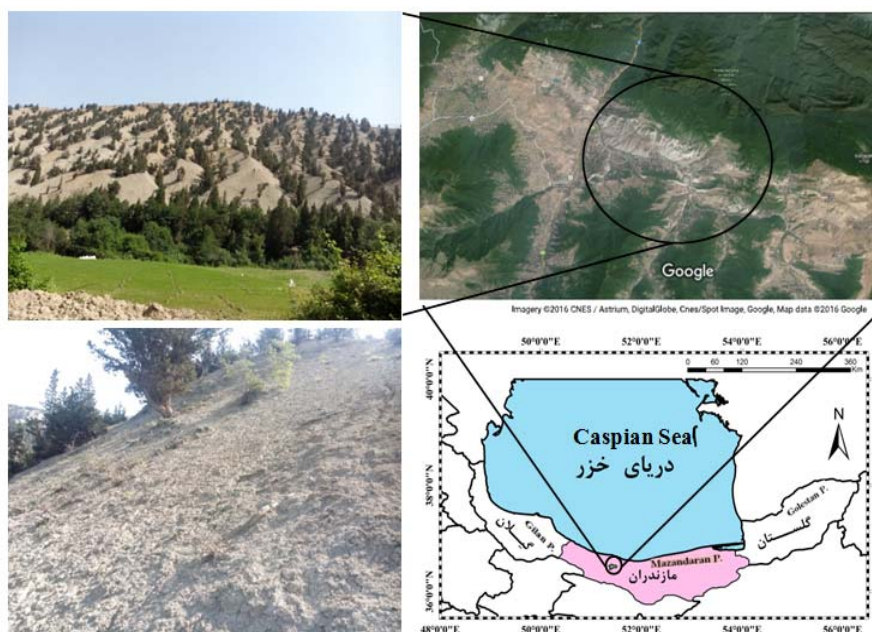
5-Agar

6-Tryptic Soy Agar

7-Tryptone

8-Soytone

1- Biodegradable



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی و عمومی محل برداشت خاک واقع در منطقه مرزن‌آباد-کندلوس، استان مازندران

Figure 1- General and geographical view of the soil collected area and located in Marzanabad-Kandelus region, Mazandaran

زیر میکروسکوپ نوری و هم‌چنین میزان جذب نور^۴ در دستگاه اسپکتروفتومتر^۵ شمارش شدند (۳). هم‌چنین به‌منظور حمایت غذایی و تحریک باکتری‌های بانک خاک و هم‌چنین تلقیحی، از یک نوع ماده محرک غذایی با نام B4 و به‌صورت ترکیبی از ۱۵ گرم در لیتر استات کلسیم، چهار گرم در لیتر عصاره‌ی مخمر و پنج گرم در لیتر دکستروز و با pH برابر هشت برای غنی‌سازی مواد غذایی پوسته زیستی خاک استفاده شد (۴۷). قابل ذکر است که به‌سبب عدم وجود نیتروژن در ترکیبات مورد استفاده در تهیه ماده محرک غذایی B4 امکان تزریق مستقیم نیتروژن به خاک در اثر غنی‌سازی مواد غذایی پوسته زیستی خاک وجود ندارد.

آماده‌سازی کرت‌های آزمایش و فرآیند تلقیح

در این پژوهش از کرت‌های مکعبی به ابعاد ۰/۵ متر و حجم کلی ۰/۱۲۵ استفاده شد. برای آماده‌سازی خاک از روش کار پیشنهادی صادقی و همکاران (۳۷) استفاده شد. به‌همین منظور، ابتدا نمونه‌های خاک هواخشک و برای حذف بقایای گیاهی و سنگ و سنگ‌ریزه از الک هشت میلی‌متری تا زیر سطح دو سانتی‌متری خاک و از الک سه میلی‌متری برای سطح دو سانتی‌متری بالای خاک برای حداکثر تشابه با حالت طبیعی عبور داده شد. سپس تا عمق ۳۵ تا ۴۰ سانتی‌متر

فرآیند کشت، استخراج و شمارش کلنی‌های آشکار شده باکتری‌ها در ظروف پتری‌ها با استفاده از روش‌های استاندارد بنسون (۹) انجام شد. در نهایت شناسایی باکتری‌های کشت و استخراج شده از طریق رنگ آمیزی گرم^۱ و با استفاده میکروسکوپ‌های نوری با قدرت تفکیک بالا و بر اساس مشخصات ریخت‌شناسی و بهره‌گیری از راهنمای باکتری‌شناسی برگی و برید (۱۰) و همکاری متخصصین مربوطه در حد جنس شناسایی شدند.

پس از فرآیند شناسایی، باکتری‌های مؤثر در افزایش تثبیت نیتروژن در خاک و هم‌چنین بر اساس برخی معیارهای زیست‌محیطی و بهداشتی انتخاب و با استفاده از محیط کشت‌های اختصاصی از بین سایر باکتری‌ها استخراج و خالص‌سازی شدند. برای این منظور و متناسب با باکتری‌های انتخاب شده، از محیط کشت‌های اختصاصی^۲ Azotobacter Agar, Modified II (۲) و DSMZ^۲ (۴۲) استفاده شد. در نهایت برای انجام فرآیند تکثیر، باکتری‌ها به‌وسیله لوب‌های میکروبیولوژی به محیط غذایی مایع LB Broth (۱۸) منتقل و مرتباً تا رسیدن به تعداد 10^{12} سلول در لیتر (۴۹) و قابلیت انتقال به کرت‌ها با استفاده از لامل‌های شمارش Neubauer^۳ در زیر

1-Gram Stain

2-Nutrient Agar+10.0 mg $MnSO_4 \times H_2O$

3-Neubauer-chamber-cell-counting

4-Optical Density (OD)

5-Spectrophotometer

نتایج و بحث

بررسی‌ها نشان داد که رژیم رطوبتی و دمایی خاک منطقه به‌ترتیب از نوع زریک و مزیک بوده و مواد بستری از ترکیب مارن و آهک تشکیل شده است (۲۱). هم‌چنین بر اساس بررسی‌های پیشین و برخی اندازه‌گیری‌ها در پژوهش حاضر، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک منطقه به شرح جدول ۱ بود (۳۸). هم‌چنین نتایج تحلیل‌های آماری و هم‌چنین تغییرات نیتروژن کل خاک در جدول ۲ و شکل ۲ خلاصه شده است.

نتایج استخراج نشان داد تعداد طبیعی باکتری‌های بانک ریزجاندار خاک منطقه مرزن‌آباد-کندلوس تقریباً 7×10^4 عدد در یک گرم خاک بود. لذا گزارش تعداد باکتری‌های خاک در جهان بین 10^5 تا 10^9 عدد (۴۹)، حاکی از فقر باکتریایی پوسته زیستی خاک منطقه مورد مطالعه بود. از طرفی دیگر شش جنس از باکتری‌ها از قبیل *Bacillus sp.*, *Azotobacter sp.*, *Pseudomonas sp.*, *Streptococcus sp.* و *Diplococcus sp.* به‌ترتیب با نسبت حضور ۳۵، ۲۵، ۲۰، ۱۰، ۵ و ۵ درصد از بانک خاک شناسایی شدند. از این بین، باکتری‌های *Azotobacter sp.* گروه *Bacillus subtilis*^۳ از بین گونه‌های *Bacillus sp.* به‌دلیل نقش مستقیم و غیرمستقیم زیاد در تثبیت نیتروژن در خاک، مقاومت زیادی در شرایط نامناسب محیطی، ترشح مواد چسبنده‌ی پلی ساکاریدی بالا، غیربیماری‌زا بودن (۲۸ و ۴۱) و جمعیت زیاد در خاک به‌عنوان باکتری‌های مناسب برای تلقیح انتخاب شدند. در این راستا دادرسان و همکاران (۱۵) باکتری‌های *Azotobacter sp.* را به‌عنوان تنها باکتری‌های هوایی و آزادی با توانایی بسیار بالا در تثبیت نیتروژن، بهبود مؤلفه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، تولید مواد تسریع‌کننده‌ی جوانه‌زنی گیاهان، زنده‌مانی و فعالیت در شرایط نامناسب محیطی معرفی کرده‌اند.

هم‌چنین نتایج پژوهش کومار و همکاران (۲۵) نشان داد باکتری‌های *Azotobacter sp.* باعث افزایش سرعت جوانه‌زنی و رشد توده‌ی زنده‌ی هوایی و زیرزمینی پوشش گیاهی سطوح دامنه‌ها شده و به‌صورت غیرمستقیم و مستقیم اهداف متصوره در مدیریت منابع خاک و آب را تأمین می‌کنند. تان (۴۵) اعلام کرد باکتری‌های گروه *Bacillus subtilis* به‌سبب ترشح بسیار زیاد مواد چسبنده‌ی پلی ساکاریدی از دیواره‌ی سلولی، ضمن افزایش مواد مغذی محیط خاک، باعث چسبندگی ذرات ریز خاک به‌هم و افزایش مقاومت برشی و پایداری خاک‌دانه‌ها و هم‌چنین افزایش تخلخل، تهویه و نفوذپذیری خاک می‌شوند. هم‌چنین هوئیثیا و همکاران (۲۲) نیز باکتری‌های جنس *Bacillus* با کم‌ترین توقع مواد غذایی در خاک را به‌عنوان

کرت‌ها از پوکه معدنی پر شده و خاک به ضخامت حدود ۱۳ سانتی‌متر در بخش بالایی کرت‌ها قرار داده شد، به‌طوری‌که سطح نمونه‌ی خاک با سطح سرریز کرت‌ها یکسان باشد. سپس کوبیدگی لازم توسط غلطک تا رسیدن به وزن مخصوص ظاهری نمونه‌ی خاک دست‌نخورده‌ی منطقه مورد مطالعه (بین ۱/۱۲ تا ۱/۱۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب) انجام گرفت. پس از این مرحله، به‌منظور تأمین شرایط رطوبت پیشین خاک و متناسب با شرایط طبیعی، حدود ۲۴ ساعت تحت شرایط اشباع قرار گرفته و سپس به‌مدت ۲۴ ساعت دیگر رها شد تا به‌حالت شرایط رطوبتی مزرعه برسد صادقی و همکاران (۳۷).

پس از آماده‌سازی کرت‌ها، باکتری‌های تکثیر شده با تعداد حدود 10^{11} تا 10^{12} عدد در ۰/۵ لیتر و هم‌چنین ۰/۵ لیتر از ماده محرک غذایی B4 به ازای هر کرت تهیه (۴۷) و به‌صورت جداگانه و ترکیبی روی کرت‌ها اسپری شد (۵۰). پس از تلقیح و غنی‌سازی مواد غذایی تیمارهای برنامه‌ریزی شده، به‌منظور بررسی میزان تغییرات نیتروژن در خاک کرت‌ها، به‌صورت مرتب و با رعایت فاصله‌ی زمانی تقریباً هر هفت یا هشت روز یک بار اقدام به برداشت نمونه تقریباً شش گرمی از خاک شد. نمونه‌های خاک‌های برداشت شده در داخل کیسه‌های پلی اتیلن استریل ریخته شدند (۱۴). درنهایت برای اندازه‌گیری میزان نیتروژن کل خاک بر اساس دستورالعمل‌های استاندارد از روش Kjeldahl استفاده شد (۴۰).

تجزیه و تحلیل‌های آماری

در نهایت پس از اندازه‌گیری میزان نیتروژن کل در بازه‌های زمانی تعریف شده، بانک اطلاعاتی در محیط نرم‌افزار Excel 2010 برای تجزیه و تحلیل تشکیل شد. به‌منظور انجام مقایسه‌های آماری، ابتدا نرمال و یا عدم نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro-Wilk به‌سبب ارجحیت نسبت به سایر آزمون‌های تعیین نرمال بودن داده‌ها به‌ویژه برای داده‌های با تعداد کم بررسی و تبدیل داده‌های غیرنرمال به حالتی با توزیع نرمال مدنظر قرار گرفت. هم‌چنین همگنی واریانس‌ها^۱ با آزمون Levene بررسی شد. پس از برقراری شرط‌های مطروحه، تجزیه واریانس یک طرفه^۲ برای بررسی اثرات یک‌جانبه و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون Tukey برای انتخاب بهترین تیمار یا تیمارها مورد استفاده قرار گرفت (۱۱). آزمون‌های آماری فوق برای تجزیه و تحلیل داده‌ها در محیط نرم‌افزار SPSS 19 انجام شد.

1- Homogeneity of Variances
2- One-Way ANOVA

باکتری بسیار مناسب برای بهبود ویژگی‌های کیفی خاک مناطق بیابانی معرفی کردند. همچنین نتایج (شکل ۲) نشان داد که مقادیر اندازه‌گیری نیتروژن کل در کرت‌های شاهد بین ۰/۰۸۲ تا ۰/۱۳۶ بود.

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک منطقه برداشت واقع در منطقه مرزن‌آباد-کندلوس؛ استان مازندران
Table 1: Physical and chemical properties of the soil sampling study area located in Marzanabad-Kandelus region, Mazandaran

ویژگی Properties	نوع/مقادیر Type/Values	ویژگی Properties	مقادیر Values
بافت Texture	لوم رسی سیلتی Silty clay loam	هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر) EC (ds.m ⁻²)	0.17-0.25
ساختار Structure	دانه‌ای متوسط و شکننده در حالت مرطوب Medium granular and fragile in the wet condition	pH	7.42-7.68
عمق خاک (سانتی‌متر) Soil depth (cm)	35-40	شن (درصد) Sand (%)	14
جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب) Bulk density (g cm ⁻³)	1.12-1.25	سیلت (درصد) Silt (%)	46
آهک (درصد) Lime (%)	28	رس (درصد) Clay (%)	40

۳۷ روز بین زمان تلقیح تا نمونه‌برداری، تثبیت نیتروژن در خاک در تیمارهای تلقیح باکتری‌ها، غنی‌سازی مواد غذایی و تلقیح ترکیبی باکتری‌ها با غنی‌سازی مواد غذایی به‌صورت معنی‌دار ($p < 0.05$) به‌ترتیب ۱۴۸، ۱۱۰ و ۲۸۴ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش یافت. در این راستای یافته‌های پژوهش حاضر، آسئا و همکاران (۱) میزان افزایش تثبیت نیتروژن بعد از دو ماه از تلقیح ریزجانداران خاک‌زی را تا ۳۰ برابر گزارش کردند.

نتایج نیشا و همکاران (۳۰) نیز حاکی از افزایش ۱۵ درصدی تثبیت نیتروژن پس از تلقیح ریزجانداران خاک‌زی به خاک بوده و بیش‌ترین میزان تثبیت را ۴۵ روز پس از تلقیح گزارش کرده‌اند. دقت در نتایج شکل ۲ و جدول ۲ نشان داد که میزان تثبیت نیتروژن در تیمار غنی‌سازی مواد غذایی کم‌تر از دو تیمار با حضور باکتری بوده و تیمار تلقیح ترکیبی باکتری با غنی‌سازی مواد غذایی نیز بیش‌ترین میزان تأثیر در افزایش نیتروژن خاک را داشت. دلایل چنین نتایجی را می‌توان به سرعت بالای تکثیر، فعالیت و تثبیت نیتروژن باکتری‌ها (۸) نسبت داد.

هم‌چنین حمایت باکتری‌ها هم‌زمان با غنی‌سازی مواد غذایی ضمن تحریک فعالیت ریزجانداران بانک خاک، تسریع در تکثیر باکتری‌های تلقیح شده را فراهم کرده و از طرق فرآیند هم‌افزایی میزان نیتروژن تثبیت شده نسبت به سایر تیمارها بیش‌تر شد. اثر هم‌افزایی ریزجانداران خاک‌زی بر بهبود مؤلفه‌های خاک توسط وانگ و همکاران (۵۰) و پراسانا و همکاران (۳۲) نیز گزارش شده است. از طرفی، سرعت تکثیر زیاد باکتری‌ها نیازمند منابع غذایی نامحدود بوده که در تیمارهای پژوهش حاضر محدودیت منابع غذایی پس از گذشت ۴۰ روز از تلقیح، محدودیت منابع غذایی موجود و مصرف ماده غنی

لذا بر اساس استانداردهای تأیید شده (۷)، محدودیت و فقر منابع نیتروژن در خاک منطقه برداشت محسوس بود. با این حال، افزایش مستقیم و غیرمستقیم جمعیت و فعالیت باکتری‌های بانک خاک از طریق تلقیح باکتری و تزریق منابع غذایی، افزایش میزان نیتروژن را در پی داشت. به‌گونه‌ای که مقادیر نیتروژن کل خاک در کرت‌های تلقیح باکتری‌ها، غنی‌سازی مواد غذایی و تلقیح ترکیبی باکتری با غنی‌سازی مواد غذایی به‌ترتیب بین ۰/۱۱۰ تا ۰/۲۴۱، ۰/۱۱۷ تا ۰/۲۰۴ و ۰/۱۲۴ تا ۰/۳۷۴ درصد متغیر بود.

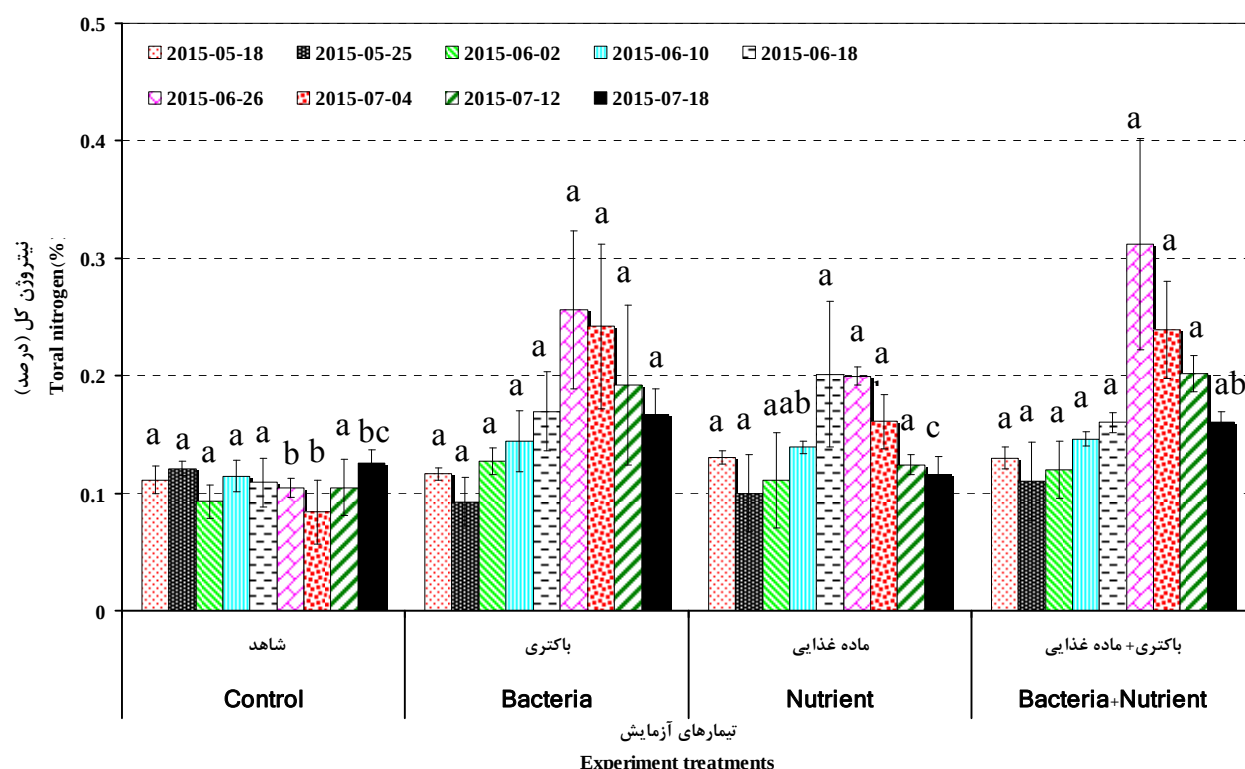
تحلیل نتایج و مطالعات انجام شده در این زمینه حاکی از این بود که باکتری‌های آزادی *Azotobacter* و هم‌چنین *Bacillus subtilis* در شرایط هوازی و غیرهم‌زیستی با گیاهان، با استفاده از تولید آنزیم نیتروژناز به‌عنوان یک کاتالیزور، نیتروژن موجود در جو (N_2) را به نیتروژن قابل مصرف در خاک (NO_3 یا NH_4) تبدیل کرده (۳۱ و ۳۵) و از طریق کپسول ضخیم در اطراف دیواره‌ی سلولی، آنزیم نیتروژناز را از صدمات اکسیژن محافظت کرده‌اند (۱۷). بر این اساس روند افزایشی تثبیت نیتروژن در کرت‌های تلقیحی با گذشت تقریباً ۲۴ روز پس از تلقیح شروع شد (شکل ۲). به‌طوری‌که مقادیر نیتروژن کل در تیمارهای تلقیح باکتری‌ها، غنی‌سازی مواد غذایی و تلقیح ترکیبی باکتری‌ها با غنی‌سازی مواد غذایی به‌ترتیب ۱۶، ۲۷ و ۲۸ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش داشت.

تأثیرگذاری ریزجانداران خاک‌زی در بهبود ویژگی‌های شیمیایی خاک در بازه‌های زمانی کوتاه‌مدت نیز توسط وانگ و همکاران (۵۰) و ژائو و همکاران (۵۱) تأیید شده است. هر چند تجزیه و تحلیل‌های آماری ارائه شده در جدول ۲ حاکی از عدم افزایش معنی‌دار ($p > 0.08$) تثبیت نیتروژن پس از ۳۰ روز از اعمال تیمارها بود. در حالی که پس از

کننده مواد غذایی خاک باعث کاهش فعالیت و عملکرد باکتری‌های تلقیح شده و موجود در بانک خاک شد.

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس یک طرفه برای تشخیص اثرات یک‌جانبه‌ی تیمارهای باکتری و ماده‌ی غذایی B4 بر مقادیر درصد نیتروژن کل خاک تیمارهای مطالعاتی

Table 2: Results of ANOVA for effect of inoculation of bacteria and stimulant nutrient on nitrogen of studied soil					
فاصله زمانی هفت یا هشت روزه تلقیح تا برداشت نمونه Time spans of 7-8 days for sampling	منابع تغییرات Variation sources	df	میانگین مربعات درجه آزادی Mean Square F-value	آماره F	سطح معنی‌داری p-value
1	بین گروهی Between groups	3	0.000	3.487	0.507
	درون گروهی Within groups	8	0.000		
	کل Total	11			
2	بین گروهی Between groups	3	0.000	0.705	0.575
	درون گروهی Within groups	8	0.001		
	کل Total	11			
3	بین گروهی Between groups	3	0.001	1.043	0.425
	درون گروهی Within groups	8	0.001		
	کل Total	11			
4	بین گروهی Between groups	3	0.001	2.851	0.105
	درون گروهی Within groups	8	0.000		
	کل Total	11			
5	بین گروهی Between groups	3	0.004	3.202	0.084
	درون گروهی Within groups	8	0.001		
	کل Total	11			
6	بین گروهی Between groups	3	0.023	7.358	0.011
	درون گروهی Within groups	8	0.003		
	کل Total	11			
7	بین گروهی Between groups	3	0.017	8.551	0.007
	درون گروهی Within groups	8	0.002		
	کل Total	11			
8	بین گروهی Between groups	3	0.007	5.077	0.029
	درون گروهی Within groups	8	0.001		
	کل Total	11			
9	بین گروهی Between groups	3	۰/۰۰۲	۸/۳۸۸	۰/۰۰۷
	درون گروهی Within groups	8	۰/۰۰۰		
	کل Total	11			



شکل ۲- نمودار مقایسه‌ای درصد نیتروژن کل اندازه‌گیری شده در کرت‌ها برای تیمارهای مطالعاتی
Figure 2- Mean and standard deviation of percentage of total measured nitrogen in treated plots

به‌عنوان باکتری‌های آزادی بسیار مؤثر در تثبیت نیتروژن و بهبود سایر ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک معرفی کرده‌اند. هم‌چنین چاگری-مهمت اوغلو و همکاران (۱۲)، هوئیژیا و همکاران (۲۲)، تان (۴۵) و گزارش کردند که باکتری‌های گروه *Bacillus subtilis*، مواد غذایی خاک را از طریق ترشح پلی‌ساکاریدها افزایش داده و باعث تحریک تکثیر و فعالیت باکتری‌ها و سیانوباکترهای تثبیت‌کننده نیتروژن می‌شوند.

نتیجه‌گیری کلی

غنی‌سازی میکروبی پوسته‌های زیستی خاک‌های فقیر با هدف بهبود ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک می‌تواند راهکاری مناسب در افزایش کیفیت و کاهش هدررفت خاک و آب باشد. لذا در پژوهش حاضر تغییرپذیری نیتروژن خاک به‌عنوان شاخص مهمی از کیفیت خاک با افزایش مستقیم و غیرمستقیم جمعیت ریزجاندان خاک از طریق تلقیح باکتری‌های مؤثر در تثبیت نیتروژن (*Azotobacter sp.*) و گروه *Bacillus subtilis* و غنی‌سازی مواد غذایی مورد ارزیابی قرار گرفت. در این مطالعه نقش تلقیح جداگانه باکتری‌ها و غنی‌سازی مواد غذایی و هم‌چنین ترکیب آن‌ها در افزایش نیتروژن خاک و در نتیجه غنی شدن پوسته‌های زیستی و افزایش کیفیت خاک در مقیاس

در این رابطه آستا و همکاران (۱) معتقدند افزایش نیتروژن تثبیت شده توسط ریزجاندان فئوستتیز کننده و آزادی باعث افزایش فعالیت بیش از پیش ریزجاندان دگرتغذیه^۱ در خاک شده که در نهایت کاهش ذخیره نیتروژن خاک را در پی خواهند داشت. به‌گونه‌ای که در پژوهش حاضر نیز روند کاهش تثبیت نیتروژن بعد از ۴۰ روز از تلقیح ادامه پیدا کرده و در روز ۶۰ ام مقادیر نیتروژن کل خاک در تیمارهای تلقیح باکتری‌ها، غنی‌سازی مواد غذایی و تلقیح ترکیبی باکتری‌ها با غنی‌سازی مواد غذایی به‌ترتیب ۰/۱۶، ۰/۱۲ و ۰/۱۶ درصد اندازه‌گیری شد. اما با این حال مقادیر نیتروژن خاک در تیمار تلقیح جداگانه باکتری و هم‌چنین تیمار تلقیح ترکیبی باکتری با غنی‌سازی مواد غذایی به‌صورت معنی‌دار ($p < 0.01$) و به‌ترتیب ۲۲ و ۱۸ درصد بیش‌تر از تیمار شاهد بود.

در مجموع افزایش مستقیم جمعیت باکتری‌ها (*Azotobacter sp.* و گروه *Bacillus subtilis*) در خاک با تلقیح مستقیم نسبت به افزایش غیرمستقیم از طریق غنی‌سازی مواد غذایی در افزایش نیتروژن خاک مناسب‌تر ارزیابی شد (شکل ۲ و جدول ۲). مطابق با این یافته، دادرسان و همکاران (۱۵) باکتری‌های *Azotobacter* را

کیفیت و پایداری خاک برای دستیابی به اهداف متصور در حفاظت منابع خاک و آب و کشاورزی پایدار را فراهم آورد. هر چند ارزیابی نقش تلقیح و تحریک جداگانه و ترکیبی باکتری‌ها و سایر ریزجانداران خاک‌زی از قبیل سیانوباکترها و قارچ‌ها در بهبود کیفیت پوسته‌های زیستی خاک در شرایط و مقیاس آزمایشگاهی و صحرایی پیشنهاد می‌شود.

کرت و کوتاه مدت تأیید شد. باکتری‌های *Azotobacter* ضمن توان بالا در تثبیت نیتروژن، آزادی بوده و به سبب وابستگی کم به منابع غذایی، پایداری بیش‌تری در خاک داشته و لذا استفاده از مایع تلقیحی آن در حجم زیاد محصولی کاملاً زیستی و پایدار در احیاء و حفظ پایداری خاک محسوب خواهد شد. بر این اساس می‌توان با افزایش مصنوعی جمعیت میکروبی سطح خاک‌های فقیر از طریق روش آب-تلقیحی در سطوح دامنه‌ها و حتی اراضی کشاورزی زمینه بهبود

منابع

- 1- Acea M.J., Prieto-Fernandez A., and Diz-Cid N. 2003. Cyanobacterial inoculation of heated soils: effect on microorganisms of C and N cycles and on chemical composition in soil surface. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(4): 513-524.
- 2- Atlas R.M. 2010. Handbook of microbiological media, 4th ed. Taylor and Francis Group publication, LLC, 2036 p.
- 3- Awad N.M., Abd El-Kader A.A., Attia M., and Alva A.K. 2011. Effects of nitrogen fertilization and soil inoculation of sulfur-oxidizing or nitrogen-fixing bacteria on onion plant growth and yield. *International Journal of Agronomy*, 2011: 316856, 6. <http://dx.doi.org/10.1155/2011/316856>.
- 4- Awad Y.M., Blagodatskaya E., Ok Y.S., and Kuzyakov Y. 2012. Effects of polyacrylamide, biopolymer, and biochar on decomposition of soil organic matter and plant residues as determined by ^{14}C and enzyme activities. *European Journal of Soil Biology*, 48: 1-10.
- 5- Bahig A.E., Aly E.A., Khaled A.A., and Amel K.A. 2008. Isolation, characterization and application of bacterial population from agricultural soil at Sohag Province, Egypt. *Malaysian Journal of Microbiology*, 4(2): 42-50.
- 6- Barger N.N., Castle S.C., and Dean G.N. 2013. Denitrification from nitrogen-fixing biologically crusted soils in a cool desert environment, southeast Utah, USA. *Ecological Processes*, 2(1): 1-9.
- 7- Bationo A. (Ed.). 2007. Advances in integrated soil fertility management in sub-saharan africa: challenges and opportunities: challenges and opportunities. Springer Science and Business Media. 1108 p.
- 8- Belnap J., Wilcox B.P., Van Scoyoc M.W., and Phillips S.L. 2013. Successional stage of biological soil crusts: an accurate indicator of ecohydrological condition. *Ecohydrology*, 6(3): 474-482.
- 9- Benson H.J. 2002. Microbiological applications: laboratory manual in general microbiology. 8th ed. short version, McGraw Hill, Boston, MA, USA, 384 p.
- 10- Bergey D.H., and Breed R.S. 1957. Bergey's manual of determinative bacteriology. 7th ed. American Society for Microbiology. Baltimore, Williams and Wilkins Co. 1134 p.
- 11- Bihanta M.R., and Zare Chahouki M.A. 2015. Principles of statistics for the natural resources science, 4th ed. University of Tehran Press, 300p (In Persian with English abstract)
- 12- Cagri-mehmetoglu A., Kusakli S., and Van de Venter M. 2012. Production of polysaccharide and surfactin by *Bacillus subtilis* ATCC 6633 using rehydrated whey powder as the fermentation medium. *Journal of Dairy Science*, 95(7): 3643-3649.
- 13- Chamizo S., Cantón Y., Lázaro R., Solé-Benet A., and Domingo F. 2012a. Crust composition and disturbance drive infiltration through biological soil crusts in semiarid ecosystems. *Ecosystems*, 15: 148-161.
- 14- Chamizo S., Cantón Y., Miralles I., and Domingo F. 2012b. Biological soil crust development affects physicochemical characteristics of soil surface in semiarid ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 49: 96-105.
- 15- Dadrasan M., Chaichi M.R., Pourbabaee A.A., Yazdani D., and Keshavarz-Afshar R. 2015. Deficit irrigation and biological fertilizer influence on yield and trigonelline production of fenugreek. *Industrial Crops and Products*, 77: 156-162.
- 16- Epelde L., Burges A., Mijangos I., and Garbisu C. 2013. Microbial properties and attributes of ecological relevance for soil quality monitoring during a chemical stabilization field study. *Applied Soil Ecology*, 75: 1-12.
- 17- Franche C., Lindström K., and Elmerich C. 2009. Nitrogen-fixing bacteria associated with leguminous and non-leguminous plants. *Plant and Soil*, 321(1-2): 35-59.
- 18- Garbeva P., Tyc O., Remus-Emsermann M.N.P., van der Wal A., Vos M., Silby M., and de Boer W. 2011. No apparent costs for facultative antibiotic production by the soil bacterium *Pseudomonas fluorescens* Pf0-1. *PLoS ONE* 6(11): e27266.
- 19- Gholami L., Sadeghi S.H.R., and Homaei M. 2016. Different effects of sheep manure conditioner on runoff and soil loss components in eroded soil. *Catena*, 139, 99-104.

- 20-Giacometti C., Demyan M.S., Cavani L., Marzadori C., Ciavatta C., and Kandeler E. 2013. Chemical and microbiological soil quality indicators and their potential to differentiate fertilization regimes in temperate agroecosystems. *Applied Soil Ecology*, 64: 32-48.
- 21-Hasti Water Technology Consulting Engineers. 2011. Watershed management studies (detailed) - pedology and land capability of K1-1 sub-watershed of Chalusrood watershed. Nowshahr, 89 p. (in Persian)
- 22-Huixia P., Zhengming Ch., Xuemei Zh., Shuyong M., Xiaoling Q., and Fang W. 2007. A study on an oligotrophic bacteria and its ecological characteristics in an arid desert area. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 50: 128-134.
- 23-Kheirfam H., Sadeghi S.H.R, Homaee M., and Zarei Darki, B. 2017. Quality improvement of an erosion-prone soil through microbial enrichment. *Soil and Tillage Research*, 165: 230-238.
- 24-Kheirfam H., Sadeghi S.H.R, Zarei Darki, B., and Homaee M. 2017. Controlling rainfall-induced soil loss from small experimental plots through inoculation of bacteria and cyanobacteria. *Catena*, 152: 40-46.
- 25-Kumar R., Bhatia R., Kukreja K., Behl R.K., Dudeja S.S., and Narula N. 2007. Establishment of *Azotobacter* on plant roots: chemotactic response, development and analysis of root exudates of cotton (*Gossypiumhirsutum* L.) and wheat (*Triticumaestivum* L.). *Journal of Basic Microbiology*, 47(5): 436-439.
- 26-Liu C.W., Sung Y., Chen B.C., and Lai H.Y. 2014. Effects of nitrogen fertilizers on the growth and nitrate content of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(4), 4427-4440.
- 27-Lutton E., Schellevisa R., and Shanmuganathan A. 2013. Culture-dependent methods increase observed soil bacterial diversity from Marcellus shale temperate forest in Pennsylvania, *Journal of Student Research*, 2(1): 9-16.
- 28-Moore E.R.B., Tindall B.J., Martins Dos Santos V.A.P., Pieper D.H., Ramos J.L., and Palleroni N.J. 2006. Nonmedical: *Pseudomonas*. Chapter 3.3.21. *Prokaryotes*. 6: 646-703.
- 29-Naik S.N., Goud V.V., Rout P.K., and Dalai A.K. 2010. Production of first and second generation biofuels: a comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(2): 578-597.
- 30-Nisha R., Kaushik A., and Kaushik C.P. 2007. Effect of indigenous cyanobacterial application on structural stability and productivity of an organically poor semi-arid soil. *Geoderma*, 138(1): 49-56.
- 31-Oelze J. 2000. Respiratory protection of nitrogenase in *Azotobacter* species: is a widely held hypothesis unequivocally supported by experimental evidence? *FEMS Microbiology Reviews*, 24(4): 321-333.
- 32-Prasanna R., Joshi M., Rana A., Shivay Y.S., and Nain L. 2012. Influence of co-inoculation of bacteria-cyanobacteria on crop yield and C-N sequestration in soil under rice crop. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 28(3): 1223-1235.
- 33-Rodríguez-Caballero E., Cantón Y., Chamizo S., Afana A., and Solé-Benet A. 2012. Effects of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology*, 145-146: 81-89.
- 34-Rossi F., Olguin E.J., Diels L., and De Philippis R. 2015. Microbial fixation of CO₂ in water bodies and in drylands to combat climate change, soil loss and desertification. *New Biotechnology*, 32(1): 109-120.
- 35-Russell P., Hertz P., and McMillan B. 2013. *Biology: the dynamic science*. Cengage Learning, 560 p.
- 36-Sadeghi S.H.R., Gholami L., Homaee M., and Khaledi Darvishan A.V. 2015a. Reducing sediment concentration and soil loss using organic and inorganic amendments at plot scale, *Solid Earth*, 6: 445-455.
- 37-Sadeghi S.H.R., Gholami L., Sharifi E., Khaledi Darvishan A., and Homaee M. 2015b. Scale effect on runoff and soil loss control using rice straw mulch under laboratory conditions. *Solid Earth*, 6: 1-8.
- 38-Sadeghi S.H.R., Hashemi Arian Z., and Karimi Z. 2015c. Runoff generation and soil loss control using combined application of vermicompost and vinasse. *Water Reuse*. 2(1): 81-91. (in Persian with English abstract)
- 39-Sadeghi S.H.R, Kheirfam H., Homaee M. and Zarei Darki B., and Vafakhah, M., 2017. Improving runoff behavior resulting from direct inoculation of soil micro-organisms. *Soil and Tillage Research*, 171: 35-41.
- 40-Saez-Plaza P., Michałowski T., Navas M.J., Asuero A.G., and Wybraniec S. 2013. An overview of the Kjeldahl method of nitrogen determination. Part I. Early history, chemistry of the procedure, and titrimetric finish. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 43(4): 173-223.
- 41-Satapute P.P., Olekar H.S., Shetti A.A., Kulkarni A.G., Hiremath G.B., Patagundi B.I., Shivsharan C.T., and Kaliwal B. 2012. Isolation and characterization of nitrogen fixing bacillus subtilis strain as-4 from agricultural soil. *International Journal of Recent Scientific Research*, 3(9): 762-765.
- 42-Schrey S.D., Erkenbrack E., Früh E., Fengler S., Hommel K., Horlacher N., Schulz D., Ecke M., Kulik A., Fiedler H.P., Hampp R., and Tarkka M.T. 2012. Production of fungal and bacterial growthmodulating secondary metabolites is widespreadamong mycorrhiza-associated streptomycetes, *BMC Microbiology*, 12: 164.
- 43-Sears J.T., and Prithiviraj B. 2012. Seeding of large areas with biological soil crust starter culture formulations: using an aircraft dispersible granulate to increase stability, fertility and CO₂ sequestration on a landscape scale. *IEEE Green Technologies Conference*, 19-20 Apr. 2012, Tulsa, OK, 1-3.

- 44-Sojka R.E., Bjorneberg D.L., Entry J.A., Lentz R.D., and Orts W.J. 2007. Polyacrylamide in agriculture and environmental land management. *Advances in Agronomy*, 92: 75-162.
- 45-Tan K.H. 2011. *Principles of soil chemistry*. CRC Press. 390 p.
- 46-Thiet R.K., Boerner R.E.J., Nagy M., and Jardine R. 2005. The effect of biological soil crusts on throughput of rainwater and N into Lake Michigan sand dune soils. *Plant and Soil*, 278(1-2), 235-251.
- 47-Valencia Y., Camapum J., and Torres F.A. 2014. Influence of biomineralization on the physico-mechanical profile of a tropical soil affected by erosive processes, *Soil Biology and Biochemistry*, 74: 98-99.
- 48-Veum K.S., Goyne K.W., Kremer R.J., Miles R.J., and Sudduth K.A. 2014. Biological indicators of soil quality and soil organic matter characteristics in an agricultural management continuum. *Biogeochemistry*, 117(1): 81-99.
- 49-Vieira F.C.S., and Nahas E. 2005. Comparison of microbial numbers in soils by using various culture media and temperatures. *Microbiological Research*, 160, 197-202.
- 50-Wang W.B., Liu Y.D., Li D.H., Hua C.X., and Rao B.Q. 2009. Feasibility of cyanobacterial inoculation for biological soil crusts formation in desert area. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 926-929.
- 51-Zhao Y., Qin N., Weber B., and Xu M. 2014. Response of biological soil crusts to raindrop erosivity and underlying influences in the hilly Loess Plateau region, China. *Biodiversity and Conservation*, 23(7): 1669-1686.



Role of Biological Soil Crusts Enrichment through Bacteria Inoculation and Stimulation of Nitrogen Increasing in an Erosion-Prone Soil

H. Kheirfam¹ - M. Homaei² - S. H. Sadeghi^{3*} - B. Zarei Darki⁴

Received: 03-05-2016

Accepted: 25-09-2016

Introduction: Land degradation and soil losses are common and universal problems which is a pose threat to food security, ecosystem health and consequently sustainable development and human well-being. Meanwhile, improving the chemical and physical properties of biological soil crusts is an effective factor in soil loss controlling. Also, the chemical properties specially soil nitrogen are the important factors for soil quality determination. To this end, various strategies on techniques of amendments have been implemented to improve soil properties and quality. Although the application of most strategies have been verified to soil quality, but their application in real conditions is restricted due to detrimental environmental effects, instability, cost and time-consuming and less accessibility. Recently, biological soil crusts enrichment based on soil microorganism inoculation and stimulation has been raised as a biological and useful strategy in soil conservation sciences. Accordingly, the present study aimed to investigate the role of individual and combined inoculation of bacteria and stimulant nutrient material into small-scale plots on soil nitrogen variation as one of the important soil chemical component.

Material and Methods: The study soil was collected from the erosion-prone and poor biological crust of a sub-watershed from Chalusrood watershed located in Mazandaran Province. The soil sampling was carried out from the upper of the soil surface using a 5cm-diameter coring polyvinyl chloride. The sampled soils were air-dried and sieved by a 2 mm-sized mesh. The Nutrient Agar and Tryptic Soy Agar general were used to bacteria isolation. The identification of isolated bacteria was carried out based on available protocols. Effective nitrogen-fixing bacteria were selected and then purified by selective *Azotobacter* Agar, Modified II and DSMZ I media. The purified bacteria proliferated by LB Broth medium and then inoculated into soil small sized-plots simultaneously with stimulant nutrient material through spraying technique. The study was conducted at plot scale with 0.5×0.05×0.5 m dimensions and the plots filled by study soil based on standard protocols. The soil samples were taken at once the 7-8 days from surface of soil plots and the amounts of soil nitrogen were measured by using Kjeldahl method. As well as, experiment period was planned about 60 days. The one-way ANOVA and Tukey HSD test were subjected to statistically analyses.

Results and discussion: The results indicated that the *Azotobacter* sp. and *Bacillus subtilis* strain were selected as the most appropriate bacteria to be applied for nitrogen fixing in soil. Also, the results showed that the average total organic nitrogen in control plots ranged from 0.082 to 0.136%, which implies the soil limitation of total nitrogen. However, the measured total organic nitrogen in the bacteria, stimulant nutrient, and combined inoculation plots varied from 0.11 to 0.241%, 0.117 to 0.204%, and 0.124 to 0.374%, respectively. These results demonstrated the positive role of inoculated treatments on fixing nitrogen in the soil. Therefore, the population of *Azotobacter* sp., the *Bacillus subtilis* strain, was considerably increased after the inoculation process, and this led to converted and fixed atmospheric nitrogen (N₂) into utilizable nitrogen (NH₄ or NO₃) in soil by using the enzyme nitrogenase as a catalyst. The statistical analyses and evaluation results were indicative of a significant ($p < 0.05$) increase of soil total organic nitrogen in inoculated treatments. After one month, the fixed nitrogen was significantly ($p < 0.01$) increased in the bacteria, stimulant nutrient material, and combined inoculated plots to respective of 148, 110, and 284%, compared to control plots. Additionally, decreasing of nitrogen from plots were begun after one month of inoculation time. It can be related to the quickly reducing bacteria nutrient resources due to fast proliferation and activity of bacteria. However, amount of nitrogen in the treated-plots remained fixed after two month of inoculation. Accordingly, after 60 days, the amount of fixed nitrogen in the bacteria and combined inoculated plots were about 16 and 17% more than to control ($p < 0.01$).

1 and 3- Former PhD Student and Professor Department of Watershed Management Engineering, Tarbiat Modares University

(*-Corresponding Author EMail: Sadeghi@modares.ac.ir)

2- Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University

4- Assistant Professor, Department of Marine Biology, Tarbiat Modares University

Conclusion: The land degradation rate critically depends on soil quality. Soil crust enriched by inoculation of bacteria can improve soil chemical and especially properties nitrogen and, ultimately, soil quality. Eventually, biological soil crusts enrichment by inoculation of bacteria was proved as a completely biologic, safe and economically techniques in soil chemical properties improving. Though, more insight studies on applicability of soil microorganisms on soil quality and quantity conservation are essentially needed under different conditions with further emphases on field application to allow drawing more certain conclusion.

Keywords: Microorganisms Inoculating, Soil Bio-technology, Soil Erosion, Soil Amendments, Soil Stability



اثر بیوپار تفاله پسته تولید شده در دو دمای مختلف و سطوح مختلف نیتروژن و فسفر بر غلظت برخی عناصر پرمصرف و رشد اسفناج

حامد رجبی^۱ - صدیقه صفرزاده^{۲*} - عبدالمجید رونقی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۸/۲۶

چکیده

نیتروژن، فسفر و پتاسیم از جمله عناصر غذایی ضروری پر مصرف هستند که وظایف مهمی در گیاه بر عهده دارند. به منظور بررسی اثر بیوپار تفاله پسته و کود شیمیایی بر رشد و ترکیب شیمیایی گیاه اسفناج (رقم *viroflay*)، آزمایش گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل (۳×۳×۲) در قالب طرح کاملاً تصادفی و با سه تکرار انجام شد. تیمارها شامل سه سطح بیوپار تهیه شده از تفاله پسته (صفر، ۳ و ۶ درصد وزنی) تولید شده در دو دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس و سه سطح نیتروژن و فسفر [صفر، (نیتروژن ۸۰ و فسفر ۱۵ میلی گرم در کیلوگرم) و (نیتروژن ۱۵۰ و فسفر ۳۰ میلی گرم در کیلوگرم)] بود. نتایج نشان داد که بیوپار تولید شده در دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس اثر معنی داری بر وزن خشک گیاه اسفناج نداشت. کاربرد هر دو سطح نیتروژن و فسفر سبب افزایش معنی دار میانگین وزن خشک گیاه اسفناج در مقایسه با تیمار شاهد شد. کاربرد بیوپار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس غلظت نیتروژن، فسفر، و پتاسیم اندام‌های هوایی اسفناج را به طور معنی داری نسبت به شاهد افزایش داد، اما بیوپار تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس تنها سبب افزایش معنی دار غلظت فسفر و پتاسیم شد. اضافه کردن هر دو سطح نیتروژن و فسفر سبب افزایش معنی دار غلظت نیتروژن و فسفر و کاهش معنی دار غلظت پتاسیم اندام‌های هوایی نسبت به شاهد شد. دمای تولید بیوپار اثر معنی داری بر وزن خشک و غلظت نیتروژن اندام هوایی اسفناج نداشت اما کاربرد بیوپار تولیدی در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس سبب کاهش معنی دار غلظت فسفر و افزایش معنی دار غلظت پتاسیم اندام هوایی نسبت به بیوپار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس شد.

واژه‌های کلیدی: ترکیب شیمیایی، کود، عملکرد اسفناج

مقدمه

کشاورزی، و به طور کلی به خطر افتادن حیات انسان‌ها و سایر موجودات زنده شده است (۱۶). امروزه استفاده از کودهای سبز و همچنین بهره‌گیری از بقایای مواد آلی در خاک به عنوان بخشی از برنامه های کشاورزی پایدار جایگزین کودهای شیمیایی شده است، بدین صورت می‌توان بدون افزایش کودهای شیمیایی یا با کاربرد مقادیر کمتر آن، حاصلخیزی خاک را افزایش داد (۲۱).

در سال‌های اخیر متخصصان محیط زیست از تبدیل زیست‌توده گیاهی و ضایعات کشاورزی به بیوپار (زغال زیستی) به منظور حفظ و نگهداری کربن در خاک، اصلاح و بهبود ویژگی های خاک استفاده می کنند (۱۳ و ۲۵). بیوپار، ماده تهیه شده از زیست‌توده‌های گیاهی و ضایعات کشاورزی است که طی فرآیند آتشکافت (پیرولوسیس) تولید می‌شود، این فرآیند سوختن کند و آرام مواد آلی در شرایط عدم وجود یا غلظت بسیار کم می باشد (۲۵). بیوپار علاوه بر حفظ و نگهداری کربن در خاک و جلوگیری از گرم شدن کره زمین، به عنوان

اسفناج (*Spinaciaoleracea*, L.) یکی از سبزی‌های فصل سرد است که ارزش غذایی زیادی داشته و به دلیل نقش تغذیه‌ای آن برای انسان، افزایش عملکرد و بهبود کیفیت آن اهمیت فراوانی دارد (۱۷). یکی از راههای تأمین عناصر غذایی برای گیاه مصرف کود شیمیایی است که سریع‌ترین راه برای جبران کمبود عناصر غذایی خاک به نظر می‌رسد. هر چند استفاده از کودهای شیمیایی از عوامل اصلی حاصلخیزی خاک به شمار می‌روند، ولی استفاده بی‌رویه از آن علاوه بر اتلاف سرمایه و خسارت مالی، موجب آلودگی خاک و آب، بر هم خوردن تعادل عناصر غذایی در خاک، کاهش بازده محصولات

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، استادیار و استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
(*)- نویسنده مسئول:
(Email: safarzadeh@shirazu.ac.ir)

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی اثر سطوح بیوپار تولید شده در دو دمای مختلف و کود شیمیایی بر رشد و ترکیب شیمیایی گیاه اسفناج، آزمایشی به صورت فاکتوریل ($2 \times 3 \times 3$) در قالب طرح کاملاً تصادفی و با سه تکرار در شرایط گلخانه‌ای در آذر ماه سال ۱۳۹۲ طراحی و اجرا شد. تیمارها شامل ۳ سطح بیوپار (صفر، ۳، ۶ درصد وزنی بیوپار تفاله پسته) و سه سطح مختلف نیتروژن و فسفر به صورت نیتروژن و فسفر صفر (شاهد)، نیتروژن ۸۰ و فسفر ۱۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک، و نیتروژن ۱۵۰ و فسفر ۳۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک (به ترتیب از منبع اوره و مونو کلسیم فسفات)، و دو دمای مختلف جهت تولید بیوپار (۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس) بود. مقدار مورد نیاز خاک از عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری خاک آهکی سری دانشکده (Fine, mixed, mesic, Typic Calcixerepts) واقع در منطقه باجگاه فارس جمع آوری شدند. نمونه‌ها پس از هوا خشک کردن و عبور از الک دو میلی متری جهت تجزیه شیمیایی آماده شدند. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مانند pH در خمیر اشباع به روش توماس (۴۱)، بافت به روش هیدرومتری (۱۵)، ماده آلی به روش اکسیداسیون با اسید کرومیک و سپس تیتره کردن با فروس آمونیوم سولفات (۳۳)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع به وسیله هدایت سنج الکتریکی (۳۵)، ظرفیت تبادل کاتیونی (۳۴)، نیتروژن کل به روش کلدال (۴)، فسفر قابل استفاده به روش واتاناب و اولسن (۴۳) و غلظت عناصر کم مصرف کاتیونی (منگنز، مس، روی، و آهن) به روش عصاره گیری با دی تی پی I (۲۸) و قرائت با دستگاه جذب اتمی، Shimadzu, AA-670 و پتاسیم بوسیله عصاره گیری با استات آمونیوم (۲۳) و قرائت بوسیله دستگاه شعله سنج تعیین شدند (جدول ۱). برای تهیه بیوپار، از تفاله‌های پسته استفاده شد. تفاله‌های پسته پس از جمع آوری، هوا خشک شده، و سپس در ورقه آلومینیومی بسته بندی شدند تا فرآیند اکسیژن رسانی به تفاله‌ها محدود شود. سپس به مدت چهار ساعت در دو دمای متفاوت (۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس) در داخل کوره قرار داده شدند تا فرآیند آتشکافت (پیرولوسیس) (فرآیند سوختن کند و آرام مواد آلی در شرایط عدم وجود یا غلظت بسیار کم اکسیژن (۲۵)) انجام شود و زغالی که به آن بیوپار می‌گویند تولید شود (۲۴). سپس بیوپار آسیاب شده و برخی از ویژگی‌های شیمیایی مانند پهاش و قابلیت هدایت الکتریکی مطابق با روش‌هایی که برای خاک آمده است اندازه‌گیری شدند. غلظت فسفر به روش آمونیوم مولیبدات وانادات (۷)، پتاسیم بوسیله دستگاه شعله سنج، هیدروژن، کربن و نیتروژن بوسیله دستگاه HCN آنالیزر اندازه‌گیری شدند (جدول ۲). در ابتدا بر اساس نتایج آزمون خاک (به منظور جلوگیری از کمبود احتمالی برخی عناصر غذایی) عناصر آهن، منگنز، روی، و مس به ترتیب از منابع کلاتی و

یک ماده افزودنی در بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک و در نهایت بهبود حاصلخیزی خاک و افزایش تولید محصولات کشاورزی مؤثر گزارش شده است (۲۰ و ۴۲).

گزارشات متعددی در مورد اثر بیوپار بر رشد و عملکرد گیاهان مختلف وجود دارد (۲، ۲۰، و ۲۷). در برخی از مطالعات اثر بیوپار بر افزایش عملکرد گیاهان گزارش نشد (۲) و در برخی از تحقیقات اثر منفی بیوپار (۲۲) و در برخی از تحقیقات اثر مثبت آن (۴۲) بر عملکرد گیاه و حاصلخیزی خاک گزارش شده است. اثر بیوپار بر عملکرد گیاه به مقدار مصرف بیوپار (۲۶)، ویژگی‌های خاک (۲)، منبع زیست‌توده اولیه و ویژگی‌های آن (فیزیکی و شیمیایی) و شرایط تولید بیوپار و دمای لازم برای فرآیند آتشکافت (۱۰ و ۲۰) بستگی دارد. ترکیب و قابلیت استفاده عناصر غذایی با توجه به منبع ماده آلی مورد استفاده برای تهیه بیوپار و شرایط آتشکافت متغیر است (۱۹).

کارتر و همکاران (۵) در آزمایشی گلخانه ای اثر مقادیر ۲۵، ۵۰ و ۱۵۰ گرم در کیلوگرم بیوپار را بر رشد کاهو و کلم بررسی نمودند. نتایج آنان نشان داد که کاربرد بیوپار سبب افزایش وزن خشک اندام هوایی و ریشه، ارتفاع گیاه و تعداد برگ‌ها در مقایسه با شاهد شده است. چان و همکاران (۶) در آزمایشی گلخانه ای اثر کاربرد مقادیر مختلف (۱۰، ۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار) بیوپار بر گیاه تربچه در یک خاک اسیدی با محتوای پایین کربن آلی در حضور و عدم حضور منبع نیتروژنی (نیترات آمونیوم) را بررسی کردند. نتایج آنان نشان داد که در عدم حضور کود نیتروژنی، کاربرد بیوپار اثری بر افزایش عملکرد گیاه نداشت. اما با افزایش میزان بیوپار از ۱۰ تا ۱۰۰ تن در هکتار و در حضور ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار کود نیتروژن، عملکرد گیاه افزایش معنی‌دار یافت. بطور کلی نتایج مطالعات مختلف نشان از آن دارد که کاربرد بیوپار سبب افزایش و بهبود کارایی کودهای نیتروژنی در خاک‌های مختلف و در نهایت جذب بیشتر نیتروژن برای گیاه می‌شود (۱۰).

در سالهای اخیر استفاده از بیوپار حاصل از کودها و ضایعات کشاورزی جهت بهبود ویژگی‌های فیزیکی و حاصلخیزی خاک و بهبود رشد گیاهان مورد توجه محققین در ایران قرار گرفته اما با توجه به بررسی‌های انجام شده تاکنون در مورد اثر بیوپار حاصل از تفاله پسته در خاک آهکی تحقیقی انجام نشده است. بنابراین باتوجه به تولید زیاد تفاله پسته در ایران و عدم استفاده بهینه از آن در مزرعه، و با توجه به نقش دمای تولید بیوپار بر ویژگی‌های بیوپار، پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر بیوپار حاصل از تفاله پسته تولید شده در دو دمای مختلف به همراه نیتروژن و فسفر بر غلظت عناصر غذایی و رشد گیاه اسفناج انجام شد.

سولفاتی به ترتیب به مقدار ۱۰، ۵، ۵ و ۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک اضافه شد. عناصر نیتروژن (از منبع اوره) و فسفر (از منبع مونو کلسیم فسفات) طبق سطوح پیشنهادی برای تیمارها به گلدان‌ها افزوده شدند. مقدار نیتروژن مورد نیاز به دو قسمت تقسیم، نیمی از نیتروژن در ابتدای دوره خوابانیدن همراه سایر تیمارها و مابقی در اواسط فصل رشد (۴ هفته پس از کاشت) به گلدان‌ها افزوده شد. سپس نمونه‌های خاک دو کیلوگرمی به همراه تیمارهای ذکر شده به مدت ۳۰ روز در دمای ۲۵ درجه سلسیوس خوابانیده و در طول مدت خوابانیدن رطوبت خاک‌ها در حد رطوبت ظرفیت مزرعه نگهداری شدند. سپس خاک درون کیسه‌ها مخلوط شده و به داخل گلدان‌ها منتقل و در هر گلدان ۱۰ عدد بذر اسفناج (رقم viroflay) کاشته شده و پس از حدود یک

هفته به ۵ عدد تنک شدند. حدود ۸ هفته بعد گیاهان از محل طوقه قطع و پس از شستشو با آب مقطر، در دمای ۶۵ درجه سلسیوس تا رسیدن به وزن ثابت در آون خشک شده، به وسیله آسیاب پودر و به منظور انجام تجزیه شیمیایی به آزمایشگاه منتقل شدند. عصاره گیری نمونه های گیاهی و اندازه گیری عناصر نیتروژن، فسفر، و پتاسیم در آنها، مطابق با روشی که برای بیوچار توضیح داده شد، انجام گرفت. تجزیه و تحلیل آماری داده‌های جمع‌آوری شده با استفاده از نرم افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

Table 1. Selected physical and chemical properties of soil

ویژگی (واحد)	مقدار	ویژگی (واحد)	مقدار
نیتروژن کل Total nitrogen (%)	0.14	شن (%) Sand (%)	4
فسفر قابل استفاده Available phosphorus (mg kg ⁻¹)	10	رس (%) Clay (%)	42
پتاسیم Potassium (mg kg ⁻¹)	350	بافت خاک Soil texture	رسی - سیلتی Silty clay
آهن قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌بی DTPA extractable Fe	5.6	قابلیت هدایت الکتریکی (dS m ⁻¹) Electrical conductivity (dS m ⁻¹)	0.74
منگنز قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌بی DTPA extractable Mn	12.5	ماده آلی (%) Organic matter (%)	1.26
مس قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌بی DTPA extractable Cu	1.4	پهاش pH	7.82
روی قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌بی DTPA extractable Zn	1.1	ظرفیت تبادل کاتیونی (cmol ⁺ kg ⁻¹) Cation exchange capacity (cmol ⁺ kg ⁻¹)	13

جدول ۲- برخی ویژگی‌های شیمیایی بیوچار تفاله پسته

Table 2. Selected chemical properties of pistachio biochar

ویژگی (واحد)	مقدار	
	بیوچار ۲۰۰ °C Biochar 200 °C	بیوچار ۴۰۰ °C Biochar 400 °C
پهاش: ۱:۵ کود به آب pH (1: 5 biochar to water)	4.66	11.7
قابلیت هدایت الکتریکی (۱:۵ کود به آب، dS m ⁻¹) Electrical conductivity (1: 5 biochar to water, dS m ⁻¹)	5.4	7.2
C:N	21.37	26.52
هیدروژن Hydrogen (%)	5.66	3.8
کربن Carbon (%)	51.5	57.82
نیتروژن کل Total nitrogen (%)	2.41	2.18
فسفر کل Total phosphorus (mg kg ⁻¹)	300	600
پتاسیم کل Total Potassium (%)	5.9	11

نتایج و بحث

بیوپار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس (۲۷ گلدان) و در آزمایش دوم نتایج مربوط به بیوپار تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس (۲۷ گلدان) آورده شده است.

جهت بررسی بهتر اثر تیمارها بر ویژگی های اندازه گیری شده، آزمایش به دو قسمت تفکیک شد. در آزمایش اول نتایج مربوط به

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارها بر برخی ویژگی ها و غلظت عناصر پر مصرف گیاه اسفناج
Table 3 - Results of variance analysis of the effect of treatment on some characteristics and Concentrations of macronutrients in spinach plant

میانگین مربعات Mean square						
منابع تغییرات Sources of changes	درجه آزادی Degrees of freedom	Dry وزن خشک matter	غلظت نیتروژن Nitrogen concentration	غلظت فسفر Phosphorus concentration	غلظت پتاسیم Potassium concentration	
آزمایش اول First test	سطوح بیوپار Biochar level	2	0.58 ^{ns}	1.28 ^{**}	11.54 ^{**}	7179.4 ^{**}
	سطوح کود شیمیایی Fertilizer levels	2	10.89 ^{**}	9 ^{**}	18.87 ^{**}	625.05 ^{**}
	بیوپار × کود شیمیایی Biochar × fertilizer	4	0.37 ^{ns}	2.5 [*]	0.07 ^{ns}	95.92 [*]
	خطا Error	8	0.17	0.14	0.24	29.52
	CV		11.54	10.64	8.93	5.93
آزمایش دوم Second test	سطوح بیوپار Biochar level	2	0.035 ^{ns}	0.33 ^{ns}	3.16 ^{**}	10081.1 ^{**}
	سطوح کود شیمیایی Fertilizer level	2	9.55 ^{**}	20.37 ^{**}	30.23 ^{**}	188.12 [*]
	بیوپار × کود شیمیایی Biochar × fertilizer	4	0.25 ^{ns}	0.091 ^{ns}	0.48 ^{ns}	11.52 ^{ns}
	خطا Error	8	0.12	0.26	0.25	40.25
	CV		9.48	14.84	10.1	6.49

^{ns}، *، ** به ترتیب بیانگر عدم معنی داری، و معنی داری در سطح $P \leq 0.05$ و $P \leq 0.01$ است.
ns, *, **, not significant, significant at $P \leq 0.05$ and $P \leq 0.01$, respectively.
آزمایش اول و دوم به ترتیب بیانگر نتایج مربوط به بیوپار تولید شده در دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس
First and second experiments, results of biochar prepared at 200 and 400 °c

وزن خشک اندام هوایی اسفناج:

بر اساس نتایج جدول ۳ در هر دو آزمایش، کاربرد بیوپار و بر همکنش سطوح بیوپار و کود شیمیایی اثر معنی داری بر وزن خشک اندام هوایی اسفناج نداشت. اما کاربرد کود شیمیایی اثر معنی داری (در سطح احتمال ۱ درصد) بر میانگین وزن خشک اندام هوایی اسفناج نشان داد.

مقایسه میانگین های اثر اصلی سطوح مختلف بیوپار بر وزن خشک اندام هوایی اسفناج در جدول ۴ نشان داده شده است. در هر دو آزمایش، با افزایش سطوح ۳ و ۶ درصد وزنی بیوپار وزن خشک اندام هوایی اسفناج نسبت به شاهد افزایش یافت اما از لحاظ آماری معنی دار نبود که ممکن است به دلیل کوتاه بودن طول دوره رشد گیاه (هشت هفته) باشد. نتایج ضد و نقیضی در مورد اثر بیوپار بر حاصلخیزی خاک و عملکرد گیاه گزارش شده است (۳). گاسکین و

همکاران (۱۴) مشاهده کردند که کاربرد ۲۲ تن در هکتار بیوپار پوسhte بادم زمینی همراه با کود شیمیایی و همچنین کاربرد بیوپار کاج به تنهایی سبب کاهش عملکرد ذرت شد. با کاربرد کود شیمیایی میانگین وزن خشک اندام هوایی اسفناج به طور معنی داری افزایش یافت. میانگین وزن خشک اندام هوایی اسفناج در سطوح (۸۰ میلی گرم نیتروژن و ۱۵ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک) و (۱۵۰ میلی گرم نیتروژن و ۳۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک) کود شیمیایی در آزمایش اول به ترتیب ۴۴/۶۲ و ۸۷/۶۴ درصد و در آزمایش دوم به ترتیب ۳۷/۱۲ و ۷۸/۴۱ درصد نسبت به شاهد افزایش معنی دار یافت (جدول ۴). به احتمال زیاد کود شیمیایی توانسته با تأمین عناصر غذایی سبب بهبود جذب نیتروژن و فسفر و در نتیجه سرعت رشد و بیوماس گیاه را نسبت به شرایط عدم استفاده از کود افزایش دهد. تاکب و همکاران (۳۹) بیان کردند که افزایش وزن خشک اسفناج در نتیجه کاربرد کود نیتروژن را می توان

به ترکیب نیتروژن با مواد حاصل از فتوسنتز مانند گلوکز، ساکارز و آسکوربیک اسید، و تولید اسیدهای آمینه و سپس پروتئین نسبت داد. میانگین وزن خشک اسفناج در دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس به ترتیب ۳/۶۲ و ۳/۶۵ گرم در گلدان بود که تفاوت معنی داری با یکدیگر نداشتند (جدول ۴). بنابراین دمای تولید بیوچار اثر معنی داری بر میانگین وزن خشک اندام هوایی اسفناج نداشت.

جدول ۴- اثر کاربرد بیوچار تولید شده در دودمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس و کود شیمیایی (نیتروژن و فسفر) بر وزن خشک (گرم در گلدان)

اندام هوایی اسفناج

Table 4- Effect of biochar produced in two temperatures (200 and 400 °C) and fertilizers (Nitrogen and phosphorus) on dry matter (gr pot⁻¹)

سطوح کود شیمیایی fertilizer levels (میلی گرم در کیلوگرم خاک) (Nitrogen and phosphorus) (mg kg ⁻¹)	آزمایش اول: سطوح بیوچار تولیدی در دمای ۲۰۰ °C (درصد وزنی) First test: biochar level prepared at 200 °C (% W)			میانگین Mean
	0	3	6	
0	2.83 ^{de}	2.45 ^e	2.26 ^e	2.51C
80 و 15	3.22 ^{cd}	3.73 ^c	3.93 ^{bc}	3.63B
150 و 30	4.69 ^a	4.51 ^{ab}	4.94 ^a	4.71A
میانگین Mean	3.58A	3.65A	3.71A	3.62A
	آزمایش دوم: سطوح بیوچار تولیدی در دمای ۴۰۰ °C (درصد وزنی) Second test: biochar levels prepared at 400 °C (% W)			
	0	3	6	
0	2.83 ^{cd}	2.39 ^d	2.71 ^{cd}	2.64C
80 و 15	3.22 ^{bc}	3.81 ^b	3.83 ^b	3.62B
150 و 30	4.69 ^a	4.84 ^a	4.58 ^a	4.71A
میانگین Mean	3.58A	3.67A	3.71A	3.65A

* میانگین هایی که در هر ردیف یا ستون دارای یک حرف مشابه بزرگ و میانگین هایی که در متن جدول دارای یک حرف مشابه کوچک هستند، بر اساس آزمون دانکن دارای تفاوت معنی دار نمی باشند (P<0.05).

* Means in each column or row followed by the same capital letters and means in the body of the table followed by the same lowercase letters are not significantly different (p≤0.05) by Duncan's Multiple Range Test.

غلظت نیتروژن کل اندام هوایی اسفناج:

بر اساس نتایج جدول ۳ در آزمایش اول کاربرد بیوچار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس اثر معنی داری (در سطح احتمال ۱ درصد) بر میانگین غلظت نیتروژن کل اندام هوایی اسفناج داشت. با کاربرد ۳ و ۶ درصد وزنی بیوچار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس میانگین غلظت نیتروژن کل در اندام هوایی اسفناج نسبت به تیمار شاهد به ترتیب ۱۸/۰۷ و ۲۱/۵ درصد افزایش معنی دار داشت (جدول ۶). در آزمایش دوم کاربرد سطوح ۳ و ۶ درصد وزنی بیوچار تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس سبب افزایش میانگین غلظت نیتروژن کل در اندام هوایی اسفناج شد اما از لحاظ آماری معنی دار نبود (جدول های ۳ و ۵). با توجه به نتایج گاسکین و همکاران (۱۳) بیوچار می تواند منبع تغذیه مستقیم برای گیاه باشد و بسیاری از عناصر غذایی از جمله نیتروژن، فسفر و پتاسیم را برای گیاه فراهم کند و سبب افزایش غلظت این عناصر در گیاه شود. کاربرد بیوچار ممکن است باعث افزایش و قابلیت دسترسی عناصر غذایی در خاک شود به طور مثال کاربرد بیوچار حاصل از چوب و مواد زائد سبز

می تواند نیتروژن کل، فسفر قابل استفاده، کاتیون تبادل، کلسیم، منیزیم، سدیم، و پتاسیم در خاک را افزایش داده (۳۱) و در نتیجه جذب بسیاری از عناصر غذایی در گیاه پس از کاربرد بیوچار را افزایش دهد (۶).

در هر دو آزمایش سطوح کود شیمیایی اثر معنی داری بر غلظت نیتروژن اندام هوایی اسفناج داشت (جدول ۳). به طوریکه با کاربرد سطوح (۸۰ میلی گرم نیتروژن و ۱۵ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک) و (۱۵۰ میلی گرم نیتروژن و ۳۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک) کود شیمیایی در آزمایش اول، میانگین غلظت نیتروژن کل اندام هوایی اسفناج به ترتیب ۵۳/۱۴ و ۷۸/۷۴ درصد و در آزمایش دوم به ترتیب ۱۳۶ و ۱۶۲/۸ درصد نسبت به سطح بدون کود (تیمار شاهد) افزایش یافت (جدول ۵). شیخی و رونقی (۳۷) بیان کردند کاربرد نیتروژن در مقایسه با شاهد، جذب کل نیتروژن اندام هوایی اسفناج را افزایش داد. زاهدی فر و همکاران (۴۵) گزارش کردند که با کاربرد نیتروژن در محیط کشت گیاه، جذب نیتروژن در ریشه، شاخساره و میوه گوجه فرنگی افزایش یافت. برهمکنش کود شیمیایی

(۸). به طور کلی مطالعات مختلف نشان داد که کاربرد بیوپچار سبب بهبود کارایی کود نیتروژنی در خاک‌های مختلف و در نهایت جذب بیشتر نیتروژن در گیاه می‌شود (۱۰). ژانگ و همکاران (۴۶) بیان کردند برهمکنش بیوپچار و کود نیتروژن سبب افزایش عملکرد اسفناج و افزایش راندمان استفاده از کود نیتروژن شده است. راج‌کاوچ و همکاران (۳۶) اثر چند نوع بیوپچار مختلف (ذرت، فندق، بلوط، کاج و زباله غذایی) را بر غلظت نیتروژن ذرت مورد مطالعه قرار دادند آنها بیان کاربرد که کاربرد بیوپچار سبب افزایش غلظت نیتروژن در گیاه ذرت شد. میانگین غلظت نیتروژن اندام هوایی اسفناج در دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس به ترتیب ۳/۶۳ و ۳/۴۳ در صد بود که تفاوت معنی داری با یکدیگر نداشتند (جدول ۵)، بنابراین دمای تولید بیوپچار اثر معنی‌داری بر میانگین وزن خشک اندام هوایی اسفناج نداشت.

و بیوپچار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس (آزمایش اول) بر میانگین غلظت نیتروژن کل اندام هوایی در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود (جدول ۳) و بیشترین مقدار نیتروژن کل در اندام هوایی اسفناج (۴/۹۴ درصد) در سطح ۳ درصد وزنی بیوپچار و سطح ۱۵۰ میلی گرم نیتروژن و ۳۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک بدست آمد که ۳ برابر تیمار شاهد بود (جدول ۵) در آزمایش دوم اثر برهمکنش بیوپچار و کود شیمیایی بر میانگین غلظت نیتروژن کل اندام هوایی اسفناج معنی‌دار نبود (جدول ۵). کاربرد بیوپچار می‌تواند تحرک یا مهار فعالیت میکروبی را که منجر به افزایش و یا کاهش نیتریفیکاسیون می‌شود تحت تأثیر قرار دهد، که بیشتر به دلیل تثبیت نیتروژن بوسیله باکتری‌های تثبیت کننده، سبب افزایش میزان فراهمی این عنصر و در نتیجه افزایش میزان نیتروژن قابل دسترس برای گیاه می‌شود

جدول ۵- اثر کاربرد بیوپچار تولید شده در دو دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس و کود شیمیایی (نیتروژن و فسفر) بر غلظت نیتروژن (درصد) اندام

هوایی اسفناج

Table 5- Effect of biochar prepared in two temperature (200 and 400 °C) and fertilizers (Nitrogen and phosphorus) on nitrogen concentration (%)

سطوح کود شیمیایی fertilizer levels نیتروژن و فسفر (میلی گرم در کیلوگرم خاک) (Nitrogen and phosphorus) (mg kg ⁻¹)	آزمایش اول: سطوح بیوپچار تولیدی در دمای ۲۰۰ °C (درصد وزنی) First test: biochar level prepared at 200 °C (% W)			میانگین Mean
	0	3	6	
0	1.61 ^d	2.95 ^c	3.07 ^c	2.54C
80 و 15	3.49 ^{bc}	3.94 ^{ab}	4.13 ^{ab}	3.86B
150 و 30	4.5 ^a	4.94 ^a	4.51 ^a	4.54A
میانگین Mean	3.21B	3.79A	3.9A	3.63A
	آزمایش دوم: سطوح بیوپچار تولیدی در دمای ۴۰۰ °C (درصد وزنی) Second test: biochar levels prepared at 400 °C (% W)			
	0	3	6	
0	1.61 ^d	1.67 ^c	1.88 ^c	1.72B
80 و 15	3.63 ^b	4.26 ^{ab}	4.29 ^{ab}	4.06A
150 و 30	4.44 ^{ab}	4.49 ^{ab}	4.61 ^a	4.52A
میانگین Mean	3.23A	3.48A	3.59A	3.43A

*میانگین هایی که در هر ردیف یا ستون دارای یک حرف مشابه بزرگ و میانگین هایی که در متن جدول دارای یک حرف مشابه کوچک هستند، بر اساس آزمون دانکن دارای تفاوت معنی‌دار نمی باشند (P<0.05).
*Means in each column or row followed by the same capital letters and means in the body of the table followed by the same lowercase letters are not significantly different (p≤ 0.05) by Duncan's Multiple Range Test.

غلظت فسفر کل اندام هوایی اسفناج:

و ۲۵/۲۳ درصد افزایش معنی داری نسبت به شاهد داشت (جدول ۶). جذب عناصر غذایی بوسیله گیاه تابع دو عامل رشد سیستم ریشه‌ای گیاه و فراهمی عناصر غذایی در خاک می‌باشد. مطالعات نشان داد که بسیاری از بیوپچارها به دلیل داشتن سطوح تبادل زیادی می‌توانند منجر به افزایش نگهداری عناصر غذایی و افزایش قابلیت دسترسی عناصر غذایی شده (۳۰)، و کاربرد بیوپچار در خاک می‌تواند قابلیت دسترسی فسفر را تحت تأثیر قرار دهد (۴۰). دلوکا و همکاران (۹)، و ماجور و

بر اساس داده های جدول ۳ کاربرد بیوپچار و کود شیمیایی در هر دو آزمایش اثر معنی‌داری (در سطح احتمال ۱ درصد) بر میانگین غلظت فسفر کل اندام هوایی اسفناج داشت اما برهمکنش بیوپچار و کود شیمیایی اثر معنی‌داری نداشت. با کاربرد سطوح ۳ و ۶ درصد وزنی بیوپچار در آزمایش اول میانگین غلظت فسفر اندام هوایی اسفناج به ترتیب ۴۵/۷۵ و ۴۶/۶۹ درصد و در آزمایش دوم به ترتیب ۲۲/۸۷

۳۸/۹ و ۱۱۰ درصد نسبت به سطح بدون کود (تیمار شاهد) افزایش داد. مظلومی و رونقی (۲۹) نیز گزارش کردند با کاربرد ۸۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک نسبت به ۴۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک، غلظت فسفر اندام هوایی اسفناج ۱۴ درصد افزایش داشته است.

بر اساس داده های جدول ۶ کاربرد بیوچار تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس سبب کاهش معنی دار غلظت فسفر اندام هوایی گیاه اسفناج نسبت به بیوچار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس (از ۵/۵۵ به ۴/۹۲ میلی گرم در گرم وزن خشک) شد. حسین و همکاران (۱۹) در پژوهشی نشان دادند که دماهای مختلف تولید بیوچار سبب تغییرات در ویژگی های بیوچار شده است که ممکن است بر عملکرد و غلظت عناصر تأثیر گذار باشد.

همکاران (۳۱) افزایش در قابلیت استفاده فسفر، پتاسیم، آهن، روی، منگنز و مس در اثر کاربرد کود مرغی و بیوچارهای حاصل از آن در خاک و در نتیجه بهبود جذب آن در گیاه بوسیله گیاه را گزارش نموده اند. بیوچار علاوه بر اینکه خود حاوی مقدار زیادی از عناصر مذکور است با تأثیر بر پ هاش، فعالیت میکروارگانیسم ها، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، ایجاد کمپلکس های آلی، بهبود ویژگی های فیزیکی خاک و افزایش ظرفیت نگهداری رطوبت در افزایش فراهمی عناصر غذایی در خاک مؤثر است (۲۷ و ۳۸).

همانگونه که از داده های جدول ۶ مشاهده می شود کاربرد سطوح (۸۰ میلی گرم نیتروژن و ۱۵ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک) و (۱۵۰ میلی گرم نیتروژن و ۳۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک) کود شیمیایی در آزمایش اول میانگین غلظت فسفر اندام هوایی اسفناج را به ترتیب ۵/۲۷ و ۵۸/۴۶ درصد و در آزمایش دوم به ترتیب

جدول ۶- اثر کاربرد بیوچار تولید شده در دو دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس و کود شیمیایی (نیتروژن و فسفر) بر غلظت فسفر (میلی گرم در

گرم وزن خشک) اندام هوایی اسفناج

Table 6- Effect of biochar prepared in two temperature (200 and 400 °C) and fertilizers (Nitrogen and phosphorus) on phosphorus concentration (mg gr⁻¹ dry weight)

سطوح کود شیمیایی fertilizer levels (میلی گرم در کیلوگرم خاک) (Nitrogen and phosphorus) (mg kg ⁻¹)	آزمایش اول: سطوح بیوچار تولیدی در دمای ۲۰۰ °C (درصد وزنی) First test: biochar level prepared at 200 °C (% W)			میانگین Mean
	0	3	6	
0	3.13 ^c	5.34 ^b	5.18 ^b	4.55 B
80 و 15	3.55 ^c	5.55 ^b	5.56 ^b	4.79 B
150 و 30	6.04 ^b	7.66 ^a	7.92 ^a	7.21 A
میانگین Mean	4.24 B	6.18 A	6.22 A	5.55 A
	آزمایش دوم: سطوح بیوچار تولیدی در دمای ۴۰۰ °C (درصد وزنی) Second test: biochar levels prepared at 400 °C (% W)			
	0	3	6	
0	3.13 ^d	3.34 ^d	3.41 ^d	3.29 C
80 و 15	3.55 ^d	4.93 ^c	5.22 ^{bc}	4.57 B
150 و 30	6.04 ^b	7.32 ^a	7.36 ^a	6.91 A
میانگین Mean	4.24 B	5.21 A	5.31 A	4.92 B

* میانگین هایی که در هر ردیف یا ستون دارای یک حرف مشابه بزرگ و میانگین هایی که در متن جدول دارای یک حرف مشابه کوچک هستند، بر اساس آزمون دانکن دارای تفاوت معنی دار نمی باشند (P<0.05).

* Means in each column or row followed by the same capital letters and means in the body of the table followed by the same lowercase letters are not significantly different (p≤ 0.05) by Duncan's Multiple Range Test.

غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج:

کاربرد بیوچار و کود شیمیایی در هر دو آزمایش اثر معنی داری در سطح احتمال ۱ درصد بر میانگین غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج داشت (جدول ۳). با کاربرد بیوچار بیشترین میانگین غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج در آزمایش اول و دوم به ترتیب ۱۲۲/۴۵ و ۱۲۱/۴۷ میلی گرم در گرم وزن خشک و در سطح ۶ درصد وزنی

مشاهده شد (جدول ۷). کاربرد سطوح ۳ و ۶ درصد وزنی بیوچار در آزمایش اول به ترتیب سبب افزایش معنی دار ۷۲/۹۷ و ۸۹/۲۴ درصدی و در آزمایش دوم به ترتیب سبب افزایش معنی دار ۸۸/۰۳ و ۱۰۴/۸۸ درصدی میانگین غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج نسبت به شاهد شد (جدول ۷). کاربرد بیوچار ممکن است میزان پتاسیم کل و قابل دسترس را افزایش دهد. لیو و همکاران (۲۹) در پژوهشی نشان

دادند کاربرد بیوپچار حاصل از لجن فاضلاب، پتاسیم کل و قابل دسترس را افزایش داد. بی‌آی‌درمن و هارپول (۱) بیان کردند که کاربرد بیوپچار می‌تواند غلظت پتاسیم بافت گیاهی را افزایش دهد.

میانگین غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج با کاربرد کود شیمیایی در هر دو آزمایش به طور معنی‌داری کاهش یافت (جدول ۷). با کاربرد سطوح (۸۰ میلی گرم نیتروژن و ۱۵ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک) و (۱۵۰ میلی گرم نیتروژن و ۳۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک) کود شیمیایی در آزمایش اول میانگین غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج به ترتیب به میزان ۱۰/۷۴ و ۱۹/۷۹ درصد و در آزمایش دوم به ترتیب به میزان ۵/۵۷ و ۹/۷۳ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش داشت (جدول ۷). هاولین و همکاران (۱۸) بیان کردند که افزایش فسفر می‌تواند ناسازگاری با برخی عناصر از جمله پتاسیم داشته باشد. بنابراین غلظت پتاسیم اندام هوایی ممکن است به دلیل برهمکنشی که با فسفر به کار برده شده داشته، کاهش یافته باشد. همچنین فرزانه و همکاران (۱۲) در آزمایشی بیان کردند که با کاربرد سطوح نیتروژن در محلول غذایی غلظت پتاسیم برگ گوجه فرنگی کاهش یافت.

بر همکنش بیوپچار و کود شیمیایی در آزمایش اول اثر معنی‌داری

(در سطح احتمال ۵ درصد) بر میانگین غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج داشت (جدول ۳). بیشترین میانگین غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج (۱۲۴/۵ میلی گرم در گرم وزن خشک) مربوط به سطح ۶ درصد وزنی بیوپچار و سطح صفر کود شیمیایی (شاهد) بود که نسبت به شاهد ۹۷/۰۲ درصد افزایش داشت (جدول ۷). در هر دو آزمایش و در هر سه سطح کود شیمیایی، با کاربرد بیوپچار میانگین غلظت پتاسیم اندام هوایی اسفناج روند افزایشی داشت (جدول ۷).

کاربرد بیوپچار تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس سبب افزایش معنی‌دار غلظت پتاسیم اندام هوایی گیاه اسفناج نسبت به بیوپچار تولید شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس (از ۹۱/۵۵ به ۹۷/۶۳ میلی گرم در گرم وزن خشک) شد (جدول ۷)، شاید دلیل این امر را بتوان به مقدار بیشتر پتاسیم در بیوپچار تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس نسبت به دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس نسبت داد (جدول ۲). افزایش دما در طول فرآیند تولید بیوپچار، سبب انتقال کاتیون‌های (Ca, Mg, K, Na) به داخل اکسی هیدروکسیدها و کربنات‌ها و چسبیدن به بیوپچار می‌شود (۴۴).

جدول ۷- اثر کاربرد بیوپچار تولید شده در دودمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس و کود شیمیایی (نیتروژن و فسفر) بر غلظت پتاسیم (میلی گرم در گرم وزن خشک) اندام هوایی اسفناج

Table 7- Effect of biochar produced in two temperature (200 and 400 °C) and fertilizers (Nitrogen and phosphorus) on potassium concentration (mg gr⁻¹ dry weight)

سطوح کود شیمیایی fertilizer levels نیتروژن و فسفر (میلی گرم در کیلوگرم خاک) (Nitrogen and phosphorus) (mg kg ⁻¹)	آزمایش اول: سطوح بیوپچار تولیدی در دمای ۲۰۰ °C (درصد وزنی) First test: biochar level prepared at 200 °C (% W)			میانگین Mean
	0	3	6	
0	65.16 ^d	111.32 ^b	124.5 ^a	100.32A
80 و 15	58.33 ^d	107.5 ^b	105.93 ^b	90.59B
150 و 30	54.77 ^d	89.53 ^c	106.93 ^b	83.74C
میانگین Mean	59.42C	102.78B	112.45A	91.55B
	آزمایش دوم: سطوح بیوپچار تولیدی در دمای ۴۰۰ °C (درصد وزنی) Second test: biochar levels prepared at 400 °C (% W)			
	0	3	6	
0	65.16 ^d	116 ^{abc}	126.23 ^a	102.47A
80 و 15	58.33 ^d	113.3 ^{bc}	119.53 ^{ab}	97.06AB
150 و 30	54.77 ^d	105.9 ^c	119.46 ^{ab}	93.38B
میانگین Mean	59.42C	121.74A	121.74A	97.63A

* میانگین هایی که در هر ردیف یا ستون دارای یک حرف مشابه بزرگ و میانگین هایی که در متن جدول دارای یک حرف مشابه کوچک هستند بر اساس آزمون دانکن دارای تفاوت معنی‌دار نمی باشند (P<0.05).

* Means in each column or row followed by the same capital letters and means in the body of the table followed by the same lowercase letters are not significantly different (p≤ 0.05) by Duncan's Multiple Range Test.

نتیجه گیری کلی

معنی دار فسفر و پتاسیم اندام هوایی اسفناج شد. از آنجایی که با افزایش دمای تولید بیوپچار، پهاش بیوپچار افزایش می یابد لذا دمای پایین تر جهت تولید بیوپچار می تواند برای خاک های آهکی مناسب تر باشد. پیشنهاد می شود آزمایش های بیشتری در شرایط مزرعه ای با گیاهانی با طول دوره رشد طولانی تر و با بیوپچارهای حاصل از مواد دیگر صورت گیرد.

سپاسگزاری

از مرحوم جناب آقای دکتر نجفعلی کریمیان به خاطر راهنمایی های ارزنده شان و از سایر کارکنان بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز جهت فراهم نمودن امکانات و تسهیلات لازم برای انجام این پژوهش، صمیمانه تشکر و قدردانی می شود.

کاربرد بیوپچار تولید شده در هر دو دما تأثیر مثبتی بر وزن خشک گیاه اسفناج نداشت که شاید دلیل آن کوتاهی طول دوره رشد گیاه و یا نوع بیوپچار تولیدی باشد. نتایج نشان داد که کاربرد بیوپچار غلظت نیتروژن و فسفر در اندام هوایی اسفناج را افزایش داده است که شاید دلیل آن را بتوان به مقدار نسبتاً مناسب نیتروژن و فسفر موجود در بیوپچار نسبت داد. بهترین سطح پیشنهادی بر اساس تحقیق حاضر، سطح ۶ درصد وزنی بیوپچار است که در هر یک از سطوح کود شیمیایی غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم را در اندام هوایی افزایش داده است. با توجه به نتایج بدست آمده، وزن خشک و غلظت نیتروژن اندام هوایی اسفناج بین دو دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ درجه سلسیوس تفاوت معنی داری با یکدیگر نداشت. اما کاربرد بیوپچار تولید شده در دمای ۲۰۰ نسبت به ۴۰۰ درجه سلسیوس به ترتیب سبب افزایش و کاهش

منابع

- 1- Biederman L. A., and Harpole W. S. 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *Global Change Biology Bioenergy*, 5(2): 202-214.
- 2- Blackwell P., Shea S., Storer P. Z., Solaiman Z., Kerkmans M., and Stanley I. 2007. Improving wheat production with deep banded oil mallee charcoal in Western Australia. In *First Asia Pacific Biochar Conference*, Terrigal, Australia (Vol. 30).
- 3- Blackwell P., Reithmuller G., and Collins M. 2009. Biochar application to soil. In *Lehmann, J., Joseph, S. (eds.). Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. London: Earthscan Publishing. 405p.
- 4- Bremner J. M. 1996. Nitrogen total. In: *Sparks, D. L. (Ed.). Methods of Soil Analysis, Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp.1085-1121.
- 5- Carter S., Shackley S., Sohi S., Suy T. B., and Haeefe S. 2013. The impact of biochar application on soil properties and plant growth of pot grown lettuce (*Lactuca sativa*) and cabbage (*Brassica chinensis*). *Agronomy*, 3:404-418.
- 6- Chan K. Y., Van Zwieten L., Meszaros I., Downie A., and Joseph S. 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 45(8): 629-634.
- 7- Chapman H. D., and Pratt P. F. 1961. *Methods of Analysis for Soil, Plant, and Water*. University. California. Division Agriculture. Soil Science, PP. 60-62.
- 8- Clough T. J., and Condron L. M. 2010. Biochar and the nitrogen cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 39(4): 1218-1223.
- 9- Deluca T. H., MacKenzie M. D., and Gundale M. J. 2009. Biochar effects on soil nutrient transformations. In: *Lehmann J., Joseph S. (eds) Biochar for environmental management: science and technology*. Earthscan, London, pp 251-270.
- 10- Ding Y., Liu Y. X., Wu W. X., Shi D. Z., Yang M., and Zhong Z. K. 2010. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns. *Water, Air, and Soil Pollution*, 213(1-4): 47-55.
- 11- Enders A., Hanley K., Whitman T., Joseph S., and Lehmann J. 2012. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresource Technology*, 114: 644-653.
- 12- Farzaneh N., Golchin A., Hashemi Majd K. 2010. The effect of different supplement nitrogen and potassium levels and on yield, nitrogen and potassium concentration of tomato leaves. *Science and Technology of Greenhouse Cultivation*, 1(1): 27-33. (in persian).
- 13- Gaskin, J. W., Steiner C., Harris K., Das K. C., and Bibens B. 2008. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the ASABE*, 51(6): 2061-2069.
- 14- Gaskin J. W., Speir R. A., Harris K., Das K. C., Lee R. D., Morris L. A., and Fisher D. S. 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agronomy Journal*, 102(2): 623-633.
- 15- Gee G. W., and Bauder J. W. 1986. Particle size analysis, hydrometer methods. In: *Methods of Soil Analysis*. D. L. Sparks et al. (eds.) part 2. American Society of Agronomy. Inc: Madison, WI. pp: 383-411.

- 16- Glyn, M. F. 2002. Mineral nutrition, production and artemisin content in *Artemisia annual*. *Acta Horticulture*, 426: 721-728.
- 17- Grant, C., Bittman S., Montreal M., Plenchette C., and Morel C. 2005. Soil and fertilizer phosphorus: Effects on plant P supply and mycorrhizal development. *Canadian Journal of Plant Science*, 85(1): 3-14.
- 18- Havlin J. L., Beaton J. D., Tisdale S. L., and Nelson W. L. 1999. Soil fertility and fertilizers, an introduction to nutrient management. Prentice – Hall, Inc.
- 19- Hossain M. K., Strezov V., Chan K. Y., Ziolkowski A., and Nelson P. F. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*, 92(1), 223-228.
- 20- Jeffery S., Verheijien F. G. A., van der 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 and Environment*, 144: 175–187.
- 21- Ju X. T., Kou C. L., Christie P., Dou Z. X., and Zhang F. S. 2007. Changes in the soil environment from excessive application of fertilizers and manures to two contrasting intensive cropping systems on the North China Plain. *Environmental Pollution*, 145(2): 497-506.
- 22- Kishimoto S., and Sugiura G. 1985. Charcoal as a soil conditioner. *International Achievement Future*, 5: 12-23.
- 23- Knudsen D., Peterson G. A., and Pratt P. F. 1982. Lithium, sodium and potassium. Part 3. In: Page, A. L. (Ed.).part3. *Methods of Soil Analysis, Chemical and microbiological properties*. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 225-246.
- 24- Lehmann J. 2007. Bio-energy in the black. *Front. Ecol. Environ*, 5: 381–387.
- 25- Lehmann J., and Joseph S. 2009. *Biochar for environmental management*. Science and Technology. London: Earthscan Publishing, 405p.
- 26- Lehmann J., and Rondon M. A. 2005. Bio-char soil management on highly weathered soil in the humid tropics'. Chapter 36. In: Uphoff N. (ed) *Biological approaches to sustainable soil systems*. CRC, Boca Raton, pp 517–530.
- 27- Lehmann J., Kem D., German L., McCann J., Martis G. C., and Moreira L. 2003. Soil fertility and production potential. Chapter 6. In: Lehmann J, D. C. Kern, B. Glaser, W. I. Woods (eds) *Amazonian dark earths: origin, properties, management*. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 105–124.
- 28- Lindsay W., and Norvell W. A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3): 421-428.
- 29- Liu T., Liu B., and Zhang W. 2014. Nutrients and heavy metals in Biochar produced by sewage sludge pyrolysis: It's application in soil amendment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(1): 271-275.
- 30- Major J., Steiner C., Downie A., and Lehmann J. 2009. Biochar effects on nutrient leaching. In Lehmann, J., Joseph, S. (eds.). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. London: Earthscan publishing. 405p. Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 5: 381–387.
- 31- Major J., Rondon M., Molina D., Riha S. J., and Lehmann J. 2010. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant and Soil*, 333(1-2): 117-128.
- 32- Mazloumi F., and Ronaghi A. 2012. Effect of salinity and phosphorus on growth and chemical composition of two varieties of spinach. *Journal of Science and Tecnology of Culture*, 9:85-94. (in persian).
- 33- Nelson D. W., and Sommers L. E. 1996. Total carbn, organic carbn, and organic matter. 3rd Ed. In: Sparks, D. L., et al., (Ed). *Methods of Soil Analysis. Part 3, Chemical and microbiological properties*. Soil Science of America and American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp: 961-1010.
- 34- Page A. L., Miller R. H., and Keeney D. R. 1982. *Methods of Soil Analysis, Part2*, 2nd Ed., Soil. Sci. Soc. Am. and Am. Soc. Agron., Madison.WI.
- 35- Rhoades J. D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. In: *Methods of Soil Analysis*. D. L. Sparks et al. (eds.). Part 3. 3rd ed. American Society of Agronomy, Inc: Madison, WI. pp: 417-436.
- 36- Rajkovich S., Enders A., Hanley K., Hyland C., Zimmerman A. R., and Lehmann J. 2012. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48(3): 271-284.
- 37- Sheikhi J., and Ronaghi A. 2013. Influence of nitrogen and salinity levels on yield, nitrogen uptake, nitrate concentration and chlorophyll content of spinach and some properties of post-harvest soil in a calcareous soil. *Journal of Science and Tecnology of Culture*, 12: 1-11. (in Persian with English abstract).
- 38- Steiner C., Das K. C., Garcia M., Forster B., and Zech W. 2008. Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralso. *Pedobiologia*, 51: 359–366.
- 39- Takebe M., Ishihara T., Matsuno K., Fujimoto J., and Yoneyama T. 1995. Effect of nitrogen application on the contents of sugars, ascorbic acid, nitrate and oxalic acid in spinach (*Spinacia oleracea* L.) and komatsuna (*Brassica campestris* L.). *Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition* (in Japanease with English abstract), 66: 238-246.

- 40- Thies J. E., and Rillig M. C. 2009. Characteristics of biochar: biological properties. Sterling. In Lehmann, J. and Joseph, S. (eds.). Biochar for Environmental Management. Science and Technology. London. Earthscan Publishing, PP: 85-105.
- 41- Thomas G. W. 1996. Soil pH and soil asidity. In: Methods of Soil Analysis D. L. Sparks et al. (eds.) part 3. 3rd ed. American Scoiesty of Agronomy. Inc: Madison, WI. pp: 475-490.
- 42- Vaccari F. P., Baronti S., Lugato E., Genesio L., Castaldi S., Fornasier F., and Miglietta F. 2011. Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. European Journal of Agronomy, 34(4): 231-238.
- 43- Watanabe F. S., and Olsen S. R. 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO₃ extracts from soil. Soil Science Society of America Journal, 29(6): 677-678.
- 44- Yuan J. H., Xu R. K., and Zhang H. 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. Bioresource Technology, 102(3): 3488-3497.
- 45- Zahedifar M., Ronaghi A. M., Moosavi S. A. A., and S. Safarzadeh Shirazi. 2010. Influence of salinity and nitrogen levels on growth, yield, and nutrient uptake of tomato in hydroponics culture. Journal of Science and Technology of Greenhouse culture, 1 (2):31-40.
- 46- Zhang W. J., Li Z. F., Zhang Q. Z., Du Z. L., Ma M. Y., and Wang Y. D. 2011. Impacts of Biochar and Nitrogen Fertilizer on Spinach Yield and Tissue Nitrate Content from a Pot Experiment [in n Japanease with English abstract]. Journal of Agro-Environment Science, 10:1946-1952.



Effect of Pistachio Residue Biochar Prepared at Two Different Temperatures and Different Nitrogen and Phosphorus Levels on Some Macronutrients Concentration and Spinach Growth

H. Rajabi¹- S. Safarzadeh^{2*}-A. Ronaghi³

Received: 03-05-2016

Accepted: 16-11-2016

Introduction: Application of chemical fertilizer is one of the methods to supply nutrient elements for plants and it is an effective method to meet plants nutrients demands; but organic fertilizers such as biochar application can be used as a proper solution to decrease gases resulted from agricultural activities, increase soil's organic matters and to manage soil fertility. Biochar can increase soil fertility of some soils, increase agricultural productivity, and provide protection against some foliar and soil-borne diseases. Biochar is a high-carbon charcoal used as a soil amendment and it is made of plant biomass and produced during pyrolysis process in the absence of oxygen. The ability of biochar to store C and improve soil fertility will depend on its physical and chemical properties, which can be varied in the pyrolysis process (pyrolysis temperature) or through the choice of raw materials.

Materials and methods: In order to study the effect of pistachio residue biochar produced in two different temperatures and chemical fertilizer on macronutrients concentration and growth of spinach (viroflay) (*Spinacia oleracea*), a greenhouse experiment was conducted in a factorial ($2 \times 3 \times 3$) arranged in a completely randomized design with three replications. Treatments consisted of three biochar levels (0, 3, and 6% by weight) prepared at two temperatures (200 and 400 °C), and three fertilizers level [0 (blank), (Nitrogen=80 and Phosphorous=15 mg kg⁻¹ soil) and (Nitrogen =150 and Phosphorous =30 mg kg⁻¹ soil)]. Bulk soil sample was collected from the surface horizon (0–30 cm) in Bajgah Agricultural Station of Shiraz University, Iran. Pots contained 2 kg dry soil. Treatments were added to all pots uniformly and were mixed. Then soil samples incubated in 25 °C for 30 days; and soil moisture was kept at about field capacity (FC). Following incubation time, based on soil analysis nutrients were added to all pots uniformly. Ten seeds were sown in each pot, and soil moisture was kept at about field capacity. Spinach seedlings were thinned to five uniform plants per pot 15 days after emergence. The pots were then maintained under FC. Plants were harvested after 8 weeks after emergence. Aerial parts of spinach plants were separated and oven dried and were weighed and ground. Total nitrogen (N), phosphorous (P) and potassium (K) in plants were measured. Statistical analysis was performed using SAS and Excel statistical software packages.

Results and discussion: Results showed that biochar prepared at 200 and 400 °C had no significant effect on spinach dry weight (DW). Chemical fertilizer significantly increased average of spinach DW. Chemical fertilizers improved N and P concentration in plant, therefore increase growth of spinach than control. Biochar prepared at 200 and 400 °C significantly increased shoots N, P and K concentration of spinach compared to that of control; but biochar prepared at 400 °C had significant effect on shoots N and P concentration. Biochar might be direct nutrition resources for plant and supply many nutritional elements such as N, P and K for plant and increase concentration of these elements in plant. Application of chemical fertilizer significantly increased N and P and significantly decreased K concentration in spinach shoot. Several studies showed that application of biochar improved efficiency of nitrogen fertilizer in several soils and finally more nitrogen absorbed by plant. Biochar prepared at two temperatures had no significant effect on DW and shoot N concentration of spinach. However, addition of biochar prepared at 400 °C significantly decreased shoot P concentration and significantly increased shoot K concentration in spinach, as compared to biochar prepared at 200 °C.

Conclusion: Results indicated that application of biochar prepared at 200 and 400 °C improve composition of spinach but had no effect on its DW, probably because of short term of plant growth, kind of biochar, and biochar levels. Applications of biochar, increased shoot N and P concentration; it might be due to improving physical, chemical and biological properties of soil with addition of biochar. Also, biochar supplied nutritional elements and improve efficiency of chemical fertilizer; therefore it is appropriate that biochar applied with chemical fertilizers. Our results showed that 6% biochar level was the best suggested levels that in three

1, 2, and 3- Former M.Sc. Student, Assistant Professor and Professor, Department of Soil Science, College of Agriculture, Shiraz University, Shiraz, Iran, respectively

(* - Corresponding Author Email: safarzadeh@shirazu.ac.ir)

chemical fertilizer levels increased shoot N and P concentration of spinach. With increasing temperature for preparing biochar, pH of biochar increased; so, it might be concluded that biochar prepared at low temperature was appropriate than biochar prepared at high temperature for application to calcareous soils.

Keywords: Chemical composition, Fertilizer, Spinach yield



تعیین حد بهینه عناصر غذایی و ارزیابی وضعیت تعادل تغذیه‌ای باغ‌های لیمو رقم لیسبون و نارنگی رقم پرل شهرستان دزفول با استفاده از روش DRIS

سلمان میرزایی^۱ - میرحسن رسولی صدقیانی^{۲*} - ناصر میران^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۲۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۶/۲۳

چکیده

تغذیه متعادل یکی از عوامل مهم در افزایش عملکرد و بهبود کیفیت در محصولات باغی به ویژه مرکبات است. هدف از این پژوهش، تعیین حد بهینه عناصر غذایی و ارزیابی وضعیت تعادل تغذیه‌ای باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل شهرستان دزفول بود. بدین منظور، به صورت تصادفی ۳۰ باغ لیمو لیسبون و ۳۰ باغ نارنگی پرل انتخاب و نمونه‌های برگ در اواخر شهریور ماه ۱۳۹۴ از برگ‌های غیربارده همان سال به صورت مرکب برداشت شد. باغ‌ها به دو گروه با عملکرد زیاد و کم تقسیم شدند. همه فرم‌های بیان و واریانس آنها در دو گروه و نسبت واریانس گروه عملکرد کم به زیاد در هر دو نوع باغ محاسبه گردید. سپس با استفاده از فرمول‌های کالیبراسیون دریس، شاخص‌های دریس برای عناصر غذایی در باغ‌های با عملکرد کم تعیین و شاخص تعادل غذایی (NBI) نیز محاسبه گردید. نتایج نشان داد که برای باغ‌های لیمو لیسبون مقدار بهینه عناصر غذایی پر مصرف N، P، K، Ca و Mg به ترتیب ۲/۹۷، ۰/۱۱، ۱/۸۵، ۳/۸۸ و ۰/۱۷ درصد و عناصر کم مصرف Fe، Zn، Mn، Cu و B به ترتیب ۲۰۰/۵، ۲۴/۹، ۲۳/۹، ۶۸/۸ و ۳۲/۹ میلی گرم بر کیلوگرم و برای نارنگی پرل نیز مقدار بهینه غلظت عناصر غذایی پر مصرف N، P، K، Ca و Mg به ترتیب ۲/۹۷، ۰/۱۰۹، ۱/۵۷، ۳/۴۴ و ۰/۳۴ درصد و عناصر کم مصرف Fe، Zn، Mn، Cu و B به ترتیب ۱۶۷/۲، ۳۲/۷، ۲۶/۱، ۲۸/۰ و ۴۸/۴ میلی گرم بر کیلوگرم به دست آمد. در مجموع بر اساس شاخص‌های DRIS ترتیب اولویت بندی عناصر غذایی برای باغ‌های لیمو لیسبون به صورت $Fe > N > B > K > Mn > Ca > Mg > P > Cu > Zn$ و برای نارنگی پرل به صورت $B > Fe > K > Cu > N > Ca > Mg > Mn > Zn > P$ بود. شاخص تعادل تغذیه‌ای در کلیه باغ‌های با عملکرد پایین بالاتر از صفر بود که بیان گر عدم تعادل تغذیه‌ای در این باغ‌ها است.

واژه‌های کلیدی: حد بحرانی، عملکرد، مرکبات، نرم

مقدمه

ایران، با عنایت به مصرف گسترده کودهای شیمیایی پرمصرف نظیر نیتروژن و فسفر و عدم مصرف کودهای حاوی عناصر کم مصرف و حاکمیت شرایط آهکی موجب کاهش ذخیره عناصر کم مصرف مانند آهن، منگنز، روی و مس و در نتیجه موجب کمبود شکل قابل جذب این عناصر در خاک می‌شود. به طوری که به نظر می‌رسد کمبود این عناصر یکی از عوامل محدود کننده در دستیابی به عملکرد بهینه از نظر کمی و کیفی در شرایط خاکی موجود می‌باشد (۱۷).

از آنجا که برگ، اصلی‌ترین و مهم‌ترین محل متابولیسم گیاه است و غلظت عناصر غذایی در برگ در مراحل خاصی از رشد و تکامل گیاه، قادر است عملکرد آن را تحت تاثیر قرار دهد، تجزیه آن و تفسیر نتایج حاصله، به شرطی که بر اساس روشی درست انجام گیرد، می‌تواند اطلاعات خوبی از وضعیت تغذیه گیاه به دست داده و به دنبال آن توصیه‌های کودی مناسب انجام پذیرد. از طرفی وجود تعادل بین عناصر غذایی در باغ‌های میوه، عامل مهمی در افزایش عملکرد و بهبود کیفی میوه‌های تولیدی می‌باشد (۱). معیارهای رایج

افزایش راندمان تولید مرکبات به لحاظ کمی و کیفی به عنوان یکی از محصول‌های مهم باغی کشور که در مناطق شمالی و جنوبی ایران قابلیت رشد دارند، دارای اهمیت به‌سزایی است. یک راه کار کلیدی برای افزایش سود و پایداری تولید محصول‌های یاد شده، مدیریت تغذیه است. تغذیه صحیح گیاه از جمله عوامل بهبود کیفی و کمی محصول است. در تغذیه صحیح گیاهی نه تنها باید هر عنصر به اندازه کافی در دسترس گیاه قرار گیرد بلکه ایجاد یک حالت تعادل و رعایت نسبت میان عناصر نیز از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۴). در

۱- دانشجوی دکتری علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
۲ و ۳- استاد و دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه
(*)-نویسنده مسئول: (Email: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v31i2.54534

برای تعیین حد بهینه استفاده کردند.

به هر حال، شناخت محدودیت‌ها و مشکلات تغذیه‌ای درختان میوه از جمله مرکبات به صورت منطقه‌ای اولین گام در مدیریت بهینه عناصر غذایی و در نتیجه رسیدن به عملکرد مطلوب است. با عنایت به اینکه شهرستان دزفول یکی از مناطق مهم کشور در تولید انواع مرکبات به شمار می‌رود؛ لذا در این پژوهش تلاش شده است که حد بهینه عناصر پرمصرف و کم‌مصرف در باغ‌های لیمو لیسبون به دلیل وسعت زیاد و نارنگی پرل به دلیل گسترش کشت این نوع مرکبات در مناطق جنوبی کشور تعیین و وضعیت تغذیه درختان در باغ‌های فوق بررسی گردد.

مواد و روش‌ها

موقعیت منطقه مورد مطالعه

شهرستان دزفول در شمال استان خوزستان واقع و باغ‌های مرکبات فراوانی را از رقم‌های متفاوت دارا می‌باشد. ویژگی آب و هوایی شهرستان دزفول به صورت ۴۰۰ میلی‌متر میانگین بارش سالانه و میانگین دما ۳ درجه سانتیگراد در زمستان و ۴۹ درجه سانتیگراد در تابستان می‌باشد.

نمونه‌برداری از برگ

به منظور تعیین حد بهینه عناصر غذایی در باغ‌های مرکبات شهرستان دزفول، بانک اطلاعاتی با نمونه‌برداری تصادفی از ۳۰ باغ لیمو لیسبون و ۳۰ باغ نارنگی پرل تشکیل گردید. باغ‌های مورد نظر برای نمونه‌برداری به گونه‌ای انتخاب شدند که شرایط لازم و کافی از نظر گوناگونی محیطی و مدیریت زراعی برای استفاده جامع‌تر باشند. در این مطالعه برای آزمون برگ، به طور متوسط ۱۰ درخت اطراف یک نقطه انتخاب و به ازای هر درخت یک نمونه برگ مرکب از برگ‌های جوان کامل (تعداد ۲۰ برگ) برای آزمون شیمیایی برگ برداشت شد. برگ‌ها از سرشاخه‌های غیربارده همان سال همراه با دمبرگ تهیه شدند (۸). فرم‌های یادداشت‌برداری برای آنها تکمیل و نمونه برگ باغ‌ها در اواخر شهریور که مناسب‌ترین زمان نمونه‌برداری است، تهیه شد (۱۶). در زمان برداشت محصول عملکرد مرکبات تعیین گردید.

تعیین ویژگی‌های شیمیایی برگ

برگ‌ها ابتدا با آب شستشو و سپس هوا خشک شدند. بعد از هواخشک شدن برگ‌ها در ۷۰ درجه سلسیوس به مدت ۷۲ ساعت در آون خشک گردید. سپس، غلظت نیتروژن به روش کلدال (۷) تعیین شد. نمونه‌های گیاهی به روش خشک سوزانیهضم شدند، در عصاره

برای تفسیر نتایج تجزیه شیمیایی برگ گیاهان زراعی و درختان میوه، مقایسه غلظت عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های برگ با اعداد مرجع غلظت بحرانی یا دامنه کفایت مربوط به گیاه مورد نظر می‌باشد. به هر حال، استانداردهایی نظیر غلظت بحرانی یا دامنه کفایت عناصر غذایی که غالباً تحت شرایط کنترل شده و اغلب در کشورهای دیگر جهان تعیین شده‌اند، کاربرد محدودی داشته و مبنای مناسبی در تشخیص وضعیت عناصر غذایی و در نهایت ارائه توصیه کودی برای رفع نارسایی‌های غذایی نمی‌باشند (۲۲). همچنین این اعداد مرجع در ارقام و شرایط اقلیمی متفاوت تغییر می‌یابند (۲۶). در سیستم تلفیقی تشخیص و توصیه^۱ (DRIS)، به جای غلظت مطلق عناصر غذایی نسبت آنها مطرح است که تعادل عناصر غذایی را مورد توجه قرار می‌دهد (۳). به این ترتیب، با محاسبه شاخص تعادل عناصر غذایی^۲ (NBI)، می‌توان به میزان انحراف از حالت تعادل پی‌برد و ناهنجاری‌های تغذیه‌ای را شناسایی و ترتیب نیاز به هر یک از عناصر غذایی را مشخص نمود. از برتری مهم روش DRIS می‌توان به استفاده از نسبت عناصر غذایی به جای غلظت مطلق عناصر غذایی و عدم تاثیرگذاری نتایج حاصله از سن فیزیولوژیک گیاه و محل نمونه‌برداری اشاره کرد. که در روش‌های دیگر امکان تشخیص اینکه کدام عنصر محدود کننده‌ترین است مشکل است (۸).

اسماعیلی و همکاران (۸) با استفاده از روش DRIS، حد بهینه عناصر غذایی مختلف و شاخص‌های DRIS را برای عناصر غذایی مختلف در باغ‌های سیب استان زنجان تعیین کردند. براساس نتایج آزمایش کودی بر روی سه عنصر نیتروژن، آهن و روی و همچنین نرم‌های به دست آمده، اولویت نیاز غذایی در درختان سیب آهن < نیتروژن < روی به دست آمد. گودرزی و حسینی‌فر (۱۰) ترتیب نیاز به عناصر غذایی مختلف را در باغ‌های انگور با عملکرد پایین به روش DRIS به دست آوردند. نتایج پژوهش فوق نشان داد که متوسط ترتیب نیاز به عناصر غذایی مختلف در باغ‌های با عملکرد کم به شرح مس < آهن < فسفر < منگنز < روی < نیتروژن < منیزیم < پتاسیم = برگ < کلسیم به دست آمد. دریا شناس و رستگار (۵) طی تحقیقی حد متعادل عناصر غذایی را برای رقم لیمو شیرین استان فارس تعیین نمودند. متوسط ترتیب عناصر غذایی به صورت نیتروژن < پتاسیم < آهن < فسفر به دست آمد. همچنین، تدین و رستگار (۲۷) برای تعیین حد متعادل عناصر غذایی در درختان لیموشیرین از روش DRIS در استان فارس استفاده کردند. پژوهشگرانی مانند امامی و همکاران (۶) برای باغ‌های هلوی استان گلستان، حشمتی و ملکوتی (۱۱) برای باغ‌های پسته رفسنجان و پور غلام‌رضا و ملکوتی (۲۰) برای درختان توت گیلان از روش DRIS

1- Diagnosis and recommendation integrated system

2- Nutrient balance index

در روابط بالا با در نظر گرفتن ضریب تغییرات (CV) نرم مربوطه در گروه عملکرد زیاد، N/P نسبت دو عنصر N و P در نمونه‌های مورد مطالعه، n/p نرم یا حد بهینه این دو عنصر برای درختان مورد نظر و Z تعداد توابع یا نسبت‌های عنصری به کار رفته در محاسبه شاخص‌های DRIS (مانند I(N)) است، اجزای فرمول بالا طبق مثال زیر محاسبه شدند:

$$f(N/P) = [(N/P)/(n/p) - 1] 1000 / CV \quad \text{وقتی } N/P > n/p \text{ باشد}$$

$$f(N/P) = [1 - (n/p)/(N/P)] 1000 / CV \quad \text{وقتی } N/P < n/p \text{ باشد}$$

$$f(N/P) = 0 \quad \text{وقتی } N/P = n/p \text{ باشد}$$

سایر توابع نیز مانند $f(N/P)$ تعیین می‌شوند. پس از تعیین شاخص‌های DRIS به روش بالا ترتیب نیاز غذایی مشخص گردید. شاخص‌های DRIS، تعادل نسبی عناصر غذایی در برگ گیاه را مشخص می‌کنند و پرنیازترین عنصر غذایی به صورت منفی‌ترین شاخص (بیشترین نیاز) و کم‌نیازترین آنها با مثبت‌ترین شاخص بیان می‌شود. هر چه شاخص DRIS به صفر نزدیک شود تعادل عناصر غذایی بهتر است. شاخص تعادل غذایی (NBI) که از مجموع قدر مطلق شاخص‌های DRIS بر اساس نتایج تجزیه برگی به دست می‌آید می‌تواند به عنوان معیاری برای ارزیابی وضعیت تغذیه‌ای گیاه بدون اشاره به علل آن استفاده شود. مقادیر بیشتر این شاخص، بیان‌گر عدم تعادل تغذیه‌ای است (۱۸). شاخص تعادل تغذیه‌ای برای هر باغ از رابطه زیر به دست آمد:

$$NBI = |I(N)| + |I(P)| + \dots + |I(B)| \quad (۲)$$

نتایج و بحث

قبل از تعیین نرم‌های DRIS باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل بر اساس میانگین عملکرد به دو گروه باغ‌های با عملکرد بالا و پایین تقسیم شدند. از ۳۰ باغ مورد مطالعه، برای هر کدام از لیمو لیسبون و نارنگی پرل به ترتیب ۱۷ و ۱۶ باغ در گروه باغ با عملکرد بالا و ۱۳ و ۱۴ باغ در گروه باغ با عملکرد پایین قرار گرفتند. میانگین باغ با عملکرد بالا برای لیمو لیسبون و نارنگی پرل به ترتیب ۲۳/۰ و ۳۳/۰ کیلوگرم بر درخت و برای باغ‌های با عملکرد پایین دارای میانگین عملکرد ۱۳/۳ و ۸/۸ کیلوگرم بر درخت بودند. این اختلاف از لحاظ آماری ($P \leq 0.01$) معنی‌دار بود و می‌تواند معیار قابل اعتمادی برای برآورد نرم‌های DRIS در پژوهش حاضر باشد (جدول ۱). همچنین، میانگین، ضریب تغییرات (CV) غلظت‌های عناصر غذایی برای هر دو نوع باغ‌ها در جدول (۱) ارائه شده است. بررسی میانگین‌ها با آزمون جفتی t نشان داد که برای باغ‌های لیمو لیسبون تفاوت بین میانگین

صاف شده با DTPA، فسفر به روش آمونیوم مولیبدات توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (۷)، غلظت پتاسیم توسط دستگاه فلیم فتومتر و غلظت کلسیم، منیزیم، آهن، منگنز، روی و مس توسط دستگاه جذب اتمی مدل شیماتزو و بر به روش کورکامین (۷) اندازه‌گیری گردید.

تعیین کمبود، حد بهینه و بیش‌بود عناصر غذایی

نظر به اینکه در روش DRIS حد گزینش عملکرد برای گروه-بندی باغ‌ها اختیاری بوده و چندان حساس نمی‌باشد و به طور معمول این مرز با توجه به میانگین عملکرد در نظر گرفته می‌شود (۱۰). لذا، با توجه به میانگین عملکرد باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل باغ‌ها به دو گروه با عملکرد بالا و پایین تقسیم گردیدند. باغ‌های با عملکرد بالا جهت تعیین نرم‌ها، در حالی که شاخص‌های DRIS برای تشخیص عدم تعادل عنصر غذایی در درختان با عملکرد پایین استفاده می‌گردد.

در واقع ارقام مرجع DRIS هر عنصر غذایی که از میانگین غلظت عناصر برگ باغ‌های با عملکرد بالا به دست آمد، میانگین حد کفایت را تشکیل می‌دهد. حدود بهینه ارقامی است که از ۴/۳ انحراف معیار- میانگین تا ۴/۳ انحراف معیار+ میانگین، ارقام کمتر از ۴/۳ انحراف معیار- میانگین به عنوان کمبود و ارقام بین ۴/۳ انحراف معیار+ میانگین تا ۸/۳ انحراف معیار+ میانگین برای حدود زیاد و ارقام بالاتر ۸/۳ انحراف معیار+ میانگین به عنوان حدود خیلی زیاد در نظر گرفته می‌شود (۱۲).

ارزیابی وضعیت تغذیه‌ای باغ‌های مورد مطالعه

طبق نظر بیوفیل (۳)، میانگین، واریانس و ضریب تغییرات (CV) برای هر نسبت ممکن (فرم بیان) برای کلیه جفت عناصر غذایی (مانند N/P و P/N) برای هر دو گروه عملکرد بالا و پایین تعیین گردید. برای انتخاب نرم‌ها از واریانس نسبت دو عنصر غذایی مانند N و P در گروه با عملکرد بالا (گروه مرجع) $S^2(N/P)_r$ و در گروه با عملکرد پایین $S^2(N/P)_b$ استفاده می‌شود (۲۸، ۱۳). اگر شرایط به صورت $[S^2(N/P)_b / S^2(N/P)_r] < [S^2(P/N)_b / S^2(P/N)_r]$ باشد فرم بیان N/P و اگر به صورت $[S^2(N/P)_b / S^2(P/N)_r] > [S^2(P/N)_b / S^2(P/N)_r]$ باشد، فرم بیان P/N به عنوان نرم انتخاب می‌شوند (۲۴). سپس، شاخص‌های DRIS برای ۱۰ عنصر مختلف برای باغ‌های گروه عملکرد پایین محاسبه شدند. این شاخص‌ها با استفاده از فرمول‌های کالیبراسیون DRIS به شیوه زیر به عنوان مثال برای نیتروژن به دست آمدند (۳، ۱۳، ۲۶):

$$I(N) = [f(N/P) + f(N/K) - f(Ca/N) - f(Mg/N) -$$

$$f(Fe/N) - f(Mn/N) - f(Zn/N) + f(N/Cu) - f(B/N)] / Z$$

غلظت عناصر غذایی N، P، Mg، Zn، Mn و Cu در باغ‌های با عملکرد بالا و پایین از لحاظ آماری معنی‌دار نبوده در حالی که اختلاف میانگین بین عناصر K، Ca و Fe در باغ‌های با عملکرد بالا و پایین به ترتیب در سطح ۱، ۵ و ۱ درصد معنی‌دار بود (جدول ۱).

جدول ۱- میانگین $\pm$ SD و ضریب تغییرات (CV) عناصر غذایی در برگ
Table 1- Mean $\pm$ SD and Coefficient of variation (CV) nutrient elements in leaf

پارامتر Parameter	لیمو لیسبون Lisbon lemon					نارنگی پرل Perl tangerine				
	SD $\pm$ Mean		CV		آزمون t t test	SD $\pm$ Mean		CV		آزمون t t test
	H	L	H	L		H	L	H	L	
عملکرد (Kg/tree) Yield	5.14 $\pm$ 23.0	4.08 $\pm$ 8.8	22.4	46.6	8.73**	5.1 $\pm$ 33.0	4.6 $\pm$ 13.3	34.5	15.3	11.81**
(%) N	0.91 $\pm$ 2.97	0.32 $\pm$ 2.76	31.3	23.3	0.63 ^{ns}	0.94 $\pm$ 2.97	0.399 $\pm$ 2.77	31.6	41.8	0.54 ^{ns}
(%) P	0.02 $\pm$ 0.11	0.01 $\pm$ 0.10	19.2	12.7	0.68 ^{ns}	0.02 $\pm$ 0.09	0.01 $\pm$ 0.08	20.9	12.2	1.32 ^{ns}
(%) K	0.51 $\pm$ 1.85	0.25 $\pm$ 1.45	27.8	17.5	2.79**	0.36 $\pm$ 1.59	0.57 $\pm$ 1.43	23.5	37.3	0.23*
(%) Ca	0.47 $\pm$ 3.88	0.43 $\pm$ 3.53	12.1	12.3	2.09*	0.59 $\pm$ 3.44	0.87 $\pm$ 3.46	17.4	25.1	-0.07 ^{ns}
(%) Mg	0.02 $\pm$ 0.17	0.01 $\pm$ 0.16	14.4	9.1	0.55 ^{ns}	0.19 $\pm$ 0.34	0.14 $\pm$ 0.34	53.8	40.8	0.06 ^{ns}
(mg/kg) Fe	55.5 $\pm$ 200.5	46.2 $\pm$ 124.2	27.7	37.1	4.12***	37.6 $\pm$ 167.2	40.2 $\pm$ 137.9	22.1	29.4	2.05*
(mg/kg) Zn	3.2 $\pm$ 24.9	2.38 $\pm$ 26.4	12.8	9.0	-1.50 ^{ns}	11.0 $\pm$ 32.7	3.6 $\pm$ 26.5	33.9	13.7	1.39 ^{ns}
(mg/kg) Cu	32.8 $\pm$ 68.8	8.53 $\pm$ 56.8	47.7	15.0	1.44 ^{ns}	17.1 $\pm$ 28.0	13.7 $\pm$ 31.7	60.9	43.3	-0.66 ^{ns}
(mg/kg) Mn	5.6 $\pm$ 23.9	3.52 $\pm$ 21.3	23.6	16.5	1.53 ^{ns}	4.8 $\pm$ 26.1	3.8 $\pm$ 24.6	18.5	15.4	0.95 ^{ns}
(mg/kg) B	17.3 $\pm$ 33.0	11.41 $\pm$ 28.2	52.6	40.5	0.91 ^{ns}	19.7 $\pm$ 49.4	17.0 $\pm$ 35.1	40.8	42.3	2.04*

جدول ۲- نرم‌های DRIS، میانگین نسبت عناصر غذایی و ضریب تغییرات (CV) در باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل
Table 2- DRIS norms, mean of nutrient elements ratio and Coefficient of variation (CV) in Lisbon lemon and Perl tangerine trees

لیمو لیسبون Lisbon lemon						نارنگی پرل Perl tangerine					
فرم‌های بیان forms of expression	میانگین Mean	CV%	فرم‌های بیان forms of expression	میانگین Mean	CV%	فرم‌های بیان forms of expression	میانگین Mean	CV%	فرم‌های بیان forms of expression	میانگین Mean	CV%
N/P	26.4	23.9	B/K	0.002	44.9	N/P	33.1	47.8	Mg/Mn	139.2	51.7
N/K	1.91	23.6	Mg/Ca	0.046	12.7	N/Zn	1084.3	46.1	Mg/B	115.1	86.6
N/Ca	0.79	28.6	Zn/Ca	0.001	13.7	N/B	945.8	61.1	Zn/B	0.88	45.5
Mg/N	0.06	26.5	Ca/Fe	327.0	47.8	P/Ca	0.03	42.9	Fe/N	0.006	71.3
N/Fe	248.6	41.4	Ca/Cu	609.1	10.9	P/Zn	33.0	13.8	Fe/Zn	5.21	27.9
Zn/N	0.001	30.2	Ca/Mn	1778	22.5	P/Fe	6.8	31.2	Fe/B	4.50	46.5
N/Cu	481.7	30.3	Ca/B	1524	47.5	P/B	28.9	45.9	Cu/N	0.001	58.8
N/Mn	1333.4	34.2	Zn/Mg	0.016	11.9	K/N	0.68	70.7	Cu/P	0.04	42.7
N/B	1163.8	62.2	Mg/Fe	15.1	43.7	K/P	17.7	36.6	Cu/K	0.002	60.9
P/K	0.07	16.7	Mg/Cu	28.4	12.6	K/Ca	0.52	65.0	Cu/Ca	0.001	55.5
P/Ca	0.03	16.9	Mg/Mn	81.1	25.1	K/Zn	579.9	35.8	Cu/Mg	0.01	63.9
Mg/P	1.58	14.2	Mg/B	71.7	56.5	K/Fe	122.5	52.6	Cu/Zn	1.20	47.5
Zn/P	0.03	16.4	Zn/Fe	0.25	46.1	K/B	524.1	61.9	Cu/Fe	0.26	54.1
P/Fe	9.5	38.8	Zn/Cu	0.46	13.1	Ca/N	1.40	41.9	Cu/Mn	1.31	46.9
P/Cu	1.2	19.3	Zn/Mn	1.27	20.1	Ca/Zn	1346.8	32.9	Cu/B	1.00	63.6
P/Mn	50.1	22.2	Zn/B	1.09	47.3	Ca/Fe	262.4	29.8	Mn/N	0.001	46.9
P/B	43.5	50.2	Fe/Cu	2.17	38.1	Ca/B	1176.8	41.1	Mn/P	0.03	23.1
Ca/K	2.48	18.8	Cu/B	2.42	53.2	Mg/N	0.16	72.7	Mn/K	0.002	46.5
Mg/K	0.12	22.2	Mn/Fe	0.21	56.6	Mg/P	3.9	35.6	Mn/Ca	0.001	29.0
Zn/K	0.002	24.2	Mn/Cu	0.37	21.2	Mg/K	0.25	45.8	Mn/Zn	0.94	21.9
K/Fe	132.5	40.4	B/Fe	0.27	60.6	Mg/Ca	0.12	71.0	Mn/Fe	0.19	22.5
K/Cu	255.2	26.9	B/Mn	1.36	42.9	Mg/Zn	129.1	36.3	Mn/B	0.82	47.6
Mn/K	0.002	26.2				Mg/Fe	27.1	52.9			

جدول ۳- دامنه غلظت عناصر غذایی کم مصرف و پر مصرف در برگ درختان لیمو لیسبون و نارنگی پرل به دست آمده از

روش DRIS

Table 3-Range of nutrient elements macro and micro nutrient in leaf of Lisbon lemon and Perl tangerine trees using DRIS method

لیمو لیسبون					نارنگی پرل			
عنصر Element	کم Low	کافی Sufficient	زیاد High	خیلی زیاد Very high	کم Low	کافی Sufficient	زیاد High	خیلی زیاد Very high
(%)N	<1.7	1.7-4.2	4.2-5.4	>5.4	<1.7	1.7-4.2	4.2-5.5	>5.5
(%)P	<0.08	0.08-0.14	0.14-0.17	>0.17	<0.07	0.07-0.12	0.12-0.15	>0.15
(%)K	<1.2	1.2-2.5	2.5-3.2	>3.2	<1.1	1.1-2.1	2.1-2.6	>2.6
(%)Ca	<3.2	3.2-4.5	4.5-5.1	>5.1	<2.6	2.6-4.2	4.2-5.0	>5.0
(%)Mg	<0.13	0.13-0.20	0.20-0.23	>0.23	<0.09	0.09-0.6	0.6-0.9	>0.9
(mg/kg)Fe	<126.5	126.5-274.6	274.6-348.6	>348.6	<117.1	117.1-217.5	217.5-267.6	>267.6
(mg/kg)Zn	<20.7	20.7-29.2	29.2-33.5	>33.5	<18.1	18.1-47.4	47.4-62.1	>62.1
(mg/kg)Cu	<25.1	25.1-112.5	112.5-156.3	>156.6	<5.2	5.2-50.1	50.1-73.5	>73.5
(mg/kg)Mn	<16.4	16.4-31.5	31.5-38.9	>38.9	<19.6	19.6-32.5	32.5-38.9	>38.9
(mg/kg)B	<9.8	9.8-56.1	56.1-79.2	>79.2	<22.1	22.1-74.7	74.7-101.1	>101.1

شاخص‌های برآورده شده DRIS برای عناصر غذایی پرنیاز (N, P, K, Ca و Mg) و عناصر غذایی کم نیاز (Fe, Mn, Zn و Cu و B) در جدول ۵ و ۶ آورده شده است. شاخص‌هایی با علامت منفی، نشان دهنده کمبود، شاخص‌هایی با علامت مثبت نشان دهنده حالت بیش بود و شاخص‌هایی با عدد صفر نشان دهنده حالت تعادل عنصر غذایی مورد نظر در باغ‌های با عملکرد پایین می‌باشد. همان‌طوری که ملاحظه می‌شود در همه باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل با عملکرد پایین شاخص‌ها یا منفی و یا مثبت هستند و در کمتر مواردی صفر بودند، که حاکی از عدم تعادل عناصر غذایی در هر دو نوع باغ است (جدول ۵، ۶).

در مجموع اولویت‌بندی کلی عناصر پرمصرف و کم‌مصرف برای باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل به شرح زیر می‌باشد (جدول ۵، ۶):

لیمو لیسبون $Fe > N > B > K > Mn > Ca > Mg$
 $= P > Cu > Zn$
 نارنگی پرل $B > Fe > K > Cu > N > Ca > Mg > Mn > Zn > P$

به طور کلی در بین عناصر پرنیاز به ترتیب نیتروژن و پتاسیم در بیش از ۱۱/۸ و ۱۹ درصد برای باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل به عنوان منفی‌ترین شاخص و در اولویت اول و همچنین، در ۲۳/۵ و ۲۵ درصد باغ‌ها در اولویت‌های دوم و سوم تغذیه قرار گرفتند. در بین عناصر کم مصرف در باغ‌های لیمو لیسبون با عملکرد پایین آهن از نظر کمبود در ۵۸/۸ درصد باغ‌ها در رتبه اول، در ۱۱/۶ درصد باغ‌ها در رتبه دوم و سوم و بر نیز در ۱۱/۶ درصد از باغ‌ها در اولویت اول و در ۱۷/۶ درصد از باغ‌ها در اولویت سوم تغذیه‌ای قرار گرفت. در باغ-

همچنین، برای باغ‌های نارنگی پرل تفاوت بین میانگین غلظت عناصر غذایی N, P, Ca, Mg, Zn, Mn و Cu و B در باغ‌های با عملکرد بالا و پایین از لحاظ آماری غیرمعنی‌دار و میانگین بین عناصر K, Fe و B در باغ‌های با عملکرد بالا و پایین در سطح ۵ درصد معنی‌دار بودند (جدول ۱).

با توجه به اینکه تعداد ۱۰ عنصر غذایی در نمونه برگ مورد اندازه‌گیری قرار گرفت، تعداد ۹۰ فرم بیان به صورت نسبت دو عنصری عناصر به دست آمد. از ۹۰ فرم بیان به دست آمده، ۴۵ نسبت عنصر غذایی برای هر یک از باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل به عنوان نرم انتخاب شدند (جدول ۲). همچنین، با استفاده از روش DRIS دامنه کمبود، بهینه و بیش‌بود عناصر غذایی به روش هاندل و همکاران (۱۲) تعیین شد (جدول ۳). نتایج حاصل از این مطالعه برای برخی از عناصر با نتایج دریاشناس و رستگار (۵) و تدین و رستگار (۲۷) که از روش DRIS برای تعیین حد بهینه در درختان لیمو شیرین استان فارس استفاده کردند مطابقت دارد.

با استفاده از غلظت عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم، منیزیم، آهن، منگنز، مس، روی و بر به دست آمده و با در نظر گرفتن مناسب‌ترین فرم بیان متشکل از نسبت‌های دو عنصری عناصر یاد شده برای محاسبه شاخص DRIS، رابطه شاخص‌های DRIS برای ۱۰ عنصر غذایی برای لیمو لیسبون و نارنگی پرل ذکر شده تعیین گردید که این روابط در جدول ۴ ارائه شده است.

شاخص‌های DRIS، نشان دهنده ترتیب نیاز غذایی و وضعیت تعادل یا عدم تعادل در باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل است.

های نارنگی پرل، بر و آهن از نظر کمبود در ۱۹ درصد باغ‌ها در رتبه اول و به ترتیب در ۳۸ و ۳۱/۳ درصد باغ‌ها در رتبه دوم و سوم قرار گرفتند.

جدول ۴- روابط شاخص‌های DRIS برای عناصر پرمصرف و کم‌مصرف

Table 4- DRIS indices for macro and micro nutrients

لیمو لیسبون
Lisbon lemon
$I(N)=1/9 [f(N/P)+f(N/K)+f(N/Ca)-f(Mg/N)-f(Zn/N)+f(N/Fe)+f(N/Cu)+f(N/Mn)+f(N/B)]$
$I(P)=1/9 [-f(N/P)+f(P/K)+f(P/Ca)-f(Mg/P)-f(Zn/P)+f(P/Fe)+f(P/Cu)+f(P/Mn)+f(P/B)]$
$I(K)=1/9 [-f(N/K)-f(P/K)-f(Ca/K)-f(Mg/K)-f(Zn/K)+f(K/Fe)-f(Mn/K)-f(K/Mn)-f(B/K)]$
$I(Ca)=1/9 [-f(N/Ca)-f(P/Ca)+f(Ca/K)-f(Mg/Ca)-f(Zn/Ca)+f(Ca/Fe)+f(Ca/Cu)+f(Ca/Mn)+f(Ca/B)]$
$I(Mg)=1/9 [f(Mg/N)+f(Mg/P)+f(Mg/K)+f(Mg/Ca)-f(Zn/Mg)+f(Mg/Fe)+f(Mg/Cu)+f(Mg/Mn)+f(Mg/B)]$
$I(Fe)=1/9 [-f(N/Fe)-f(P/Fe)-f(K/Fe)-f(Ca/Fe)-f(Mg/Fe)-f(Zn/Fe)+f(Fe/Cu)-f(Mn/Fe)-f(B/Fe)]$
$I(Zn)=1/9 [f(Zn/N)+f(Zn/P)+f(Zn/K)+f(Zn/Ca)+f(Zn/Mg)+f(Zn/Fe)+f(Zn/Cu)+f(Zn/Mn)+f(Zn/B)]$
$I(Mn)=1/9 [-f(N/Mn)-f(P/Mn)+f(Mn/K)-f(Ca/Mn)-f(Mg/Mn)-f(Zn/Mn)+f(Mn/Fe)+f(Mn/Cu)-f(B/Mn)]$
$I(Cu)=1/9 [-f(N/Cu)-f(P/Cu)-f(K/Cu)-f(Ca/Cu)-f(Mg/Cu)-f(Zn/Cu)-f(Fe/Cu)-f(Mn/Cu)+f(Cu/B)]$
$I(B)=1/9 [-f(N/B)-f(P/B)+f(B/K)-f(Ca/B)-f(Mg/B)-f(Zn/B)+f(B/Fe)-f(Cu/B)+f(B/Mn)]$
نارنگی پرل
Perl tangerine
$I(N)=1/9 [f(N/P)-f(K/N)-f(Ca/N)-f(Mg/N)+f(N/Zn)-f(Fe/N)-f(Cu/N)-f(Mn/N)+f(N/B)]$
$I(P)=1/9 [-f(N/P)-f(K/P)+f(P/Ca)-f(Mg/P)+f(P/Zn)+f(P/Fe)-f(Cu/P)-f(Mn/P)+f(P/B)]$
$I(K)=1/9 [f(K/N)+f(K/P)+f(K/Ca)-f(Mg/K)+f(K/Zn)+f(K/Fe)-f(Cu/K)-f(Mn/K)+f(K/B)]$
$I(Ca)=1/9 [f(Ca/N)-f(P/Ca)-f(K/Ca)-f(Mg/Ca)+f(Ca/Zn)+f(Ca/Fe)-f(Cu/Ca)-f(Mn/Ca)+f(Ca/B)]$
$I(Mg)=1/9 [f(Mg/N)+f(Mg/P)+f(Mg/K)+f(Mg/Ca)+f(Mg/Zn)+f(Mg/Fe)-f(Cu/Mg)+f(Mg/Mn)+f(Mg/B)]$
$I(Fe)=1/9 [f(Fe/N)-f(P/Fe)-f(K/Fe)-f(Ca/Fe)-f(Mg/Fe)+f(Fe/Zn)-f(Cu/Fe)-f(Mn/Fe)+f(Fe/B)]$
$I(Zn)=1/9 [-f(N/Zn)-f(P/Zn)-f(K/Zn)-f(Ca/Zn)-f(Mg/Zn)-f(Fe/Zn)-f(Cu/Zn)-f(Mn/Zn)-f(Zn/B)]$
$I(Mn)=1/9 [f(Mn/N)+f(Mn/P)+f(Mn/K)+f(Mn/Ca)-f(Mg/Mn)+f(Mn/Zn)+f(Mn/Fe)-f(Cu/Mn)+f(Mn/B)]$
$I(Cu)=1/9 [f(Cu/N)+f(Cu/P)+f(Cu/K)+f(Cu/Ca)+f(Cu/Mg)+f(Cu/Zn)+f(Cu/Fe)+f(Cu/Mn)+f(Cu/B)]$
$I(B)=1/9 [-f(N/B)-f(P/B)-f(K/B)-f(Ca/B)-f(Mg/B)-f(Zn/B)-f(Fe/B)-f(Cu/B)-f(Mn/B)]$

این موضوع با نظر ملکوتی و طهرانی (۱۷) مطابقت دارد به این صورت که منیزیم، جذب سایر عناصر غذایی گیاه به ویژه فسفر را تنظیم می‌کند و به عنوان انتقال دهنده فسفر به دانه در گیاهان عمل می‌کند. تقریباً در ۳۵/۳ و ۴۱/۲ درصد از باغ‌های لیمو لیسبون در ۳۱/۳ و ۵۶/۳ درصد از باغ‌های نارنگی پرل با عملکرد پایین مقدار پتاسیم به ترتیب با مقادیر نیتروژن، و منگنز رابطه عکس داشتند (جدول ۵، ۶) که با نتایج پیرسون و گودین (۱۶) مطابقت دارد.

در بین کمبودهای عناصر غذایی کم مصرف، آهن و بر در هر دو نوع باغ بیشترین کمبود را نشان داد (جدول ۵ و ۶). نتایج این مطالعه با تحقیقات جامع ملکوتی و طهرانی (۱۷) که کمبود عناصر کم‌مصرف در اکثر خاک‌های ایران برای گیاهان زراعی و باغی یک عارضه تلقی کرده بودند، مطابقت دارد. در ایران به ویژه مناطق جنوبی، خاک‌ها مقدار قابل آهک دارند. بدیهی است میزان آهک زیاد در خاک موجب غیرفعال شدن عناصر کم‌مصرف می‌گردد (۱۴). در پژوهش حاضر در باغ‌های با عملکرد پایین، مقادیر مختلفی از بور را دارا بودند که در بعضی از باغ منفی‌ترین شاخص بودند که نشان دهنده توزیع و کوددهی نامتعادل این عنصر در باغ‌های مختلف بود (جدول ۵ و ۶). با توجه به اینکه مرز بین کمبود و سمیت بور خیلی نزدیک است می‌بایست در کوددهی بور در باغ‌ها خیلی دقت کرد (۱۷).

نتایج حاصل از جدول (۵) نشان داد که در حدود ۵۹ درصد باغ‌های لیمو لیسبون کمبود یا بیش‌بود کلسیم با میزان نیتروژن برگ رابطه عکس دارد. برعکس، در باغ‌های نارنگی پرل در حدود ۵۶/۲ درصد از باغ‌ها کمبود یا بیش‌بود کلسیم با میزان نیتروژن برگ رابطه مستقیم داشت (جدول ۶). دلیل این امر می‌تواند عدم تعادل تغذیه‌ای باشد به‌طوری‌که بر اساس نتایج جدول (۶)، این امر در ۳۷/۵ درصد مطابق با شاخص تعادل تغذیه‌ای (NBI) بوده است. طبق اظهارات ملکوتی و طهرانی (۱۷) یون آمونیوم در اطراف ریشه با جذب کلسیم رقابت می‌کند. لذا، مصرف زیاد کودهای ازته به ویژه کودهای آمونیومی، عوارض فیزیولوژیکی کمبود کلسیم را تشدید می‌کنند. همچنین، به ترتیب در ۴۱/۲ و ۶۲/۵ درصد باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل با کمبود و بیش‌بود منیزیم به ترتیب بیش‌بود و کمبود کلسیم در برگ گیاه رخ داد (جدول ۵، ۶). یون منیزیم با انتقال کلسیم رقابت می‌کند (۱۷)، لذا با افزایش غلظت منیزیم در برگ از جذب کلسیم جلوگیری نموده و موجب برخی عوارض فیزیولوژیکی گردیده و رشد متعادل درخت و همین‌طور میوه و ترکیبات آن نظیر آنتی‌اکسیدان‌ها و قندها مختل می‌گردد.

به ترتیب در ۴۱ و ۵۶/۳ درصد باغ‌های لیمو لیسبون و نارنگی پرل بین منیزیم و فسفر رابطه مستقیمی برقرار است (جدول ۵ و ۶).

نتیجه گیری کلی

نتایج شاخص تعادل غذایی (NBI) محاسبه شده از شاخص های DRIS در باغ های با عملکرد پایین نشان داد که برای همه باغ های لیمو لیسبون و نارنگی پرل بزرگتر از صفر بود که نشان دهنده نداشتن تعادل نسبی بین عناصر غذایی جذب شده به وسیله درختان فوق می باشد. اولویت بندی کلی عناصر پرمصرف و کم مصرف برای باغ های لیمو لیسبون $Fe > N > B > K > Mn > Ca > Mg = P > Cu > Zn$ و برای باغ های نارنگی پرل $B > Fe > K > Cu > N > Ca > Mg > Mn > Zn > P$ تعیین گردید. به طور کلی در بین عناصر پرمصرف به ترتیب نیتروژن و پتاسیم و در بین عناصر کم مصرف آهن و بر برای هر دو نوع باغ بیشترین کمبود را داشتند. در مجموع عناصر نیتروژن، پتاسیم، آهن و بر در اولویت قرار داشته و می بایست به تغذیه آنها توجه خاصی مبذول گردد.

شاخص تعادل غذایی (NBI) محاسبه شده از شاخص های DRIS، نشان داد که کمترین مقدار این شاخص در باغ های لیمو لیسبون و نارنگی پرل به ترتیب برای باغ شماره ۱۵ (۱۹/۹) و باغ شماره ۱ (۳۶/۵) و بیشترین آن برای باغ شماره ۷ (۱۳۹/۲) و باغ شماره ۱۳ (۲۰۲/۹) به دست آمد (جدول ۵، ۶). براساس نتایج (جدول ۵، ۶) باغ لیمو لیسبون شماره ۱۵ و ۷ و نارنگی پرل ۱ و ۱۳ به ترتیب از متعادل ترین و نامتعادل ترین تغذیه برخوردار بوده است. براساس نتایج این شاخص که هر چه به سمت صفر باشد تغذیه عناصر غذایی متعادل بوده است در هیچ یک از باغ های با عملکرد پایین تعادل غذایی وجود نداشته و همین می تواند دلیل اصلی پایین بودن عملکرد در باغ های لیمو لیسبون باشد.

جدول ۵- تعیین شاخص های DRIS و اولویت بندی عناصر غذایی در باغ های با عملکرد پایین لیمو لیسبون
Table 5- Determining DRIS indices and priority nutrients in Lisbon lemon gardens with low yield

شماره باغ Garden NO.	DRIS indices										عملکرد Yield(kg/tree)	اولویت بندی عناصر غذایی priority of macro and micro nutrients	NBI
	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Zn	Mn	Cu	B			
1	5.7	10.7	-2.1	5.1	1.5	-12.2	8.2	-0.3	-10.8	-5.7	12	$Fe > Cu > B > K > Mn > Mg > Ca > N > Zn > P$	61.7
2	9.4	0.1	-3.7	1.6	4.5	1.8	-2.6	5.2	-2.3	-14.0	15	$B > K > Zn > Cu > P > Ca > Fe > Mg > Mn > N$	45.1
3	8.2	12.0	12.0	-2.1	2.2	-12.2	4.0	-14.7	-6.6	-3.0	8	$Mn > Fe > Cu > B > Ca > Mg > Zn > N > P > K$	77.1
4	-0.2	-1.8	-5.6	5.4	4.4	-34.3	12.7	2.8	8.6	7.9	9	$Fe > K > P > N > Mn > Mg > Ca > B > Cu > Zn$	83.7
5	-8.4	1.6	2.2	5.7	-3.3	2.1	-1.0	-8.1	7.2	2.1	14	$N > Mn > Mg > Zn > P > Fe > B > K > Ca > Cu$	41.7
6	1.3	8.4	-7.1	3.0	10.9	2.1	6.9	-12.7	9.5	-22.4	4	$B > Mn > K > N > Fe > Ca > Zn > P > Cu > Mg$	84.3
7	-10.6	6.8	-3.1	9.2	9.4	-50.9	14.1	20.6	9.5	-5.1	6	$Fe > N > B > K > P > Ca > Mg > Cu > Zn > Mn$	139.2
8	4.6	-1.8	-7.3	-6.7	-2.0	-0.3	8.9	-12.4	1.5	15.4	3	$Mn > K > Ca > Mg > P > Fe > Cu > N > Zn > B$	60.8
9	3.0	10.2	-8.3	-8.2	4.6	-9.2	-0.3	0.7	1.8	5.8	10	$Fe > K > Ca > Zn > Mn > Cu > N > Mg > B > P$	52.1
10	15.0	6.0	-1.0	-4.3	5.3	-24.4	12.0	-3.1	5.8	-11.3	7	$Fe > B > Ca > Mn > K > Mg > Cu > P > Zn > N$	88.3
11	3.0	8.9	-2.3	-4.8	-5.9	-16.5	2.7	6.6	-2.4	10.7	8	$Fe > Mg > Ca > Cu > K > Zn > N > Mn > P > B$	63.9
12	-4.3	-0.1	0.5	0.3	-2.0	-6.9	7.2	8.0	0.2	-3.0	12	$Fe > N > B > Mg > P > Cu > Ca > K > Zn > Mn$	32.4
13	0.8	-2.0	-0.2	-5.6	4.1	-21.6	8.5	3.7	-0.4	12.9	13	$Fe > Ca > P > Cu > K > N > Mn > Mg > Zn > B$	59.8
14	-7.8	8.1	-4.7	-3.6	3.5	6.6	9.3	-7.3	-2.2	-1.7	9	$N > Mn > K > Ca > Cu > B > Mg > Fe > P > Zn$	54.9
15	1.5	-2.0	1.8	-1.1	3.4	-5.5	-0.3	-1.1	1.2	2.0	11	$Fe > P > Ca > Mn > Zn > Cu > N > K > B > Mg$	19.9
16	-6.0	2.9	-4.0	1.9	-5.0	-37.8	5.2	22.6	5.6	14.6	3	$Fe > N > Mg > K > Ca > P > Zn > Cu > B > Mn$	105.8
17	-11.9	-0.7	-19.1	-0.8	6.9	-6.9	16.8	5.1	6.8	3.9	9	$K > N > Fe > Ca > P > B > Mn > Cu > Mg > Zn$	78.9

جدول ۶- تعیین شاخص‌های DRIS و اولویت بندی عناصر غذایی در باغ‌های با عملکرد پایین نارنگی پرل
Table 6- Determining DRIS indices and priority nutrients in Perl tangerine gardens with low yield

شماره باغ Garden NO.	DRIS indices										عملکرد Yield (kg/tree)	اولویت بندی عناصر غذایی priority of macro and micro nutrients	NBI
	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Zn	Mn	Cu	B			
1	-4.9	3.2	-2.4	-6.6	5.9	2.4	1.7	1.0	4.0	-4.3	18	Ca>N>B>K>Mn>Zn>Fe>P>Cu>Mg	36.5
2	-6.0	13.4	20.9	-17.8	14.1	-23.8	7.4	6.2	7.3	-21.7	5	Fe>B>Ca>N>Mn>Cu>Zn>P>Mg>K	138.5
3	-10.4	10.2	25.6	-18.0	21.1	-6.6	7.3	6.7	5.5	-41.3	12	B>Ca>N>Fe>Cu>Mn>Zn>P>Mg>K	152.8
4	-28.4	-3.8	24.2	-10.6	11.3	-7.1	4.4	1.0	3.1	6.0	8	N>Ca>Fe>P>Mn>Cu>Zn>B>Mg>K	99.8
5	-1.2	-2.2	-35.4	10.6	-0.01	-2.5	-1.2	-2.6	5.5	29.2	16	K>Mn>Fe>P>N>Zn>Mg>Cu>Ca>B	90.5
6	-4.5	3.6	-12.1	14.4	-13.3	-5.8	-0.2	4.0	9.3	4.5	19	Mg>K>Fe>N>Zn>P>Mn>B>Cu>Ca	71.6
7	-2.9	6.9	-10.1	15.6	-2.7	-7.2	-7.0	-3.7	12.2	-1.2	13	K>Fe>Zn>Mn>N>Mg>B>P>Cu>Ca	69.5
8	0.8	2.6	-16.0	15.9	9.6	-1.1	-3.0	12.2	-15.0	-6.1	17	K>Cu>B>Zn>Fe>N>P>Mg>Mn>Ca	82.3
9	21.6	-3.7	6.2	10.5	-8.0	-1.1	-4.5	-11.6	5.8	-15.2	11	B>Mn>Mg>Zn>P>Fe>Cu>K>Ca>N	88.3
10	26.0	-3.5	5.3	-2.7	0.2	-3.8	-2.3	-5.0	-9.3	-4.8	15	Cu>Mn>B>Fe>P>Ca>Zn>Mg>K>N	62.9
11	15.2	-1.8	-7.6	8.3	-3.4	-8.7	-2.3	-3.0	4.5	-1.0	17	Fe>K>Mg>Mn>Zn>P>B>Cu>Ca>N	55.8
12	8.1	-1.2	14.3	-2.5	3.2	-19.8	-2.8	-5.7	6.4	0.04	4	Fe>Mn>Zn>Ca>P>B>Mg>Cu>N>K	64.0
13	10.1	-1.8	-8.8	24.0	-1.6	47.8	-2.6	19.6	-67.6	-19.1	15	Cu>B>K>Zn>P>Mg>N>Mn>Ca>Fe	202.9
14	19.8	-1.4	-9.0	18.9	-7.2	-9.4	7.8	-1.3	8.9	-27.2	12	B>Fe>K>Mg>Mn>P>Zn>Cu>Ca>N	109.4
15	9.3	3.9	30.6	15.9	-21.0	5.8	4.6	-3.4	-39.0	-6.6	7	Cu>Mg>B>Mn>P>Zn>Fe>N>Ca>K	140.0
16	-27.2	6.9	-8.0	6.9	-11.1	29.4	12.9	-3.1	-24.1	17.3	6	N>Cu>Mg>K>Mn>P>Ca>Zn>B>Fe	144.9

منابع

- 1- Alloway B.J. 2008. Zinc in soils and crop nutrition. The second edition, published by IZA and IFA Brussels, Belgium and Paris, France, 137p.
- 2- Baldock J.O., and Schulte E.E. 1996. Plant analysis with standardized scores combined with DRIS and Sufficiency ranges approaches incorn. Agronomy. J, 88: 448-456.
- 3- Beaufils E.R. 1973. Diagnosis and recommendation integrated system (DRIS). Pietermaritzburg: University of Natal, 132 p. (Soil Science Bulletin, 1).
- 4- Bhargava B.S., and Chadha K.L. 1988. Developing leaf nutrient guide in fruit crops. Fertilizer News, 33: 21-29.
- 5- Daryashenas A., and Rastagar H. 2002. Determination of the nutrient norms for citrus in southern Iran with DRIS approach. Soil and Water Research Institute, technical publication No. 1132, Tehran, Iran, 26p. (In Persian)
- 6- Emami P., Dordipour E., and Daryashenas A.M. 2013. Evaluation of nutritional balance through DRIS method in peach orchards of Golestan Province. J. of Water and Soil Conservation. 20(2): 161-177. (In Persian with English abstract)
- 7- Emami A. 1996. Methods of plant analysis. Soil and Water Research Institute, technical publication No. 982, Tehran, Iran, 128p. (In Persian)
- 8- Esmaeli M., Golchin A., and Doroudi M.S. 2000. Determination of the nutrient norms for apple with DRIS method. Iranian journal of soil and water sciences, 12: 8. 22-29.
- 9- Filho F.A.A.M. 2004. DRIS: concepts and applications on nutritional diagnosis in fruit crops. Sci. Agric, 61(5): 550-560.
- 10- Goudarzi K., and Hosseini Farahi M. 2008. Evaluation of nutritional balance in vineyards of Kohgiluyeh and Boyer-Ahmad Province via DRIS method. Iran. J. Hort. Sci. and Technol, 9: 1. 45-58. (In Persian)
- 11- Heshmati Rafsanjani M., and Malakouti M.J. 1998. Determination of DRIS pre norms for 9 nutrients in pistachio leaf. Iran. J. Agric. Sci, 29: 2. 345-351. (In Persian with English abstract)
- 12- Hundal H.S., Singh D., and Brar J.S. 2005. Diagnosis and recommendation integrated system for monitoring nutrient status of mango trees in Submountainous area of Punjab, India. Commun. Soil Sci. Plant Anal, 36: 2085-

- 2099.
- 13- Letzsch W.S., and Sumner M.E. 1984. Effect of population size and yield level in selection of Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS) norms. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*, 15: 997-1006.
- 14- Malakouti M.J., and Gheibi M.N. 1997. Determination of nutrients critical level for strategic crops and correct fertilizer recommendation in the country. Publication of agricultural education, Soil and Water Research Institute, technical publication No. 11, Karaj, Iran, 56p. (In Persian)
- 15- Malakouti M.J. 1997. Diagnosis integrated system and optimum use of chemical fertilizers. Tarbiat Modarres University Press, Tehran, Iran. (In Persian)
- 16- Malakouti M.J. 2004. Sustainable agriculture and increasing yield with optimizing of fertilizer application in Iran. Sana Press, Tehran, Iran. (In Persian)
- 17- Malakouti M.J., and Tehrani M.M. 2005. Effect of micronutrients on the yield and quality of agriculture products "Micro-Nutrients with Macro effects". Tarbiat Modarres University Press. (In Persian)
- 18- Mourao Filho F.A.A. 2004. DRIS: Concepts and applications on nutritional diagnosis in fruit crops. *Scientia Agricola*, 61: 550-560
- 19- Pearson R.C., and Goheen A.C. 1998. *Compendium of Grape Diseases*. 4th Edition. The American Phytopathological Society, USA.
- 20- Poorgholamreza H., and Malakouti M.J. 1995. Determining DRIS norms and fertilizer recommendation for mulberry trees in Guilan province. Soil and water research institute, Tehran, Iran. (In Persian)
- 21- Regar K.L., and Singh, Y.V. 2014. Fertilizer recommendation based on soil testing for the targeted yield of rice in Eastern Plain Zone of Uttar Pradesh. *The Bioscan*, 9(2): 531-534.
- 22- Sajjadi A. 1996. Nutrients balance levels for sugar beet with DRIS approach. Technical issue No. 984. Soil and water research institute, Tehran, Iran, 40p. (In Persian)
- 23- Sharma J., Shikhamany S.D., Singh R.K., and Raghupathi H.B. 2005. Diagnosis of nutrient imbalance in Thompson seedless grape grafted on Dog Ridge rootstock by DRIS. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*, 36: 2823-2838.
- 24- Silveria C.P., Nachtigall G.R., and Monteiro F.A. 2005. Norms for the diagnosis and recommendation integrated system for signal grass. *Sci. Agric*, 62: 513-519.
- 25- Sumner M.E. 1979. Interpretation of foliar analysis for diagnostic purposes. *Agron. J*, 71: 343-348.
- 26- Sumner M.E. 1997. Application of Beaufils diagnosis indices to corn data published in literature irrespective of age and condition. *Plant soil*, 46: 359-363.
- 27- Tadaion M.S., and Rastegar H. 2002. Determination of the nutrient norms for sweet lime trees in Fars province by DRIS. *Journal of Iran Horticultural Science and Technology*, 6(1): 39-50. (In Persian with English abstract)
- 28- Walworth J.L., and Sumner M.E. 1987. The Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS). *Advances in Soil Science*, 6: 149-188.



Determining the Optimum Level of the Nutrient Elements and Evaluating the Nutritional Status of Lisbon Lemon and Perl Tangerine in Dezful using DRIS Method

S. Mirzaee¹- MH. Rasouli-Sadaghiani^{2*} - N. Miran³

Received: 16-05-2016

Accepted: 13-09-2016

Introduction: Citrus is an important fruit crop cultivated in tropical regions of the world with immense nutritional value and advised on daily basis in diet. In Iran, it is cultivated in high reaches of northern and southern regions. The low productivity has been ascribed mainly to the nutritional health of the plantations which is the most concern among farmers. To plan fertilization efficiently, it is necessary to know the desirable concentration of macro and micro nutrient in tissues that are representative of the plant's nutritional status. Traditionally, to determine the optimum fertilizer doses the most appropriate method was to apply fertilizer on the basis of soil test and crop response studies (Regar and Singh, 2014) which defied the synergistic and antagonistic effects in relative availability of different essential nutrients from soil. The foliar nutrient concentration is considered most pertinent and reliable method to judge the well-being of a tree as it represents the *in situ* condition in a holistic way and is a very powerful tool for nutritional diagnosis to assess deficiency symptoms and make fertilizer recommendations (Filho, 2004). Because of the dynamic nature of the leaf tissue composition, strongly influenced by leaf age, maturation stage, and the interactions involving nutrient absorption and translocation, the tissue diagnosis may be a practice of difficult understanding and utilization (Walworth and Sumner, 1987). The Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS) developed by Beaufils (1973), expresses the result of foliar analysis through indices, which represent in a continuous numeric scale, the effect of each nutrient in the nutritional balance of plant. DRIS is advantageous as it presents continuous scale and easy interpretation; allows nutrient classification (from the most deficient up to the most excessive); can detect cases of yield limiting due to nutrient imbalance, even when none of the nutrient is below the critical level; and finally, allows to diagnose the plant nutritional balance through an imbalance index (Baldock and Schulte, 1996). Nutritional balance is an important factor in increasing the yield and improving the quality of horticultural products especially Citrus. Hence, the objective of this study was to determining the optimum level of the macro and micro nutrient elements and evaluating the nutritional status of Lisbon lemon and Perl tangerine in Dezful.

Materials and Methods: For this purpose, 30 Lisbon lemon and 30 Perl tangerine gardens were selected randomly from citrus gardens in Dezful. Leaf samples were collected from middle of terminal shoots of current year growth in the periphery of tree from in late September. Leaf samples were washed in detergent followed by tap water and distilled water. Leaves dried under shade and then dried in hot air oven at 70°C for 48 hours. The dried leaves were grounded to fine powder by using mixer and stored in air tight butter paper bags for nutrient analysis. Kjeldahl method was followed to measure total nitrogen, and phosphorus was measured by vanado-molybdophosphoric yellow colour method using spectronic, while potassium was measured by flame photometric method. Other elements content was determined by atomic absorption system. The gardens were divided into two groups of low and high yielding. All forms expression and their variance into two groups and variance ratio the group of low to high yielding in tow type gardens were calculated. Then using DRIS calibration formula, DRIS index for nutrient elements with low yielding were determined and nutrient balance index (NBI) were calculated.

Results and Discussion: The results showed that the optimum level in Lisbon lemon leaves were 2.97, 0.11, 1.85, 3.88 and 0.17% for N, P, K, Ca, Mg and 200.5, 24.9, 23.9, 68.8, 32.9 mg.kg⁻¹ for Fe, Zn, Mn, Cu and B, respectively. In addition, the optimum level in Perl tangerine leaves were 2.97, 0.09, 1.57, 3.44 and 0.34% for N, P, K, Ca, Mg and 167.2, 32.7, 26.1, 28.0, 48.4 mg.kg⁻¹ for Fe, Zn, Mn, Cu and B, respectively.

Conclusion: In general, based on DRIS indices priority on the macro and micro nutrients as Fe > N > B > K > Mn > Ca > Mg = P > Cu > Zn for Lisbon lemon and B > Fe > K > Cu > N > Ca > Mg > Mn > Zn > P for Perl

1- Ph.D Student of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahrekord University

2 and 3- Professor and Ph.D Student of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University

(*- Corresponding Author Email: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir)

tangerine were determined. The NBI of all gardens with low yielding was more than zero, indicating an imbalance nutritional in low yielding gardens.

Keywords: Citrus, Critical level, Norm, Yield



کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده های گندم در خاک های آلوده به کادمیوم

زینب بیگدلی^{۱*} - احمد گلچین^۲ - سعید شفیع^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۲۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۶/۰۷

چکیده

تندی تجزیه کربن و نیتروژن آلی مانده های گیاهی توسط عواملی پرشماری از جمله ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک مهار می شود. فلزهای سنگین با آلوده ساختن خاک و تغییر ویژگی های شیمیایی و بیولوژیکی آن دینامیک کربن و نیتروژن آلی را تحت پیامد قرار می دهند. با توجه به اینکه میزان زهری بودن فلزهای سنگین گوناگون متفاوت بوده و تندی تجزیه مانده های گیاهی تحت پیامد غلظت فراهم فلزهای سنگین قرار می گیرد، هدف این پژوهش بررسی پیامد غلظت های گوناگون کادمیوم خاک بر کانی شدن کربن و نیتروژن آلی بود. برای بررسی پیامد آلودگی خاک به کادمیوم بر کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده های گیاه گندم، یک آزمایش به روش کیف کلش و به گونه گلدانی و با آرایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. فاکتورهای بررسی شده شامل سطوح آلودگی خاک به کادمیوم (صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک) و زمان (۱، ۲، ۳ و ۴ ماه) خوابانیدن مانده ها بودند. نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که سطوح کادمیوم خاک و زمان خوابانیدن پیامد معنی داری بر میزان هدررفت و ثابت تندی تجزیه کربن و نیتروژن آلی داشتند. نتایج آزمون میانگین ها نشان داد که با افزایش غلظت کادمیوم خاک به بیش از ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم میزان هدررفت کربن و نیتروژن آلی از مانده های گندم به طور معنی دار کاهش یافت و کمترین درصد هدررفت کربن و نیتروژن آلی مربوط به سطح ۸۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک بود. میزان هدررفت کربن آلی از مانده های گندم در یک ماه بعد از خوابانیدن ۳۰/۷۸ درصد و در سه ماهه بعدی خوابانیدن ۹/۷۴ درصد و در مجموع ۴۰/۵۲ درصد برای یک دوره چهار ماهه بود. میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم نیز در یک ماه بعد از خوابانیدن ۲۳/۶۹ درصد و در سه ماهه بعدی خوابانیدن ۸/۵۶ درصد و در مجموع ۳۲/۲۵ درصد برای یک دوره چهار ماهه بود. آلودگی خاک به کادمیوم مایه کندشدن چرخه کربن و نیتروژن شده و به نگر داشت بیشتر این عناصر در خاک کمک می کند.

واژه های کلیدی: آلودگی خاک، ثابت سرعت تجزیه، کیف کلش، زمان خوابانیدن، فلزات سنگین

مقدمه

جنبش و دوام زیاد دارای خطرات بیشتری است. میزان زهری بودن کادمیم برای گیاهان ۲۰ برابر دیگر فلزهای سنگین می باشد (۱، ۲۳). در کشتزارها، آلودگی خاک به کادمیم به دلیل مصرف پساب های آلوده و استفاده بی رویه از کودهای فسفاته حاوی کادمیم، یک مشکل روبه گسترش است و دوام زیاد این فلز در خاک، مایه انباشته شدن آن در خاک و بر هم خوردن تعادل چرخه عناصر غذایی شده است (۱۴). کادمیم به آسانی توسط بیشتر گیاهان جذب می شود، اما حساسیت گیاهان و موجودات گوناگون خاک به غلظت های بالای آن متفاوت است (۱۴ و ۳۱).

بسیاری از دانشمندان گمان دارند که مواد آلی خاک، یک عنصر کلیدی در ارزیابی کیفیت خاک است (۱۸)، چون ارتباط شدیدی با ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن دارد (۲۷). هر عاملی که بر روی فعالیت جانداران خاک پیامدگذار باشد می تواند بر میزان ماده آلی خاک نیز کارا باشد (۳۷). تندی تجزیه مانده های گیاهی به شدت توسط عوامل محیطی و کیفیت مانده ها مهار می شود و یکی از

آلودگی خاک و نابودی محیط زیست به عنوان یک مشکل جدی و چالش برانگیز، مخاطراتی را برای انسان پدید آورده است. در سده گذشته افزایش جمعیت و بهره برداری بی رویه از منابع طبیعی، فرسایش و آلودگی خاک ها را به همراه داشته است. امروزه افزون بر آلودگی های پدید آمده از کاربرد سوخت های فسیلی، مواد نفتی و صنعت، آلودگی خاک و آب با فلزهای سنگین یکی از دشواری های زیست محیطی عمده در جوامع بشری است که افزون بر کاهش کارکرد و کیفیت گیاهان کشاورزی، پایداری تولید و سلامت انسان را به مخاطره می اندازد. در میان فلزهای سنگین، کادمیم بدلیل دارا بودن

۱ و ۲- دانشجوی کارشناسی ارشد و استاد گروه علوم خاک، دانشگاه زنجان

(*)- نویسنده مسئول: Email: zeinab.bigdeli92@gmail.com

۳- استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه جیرفت

مسمومیت در آن اتفاق می‌افتد، برای هر عنصر متفاوت بوده و لازم است که تعیین گردد. یکی از روش‌های اندازه‌گیری پویایی ماده آلی استفاده از کیسه کلش (Litter bag) است. اندازه منافذ موجود در این کیسه‌ها بگونه‌ای است که موجودات تجزیه کننده خاک بتوانند آزادانه وارد آن شوند. وزن مشخصی از مانده‌های گیاهی خشک داخل این کیسه‌ها قرار داد شده و سپس در سطح یا عمق مشخصی از خاک جای گذاری می‌شوند. سرعت تجزیه از تفاوت وزن مانده‌های گیاهی داخل کیسه در طی مدت زمان مشخص، تعیین می‌شود. این روش ساده و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه است.

با وجود آن که اطلاعات کلی در مورد کاهش تندی تجزیه‌ی مانده‌های گیاهی در خاک‌های آلوده به فلزهای سنگین وجود دارد اما مشخص نیست که غلظت‌های گوناگون فلزهای سنگین خاک چه اندازه دینامیک کربن و نیتروژن آلی را در خاک‌های گوناگون تحت پیامد قرار می‌دهند. لذا هدف این پژوهش مطالعه پیامد سطوح گوناگون آلودگی خاک به کادمیوم بر کانی شدن کربن و نیتروژن آلی بود.

مواد و روش‌ها

برای مطالعه کانی شدن کربن و نیتروژن آلی در خاک‌های آلوده به کادمیوم، یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار اجرا گردید. فاکتورهای بررسی شده شامل سطوح آلودگی خاک به کادمیوم در پنج سطح (صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک) از منبع سولفات کادمیوم و مدت زمان خوابانیدن مانده‌ها در چهار سطح (۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز) بودند که پیامد آن‌ها بر کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده‌های گیاهی گندم بررسی شدند. خاک مورد استفاده از یک مزرعه کشاورزی در شهر زنجان تهیه گردید و در هوای آزاد خشک گردید و پس از گذرانده شدن از الک ۲ میلی متری برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن از قبیل EC، pH، بافت به روش هیدرومتری (۱۱)، درصد کربن آلی خاک به روش واکلی و بلک (۳۶)، نیتروژن کل خاک با استفاده از هضم کج‌لدال (۶) و غلظت کادمیوم فراهم با استفاده از DTPA (۲۸) تعیین شد که در جدول ۱ گزارش شده است. بقایای گیاه گندم (کاه و کلش) به مدت ۷۲ ساعت در آون با درجه حرارت ۶۰ الی ۶۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفته و بعد از خشک شدن، در اندازه یک سانتی‌متر خرد شدند. مقدار لیگنین، سلولز و همی سلولز بقایا با استفاده از روش گورینگ و ونزوئست (۱۹)، کربن آلی به روش واکلی و بلاک (۳۶) و نیتروژن کل به روش کلدال اندازه‌گیری شد (۵) (جدول ۲). به منظور آلوده‌سازی نمونه‌های خاک مقادیر مناسب از نمک سولفات کادمیوم در آب مقطر معادل گنجایش زراعی حل شد و به نمونه‌های خاک اضافه گردید و بخوبی مخلوط شد. سپس خاک‌های آلوده شده در

پارامترهای کلیدی که تحت‌پیامد عوامل محیطی و کیفیت مانده‌ها در خاک تغییر می‌کند فراوانی ریزجانداری تجزیه‌کننده مانده‌های گیاهی است (۲، ۴ و ۱۶). تجزیه کم مواد آلی که از آب و هوای ناشایست، واکنش ناخواسته خاک و آلودگی خاک به فلزهای سنگین ناشی می‌شود می‌تواند به تجمع مواد آلی در خاک و بی‌حرکتی عناصر غذایی ضروری منجر شود (۷). چرخه کربن، از راه فرآیند تجزیه میکروبی، تعامل قوی با دیگر چرخه‌های عناصر، از جمله چرخه نیتروژن و فسفر دارد و مواد معدنی مغذی برای گیاه آزاد می‌سازد و از این‌رو، برای سلامت خاک ضروری است. فلزهای سنگین با پیامد بر جامعه میکروبی خاک بر تندی چرخه کربن و تندی تجزیه مواد آلی پیامد می‌گذارند (۲۲). حاسن و همکاران (۲۱) در بررسی پیامدهای فلزهای سنگین افزوده شده به یک خاک لوم رسی گزارش کردند که پیامد فلزهای سنگین بر معدنی‌شدن نیتروژن بسیار متغیر و به‌گونه (کادمیوم > مس > روی) بود. دای و همکاران (۱۱) گزارش کردند که میزان کربن آلی، نیتروژن کل و بیومس میکروبی همبستگی معنی‌داری با میزان فلزهای سنگین در خاک داشت، به‌گونه‌ای که این همبستگی برای تنفس و همچنین کانی شدن خالص نیتروژن منفی بود. کاهش در تندی تنفس به دلیل حضور فلزهای سنگین در خاک می‌تواند ناشی از کاهش فعالیت‌های میکروبی و یا تغییرات کیفی در جامعه میکروبی باشد. فری‌تاس و همکاران (۱۵) در مطالعه پیامد آلودگی خاک به اورانیوم بر تجزیه‌های گیاهی گزارش کردند که شیمی مانده‌های گیاهی و عوامل محیطی نقش مهمی در تجزیه ماده آلی محلول داشتند. مین لیائو و همکاران (۲۹) گزارش کردند که در زمین‌های بایر اصلاح شده در پیرامون معدن مس، بیومس میکروبی و تنفس پایه تحت‌پیامد سطوح بالای فلزهای سنگین قرار گرفتند و با افزایش غلظت فلزها، کاهش یافتند. نتایج آن‌ها نشان داد که آلودگی خاک به فلزهای سنگین پیامد چشم‌گیری بر ساختار جامعه میکروبی داشت و شاخص‌های نام‌برده، شاخص‌های خوبی برای ارزیابی کیفیت خاک بودند. حسن دار و میشرا (۲۰) گزارش کردند که افزایش مقدار کادمیوم در خاک به بیش از ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم سبب کاهش معنی‌دار کانی شدن کربن و نیتروژن لجن فاضلاب شد. واسکوز-موریتا و همکاران (۴۰) گزارش کردند که در طولانی مدت آلودگی خاک به فلزهای سنگین تأثیر نامطلوبی بر مقدار زیست توده میکروبی خاک دارد و سرعت کانی شدن کربن و نیتروژن آلی با افزایش غلظت فلزهای سنگین در خاک کاهش می‌یابد ولی میزان کاهش در سرعت کانی شدن کربن و نیتروژن آلی بستگی به نوع فلز سنگین، غلظت آن در خاک و ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک و مانده آلی دارد. اگرچه فلزهای سنگین در غلظت‌های بالا برای موجودات خاک مسموم‌کننده هستند و جلوگیری از تجزیه مانده‌های گیاهی ویژگی مشترک خاک‌های آلوده به فلزهای سنگین است (۳۰)، ولی میزان زهری بودن این فلزها متفاوت بوده و غلظتی که

خوابانیده می شوند تا فرایند تجزیه میکروبی روی آنها انجام شود. در این آزمایش بعضی از کیف های کلش یک ماه، بعضی دیگر دو ماه و بعضی دیگر سه و چهار ماه در خاک خوابانیده شدند. بازه های زمانی خوابانیدن شامل یک دوره ۳۰ روزه می باشد (مدت زمان یکسان) که ممکن است این دوره در ابتدا، وسط یا انتهای آزمایش باشد. به عنوان مثال برای بدست آوردن داده های بازه زمانی ۳۰ تا ۶۰ روز، داده های حاصل از خوابانیدن دو ماه کیف های کلش در خاک از داده های حاصل از خوابانیدن یک ماه کیف های کلش در خاک کسر می شود. برای بدست آوردن داده های بازه زمانی ۶۰ تا ۹۰ روز، داده های حاصل از سه ماه خوابانیدن از ۱۱ داده های حاصل از دو ماه خوابانیدن کسر می شود. داده های حاصل از آزمایش به کمک نرم افزار آماری SAS بررسی شدند و آزمون میانگین ها به کمک آزمون چند دامنه ای دانکن انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از آزمایش های خاک نشان داد که خاک مورد مطالعه دارای بافت لوم رسی، غیرشور و آهکی بود (جدول ۱). بقایای گندم دارای ۴۵/۳ درصد کربن و ۰/۶ درصد نیتروژن بود (جدول ۲).

مقادیر دو کیلوگرمی در گلدان های پلاستیکی ریخته شدند و رطوبت آنها به گنجایش زراعی خاک رسانیده شد و گلدان ها در رطوبت و دمای ثابت ۲۵ درجه سلسیوس برای یک ماه جهت رسیدن به تعادل نسبی خوابانیده شدند. سپس اندازه ۱۵ گرم مانده های گیاهی گندم با اندازه یک سانتی متر در داخل کیف های کلش در ابعاد ۱۲*۱۲ سانتی متر و قطر منافذ ۰/۵ میلی متر بصورت افقی قرار داده شد و کیف ها در عمق ۵ سانتی متری خاک های آلوده به سطوح گوناگون کادمیوم جایگذاری شدند. سپس در فواصل زمانی ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز، کیف های کلش از گلدان ها خارج و پس از پاک کردن آنها و خشک کردن مانده های گیاهی پسمانده در آنها در دستگاه آون در دمای ۵۵-۶۰ درجه سانتی گراد، وزن مانده ها در کیف های کلش اندازه گیری شد. در مانده های گیاهی پس مانده در کیف های کلش، کربن آلی به روش واکلی و بلک (۳۴)، نیتروژن کل به روش کج لیدال (۶) و ثابت تندی تجزیه ی کربن و نیتروژن آلی با استفاده از معادله $M_t = M_0 e^{-kt}$ برآورد گردید که در این معادله M_0 اندازه کربن یا نیتروژن آلی در زمان صفر و M_t اندازه کربن یا نیتروژن آلی در بازه های زمانی نمونه برداری است. هدررفت کربن و نیتروژن آلی از کم کردن کربن و نیتروژن پس مانده در هر بازه ی زمانی از اندازه کربن و نیتروژن پس مانده در بازه ی زمانی پیش از آن برآورد گردید (۳۵). مدت زمان خوابانیدن دوره ای است که کیف های کلش در خاک

جدول ۱ - برخی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک بکار رفته در آزمایش

Table 1- Selected physical and chemical characteristics of the soil used in this experiment

فسفر فراهم کادمیوم فراهم بافت ECe PH			کربن آلی نیتروژن کل شن سیلت رس				
Texture	Soil available cd	Soil available phosphours	Clay	Carbon	Organic Total nitrogen	Sand Silt	درصد (%)
میلی گرم بر کیلوگرم خاک (mg/kg soil) (dS/m ⁻¹)							
	0.578	7.88	لوم رسی	1.15	0.105	41 26 33	0.2 13

جدول ۲ - برخی از ویژگی های مانده های گیاهی بکاررفته در آزمایش

Table 2- Selected parameters of the plant residue used in this experiment

نوع مانده های گیاهی Type of plant residue	همی سلولز Hemicellulose	سلولز Cellulose	لیگنین Lignin	نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	نیتروژن کل Total nitrogen	کربن آلی Organic carbon
Wheat straw گندم	23.7	40.5	10	74.61	0.6	45.29

(جدول ۳).

پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت و

ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی

نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که سطوح گوناگون کادمیوم خاک پیامد معنی داریدر سطح احتمال پنج درصد بر میزان هدررفت کربن آلی از کیف های کلش دارای مانده های گندم داشت

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک و زمان خوابانیدن بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم

Table 3- Analysis of variance to investigate the effects of different levels of soil cadmium and incubation periods on organic carbon losses and decomposition rate constants

منابع تغییر Source of variation Sov	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square	
		ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی Decomposition rate constant of organic carbon	درصد هدررفت کربن آلی Organic carbon losses (%)
سطوح گوناگون کادمیوم خاک Levels of soil cadmium	4	0.00000199*	29.8370796*
زمان خوابانیدن Incubation periods	3	0.00018920*	253.7783676*
سطوح گوناگون کادمیوم خاک × زمان خوابانیدن	12	0.00000014 ^{ns}	0.3659054 ^{ns}
RT اشتباه کل	40	0.00000016	2.3065707
CV ضریب تغییرات		5.471370	4.226056

* و ^{ns} به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و غیر معنی‌دار می‌باشد.

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم

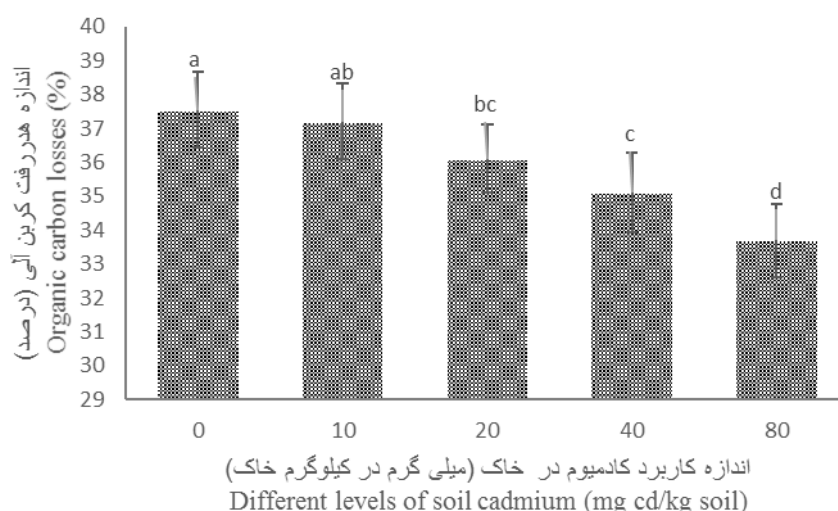
Table 4- Analysis of variance to investigate the effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on organic carbon losses and decomposition rate constants

منابع تغییر Source of variation Sov	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square	
		ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی Decomposition rate constant of organic carbon	درصد هدررفت کربن آلی Organic carbon losses (%)
سطوح گوناگون کادمیوم خاک Levels of soil cadmium	4	0.00000042*	1.389779 ^{ns}
بازه‌های زمانی خوابانیدن Incubation time intervals	3	0.00050904*	2851.671820*
سطوح گوناگون کادمیوم خاک × بازه‌های زمانی خوابانیدن	12	0.00000034*	2.178559 ^{ns}
RT اشتباه کل	40	0.00000015	1.820245
CV ضریب تغییرات		11.07147	13.31187

* و ^{ns} به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و غیر معنی‌دار می‌باشد.

اظهار نمودند که فلزات نیکل، کادمیوم و مس تاثیر کاهشی بر تعداد و فعالیت جامعه میکروبی خاک داشت و تاثیر کادمیوم شدیدتر از بقیه عناصر بود. چن و همکاران (۸) در بررسی پاسخ جمعیت میکروبی خاک به آلودگی کادمیوم دریافتند که با افزایش غلظت کادمیوم در خاک جمعیت باکتری‌ها بشدت کاهش یافت و باکتری‌ها به آلودگی کادمیوم حساس‌تر از قارچ‌ها بودند. مقادیر هدررفت کربن آلی در تیمارهای دارای صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ به ترتیب ۳۷/۲۱، ۳۷/۵۴، ۳۶/۱۱، ۳۵/۱۲ و ۳۳/۶۹ درصد بودند (شکل ۱). اندازه هدررفت کربن آلی در تیمار ۸۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، به طور معنی‌داری (۳/۸۵ درصد) کمتر از تیمار بدون کادمیوم بود (شکل ۱).

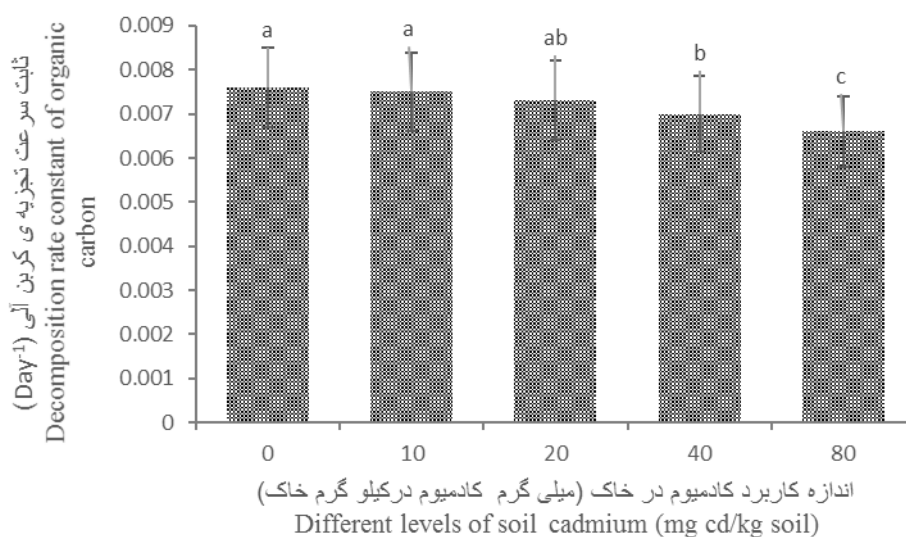
با افزایش سطوح گوناگون آلودگی خاک به کادمیوم اندازه هدررفت کربن آلی از مانده‌های گندم کاهش یافت. به گونه ای که بیشترین اندازه هدررفت کربن آلی از مانده‌های گندم مربوط به تیمار بدون کادمیوم (۳۷/۵۴ درصد) و کمترین اندازه هدررفت کربن آلی (۳۳/۶۹ درصد) مربوط به تیمار دارای ۸۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک بود (شکل ۱). کاهش اندازه هدررفت کربن آلی می‌تواند ناشی از کاهش فعالیت میکروبی خاک در اثر افزایش غلظت کادمیوم خاک باشد. دای و همکاران (۱۱) نیز نشان دادند که در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین مانند کادمیوم، میزان کربن معدنی شده با افزایش غلظت فلز کاهش یافت. موتزارت و همکاران (۳۳)



شکل ۱- پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت کربن آلی از کیف های گلش دارای مانده های گندم
Figure 1-The effects of different levels of soil cadmium on organic carbon losses (%)from wheat straw residue

شد. مقادیر ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی در تیمارهای دارای صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک به ترتیب ۰/۰۰۷۶، ۰/۰۰۷۵، ۰/۰۰۷۳، ۰/۰۰۷۰ و ۰/۰۰۶۶day-1 بودند (شکل ۲). چنی و همکاران (۹) گزارش کردند غلظت بالای فلزهای سنگین می تواند پیامدهای مضر بر تجزیه مواد آلی و فرآیندهای بیولوژیکی خاک داشته باشد که کاهش تندی تجزیه را به همراه دارد.

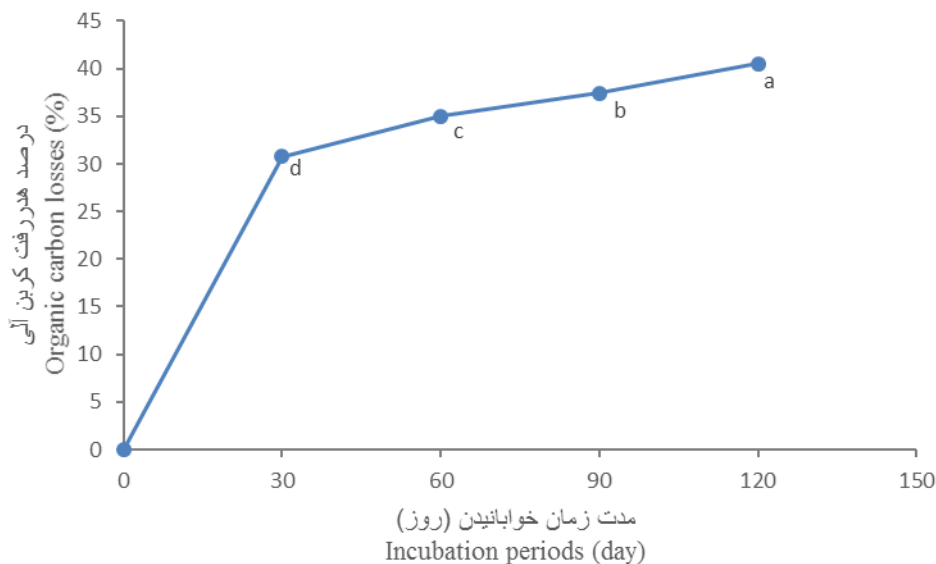
نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد سطوح گوناگون کادمیوم خاک پیامد معنی داری بر اندازه ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی مانده های گندم داشت (جدول ۳). نتایج آزمون میانگین داده ها نشان داد که بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی مانده های گندم در تیمار بدون کادمیوم و کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی در تیمار دارای ۸۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک اندازه گیری



شکل ۲- پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی مانده های گندم
Figure 2-The effects different levels of soil cadmium on decomposition rate constant of organic carbon

پیامد زمان و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر میزان هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که زمان خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان هدررفت کربن آلی از کیف‌های کلش دارای مانده‌های گندم داشت (جدول ۳). بیشترین اندازه هدررفت کربن آلی ۱۲۰ روز پس از خوابانیدن مانده‌ها اندازه‌گیری شد که برابر با



شکل ۳-پیامد زمان خوابانیدن بر اندازه هدررفت کربن آلی از کیف‌های کلش دارای مانده‌های گندم
Figure 3-The effects of incubation periods on organic carbon losses (%) from wheat straw residue

که با اتمام مواد آسان تجزیه شونده بسیاری از ریزجانداران تجزیه کننده از بین رفته و تنها بخش اندک مقاوم باقی می‌ماند که بتدریج تکثیر شده و جمعیت آنها افزایش می‌یابد و تجزیه مواد سخت تجزیه شونده افزایش می‌یابد.

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که زمان خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم داشت (جدول ۳). بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گیاهی، ۳۰ روز بعد از خوابانیدن مانده‌ها اندازه‌گیری شد. کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن مانده‌های گیاه گندم بدست آمد. مقادیر ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گیاهی در ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن مانده‌ها به ترتیب ۰/۰۱۲، ۰/۰۷۱، ۰/۰۵۲ و ۰/۰۴۳ day⁻¹ بودند (شکل ۵).

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که بازه‌های زمانی خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم داشت (جدول ۴). بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مربوط به بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز بود که برابر با ۰/۱۲ day⁻¹ شد و کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن

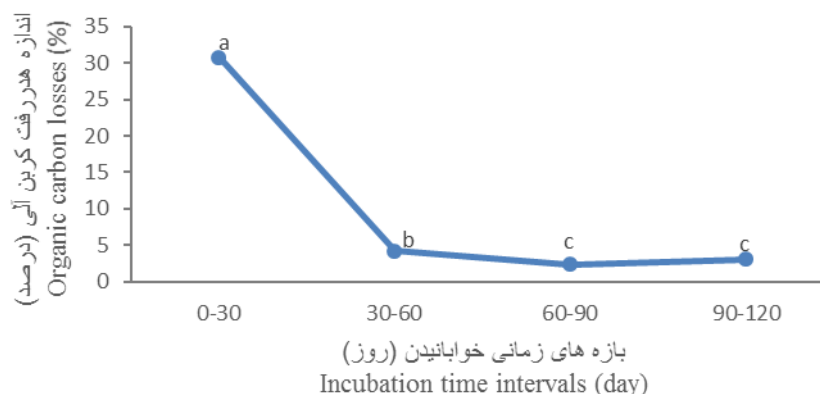
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که بازه‌های زمانی خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان هدررفت کربن آلی از کیف‌های کلش دارای مانده‌های گندم داشت (جدول ۴). بیشترین اندازه هدررفت کربن آلی مربوط به بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز بود که برابر با ۳۰/۷۸ درصد شد. کمترین اندازه هدررفت کربن آلی به میزان ۲/۳۸ درصد مربوط به بازه‌ی زمانی ۶۰-۹۰ روز بود که با بازه‌ی زمانی ۹۰-۱۲۰ روز در یک کلاس آماری قرار گرفت. مقادیر هدررفت کربن آلی در بازه‌های زمانی صفر تا ۳۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ روز به ترتیب ۳۰/۷۸، ۴/۲۵ و ۳/۱۱ درصد بودند (شکل ۴). مواد آسان تجزیه شونده مانده‌های گیاهی مانند پروتئین‌ها، اسیدهای آمینه و قندهای ساده در گام‌های نخستین تجزیه از بین رفته و بیشترین اندازه کاهش وزن مانده‌های گیاهی در این گام رخ می‌دهد. در گام‌های بعدی تجزیه، بخش‌های سخت مانده‌های گیاهی می‌مانند که در برابر تجزیه مقاوم هستند و تندی تجزیه را کاهش می‌دهند. لیگنین جزء مقاوم در برابر تجزیه‌ی میکروبی است و تنها توسط تعداد اندکی از ریزجانداران خاک مورد تجزیه قرار می‌گیرد که عمدتاً هوازی هستند (۲۱). افزایش پایانی هدررفت کربن احتمالاً به این دلیل است

بدست آمد. کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی در تیمار دارای ۲۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک و در بازه ی زمانی ۹۰-۱۲۰ روز اندازه گیری شد (شکل ۷). نتایج نشان داد که در بازه ی زمانی صفر تا ۳۰ روز که تندی تجزیه ی مانده ها زیاد می باشد کاهش معنی دار تندی تجزیه در غلظت ۴۰ میلی گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک اتفاق افتاد و در بازه های زمانی بعدی که تندی تجزیه کاهش می یابد پیامد غلظت کادمیوم خاک بر تندی تجزیه مانده ها کمتر مشهود است (شکل ۷).

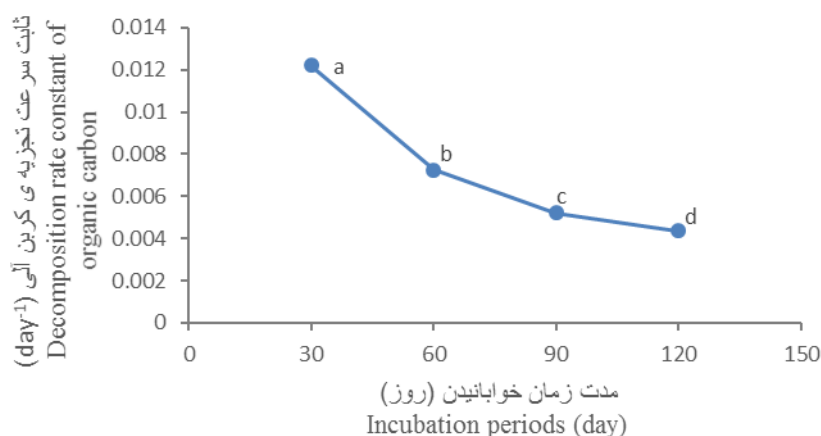
در بررسی پیامد زیانبار کادمیوم بر زیتوده میکروبی خاک و فعالیت آن، گزارش شده است که در روزهای نخست، اندازه زیتوده میکروبی و فعالیت های متابولیکی آن کاهش یافت ولی با گذشت زمان، تحمل به کادمیوم در جامعه میکروبی ایجاد شد و اندکی از کاهش نخستین در دراز مدت جبران گردید (۲۴).

آلی به میزان 0.00041 day^{-1} مربوط به بازه ی زمانی ۶۰ تا ۹۰ روز بود که با بازه زمانی ۹۰-۱۲۰ روز در یک گروه آماری قرار گرفت (شکل ۶). مقادیر ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی در بازه های زمانی صفر تا ۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ روز به ترتیب 0.0010 ، 0.00041 و 0.00042 day^{-1} بودند (شکل ۶). در این آزمایش، کربن آلی طی دو گام با تندی زیاد و آهسته تجزیه گردید که با یافته های محققین دیگر مطابقت دارد. در گام اول که تندی تجزیه بالاست، تجزیه ی ترکیبات ناپایدار غالب می باشد و در گام بعدی که با تندی آهسته تر گونه می گیرد ترکیبات مقاوم تر مورد تجزیه قرار می گیرند (۳۹).

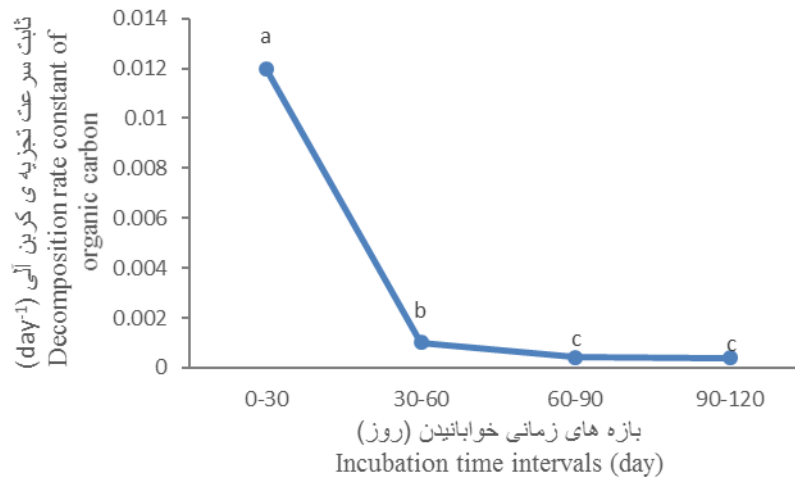
اثر متقابل سطوح گوناگون کادمیوم خاک و بازه های زمانی خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی مانده های گندم معنی دار شد (جدول ۴). بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی مانده ها در تیمار بدون کادمیوم و در بازه ی زمانی صفر تا ۳۰ روز



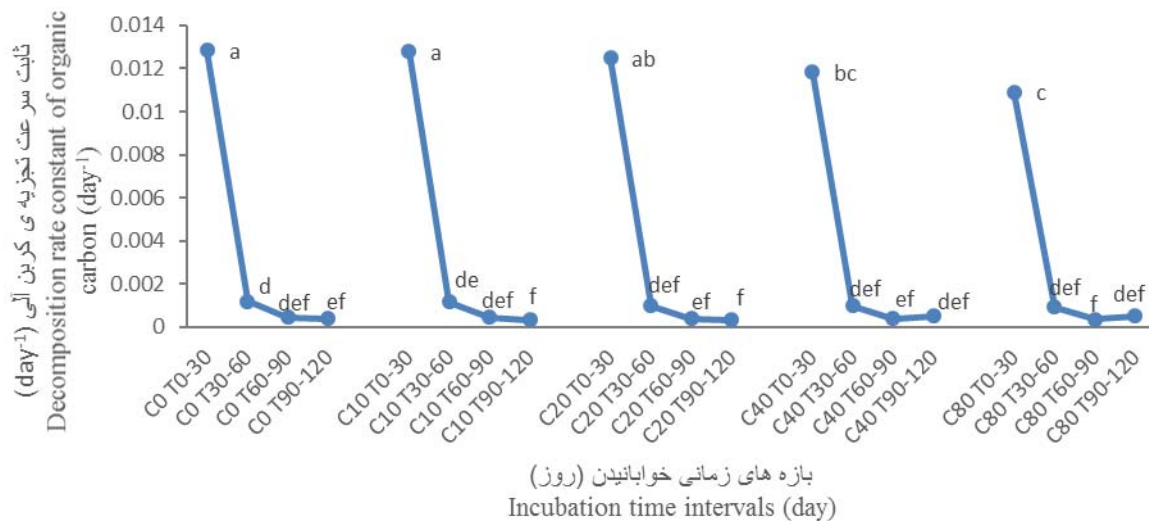
شکل ۴-پیامد بازه های زمانی خوابانیدن بر اندازه هدررفت کربن آلی از کیف های کلش دارای مانده های گندم
Figure 4-The effects of incubation time intervals on organic carbon losses (%) from wheat straw residue



شکل ۵-پیامد زمان خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه ی کربن آلی مانده های گندم
Figure 5-The effects of incubation periods on decomposition rate constant of organic carbon (day^{-1})



شکل ۶- پیامد بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم
Figure 6-The effects of incubation time intervals on decomposition rate constant of organic carbon



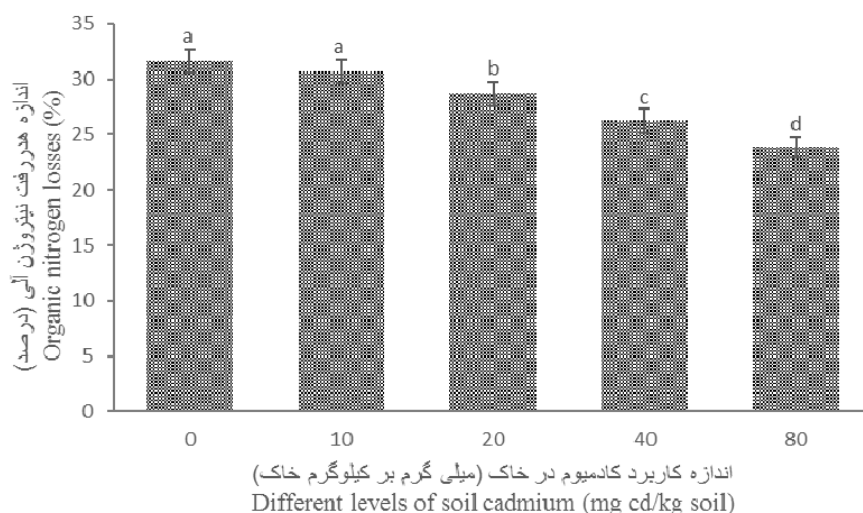
شکل ۷- پیامدهای متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم
(C: غلظت کادمیوم خاک بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک و T: بازه‌های زمانی خوابانیدن مانده‌ها بر حسب روز)
Figure 7-The interactive effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on decomposition rate constant of organic carbon (day⁻¹)
(C: Different levels of soil cadmium (mg cadmium/kg soil), T: Incubation time intervals (day))

(۳۱/۶۴ درصد) و کمترین اندازه هدررفت نیتروژن آلی (۲۳/۸۶ درصد) مربوط به تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک بود (شکل ۸). نتایج نشان داد که اندازه هدررفت نیتروژن آلی در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم، به‌طور معنی‌داری (۷/۷۸ درصد) کمتر از تیمار بدون کادمیوم بود (شکل ۸). کاهش اندازه هدررفت نیتروژن آلی می‌تواند ناشی از کاهش فعالیت میکروبی خاک در اثر افزایش غلظت کادمیوم خاک باشد. نتایج اغلب مطالعات نشان دادند که افزایش غلظت کادمیوم قابل جذب خاک سبب کاهش جمعیت و

پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌های گندم
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که پیامد سطوح گوناگون آلودگی خاک به کادمیوم بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۵). با افزایش سطوح گوناگون آلودگی خاک به کادمیوم اندازه هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. بیشترین اندازه هدررفت نیتروژن مانده‌های گندم مربوط به تیمار بدون کادمیوم

نشان داد که اندازه هدررفت نیتروژن آلی در برابر کربن آلی بیشتر تحت پیامد غلظت کادمیوم خاک قرار گرفت و کاهش یافت.

فعالیت میکروبی، سرعت چرخه عناصر غذایی، تندی تجزیه مواد آلی و فعالیت آنزیمی خاک گردید (۲۵). نتایج این پژوهش همچنین

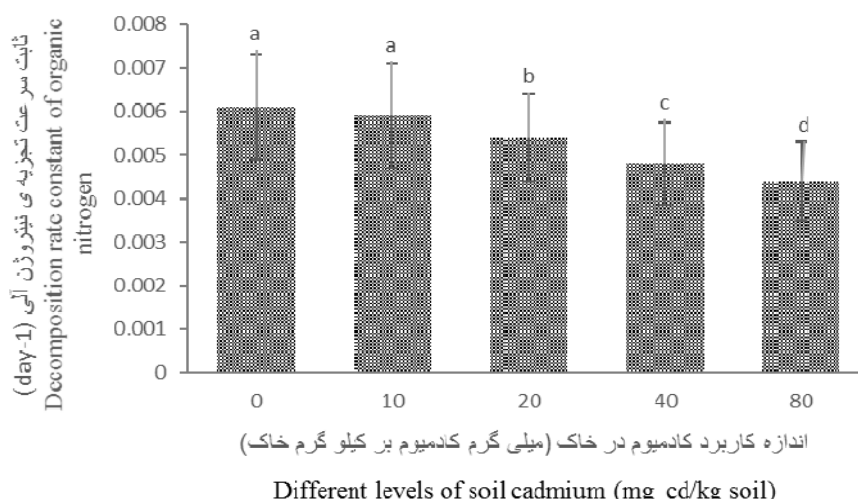


شکل ۸ - پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم

Figure 8-The effects of different levels of soil cadmium on organic nitrogen losses (%) from wheat straw residue

میزان کاهش ثابت تندی تجزیه نیتروژن آلی از غلظت ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک شروع و با افزایش غلظت کادمیوم خاک افزایش یافت (شکل ۹). غلظت های بالای کادمیم اغلب باعث کاهش رشد و فعالیت میکروبی و کاهش تندی واکنش های بیوشیمیایی در خاک می گردد (۳).

پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر ثابت تندی تجزیه نیتروژن آلی معنی دار بود و بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه نیتروژن آلی مانده ها از تیمار بدون کادمیوم بدست آمد (جدول ۵ و شکل ۹). کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه نیتروژن آلی در تیمار دارای ۸۰ میلی گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک اندازه گیری شد (شکل ۹). مقادیر ثابت تندی تجزیه نیتروژن آلی در تیمارهای صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک به ترتیب ۰/۰۰۶۱، ۰/۰۰۶۱، ۰/۰۰۵۹، ۰/۰۰۵۴، ۰/۰۰۴۸ و ۰/۰۰۴۴ day⁻¹ بودند.



شکل ۹ - پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه ثابت تندی تجزیه نیتروژن آلی از مانده های گندم

Figure 9-The effects of different levels of soil cadmium on decomposition rate constant of organic nitrogen

جدول ۵ - نتایج تجزیه واریانس پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک و زمان خوابانیدن بر اندازه هدررفت و اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌های گندم

Table 5- Analysis of variance to investigate the effects of different levels of soil cadmium and incubation periods on organic nitrogen losses and decomposition rate constants

منابع تغییر Source of variation Sov	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square	
		ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی Decomposition rate constant of organic nitrogen	درصد هدررفت نیتروژن آلی Organic nitrogen losses (%)
Levels of soil cadmium سطوح گوناگون کادمیوم خاک	4	0.00000647*	122.8240597*
Incubation periods زمان خوابانیدن	3	0.00009946*	209.2070050*
سطوح گوناگون کادمیوم خاک × زمان خوابانیدن	12	0.00000047 ^{ns}	0.7894528 ^{ns}
RT اشتباه کل	40	0.00000029	4.249464
CV ضریب تغییرات		9.944657	7.302918

جدول ۶ - نتایج تجزیه واریانس پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌های گندم

Table 6-Analysis of variance to investigate the effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on organic nitrogen losses and decomposition rate constants

منابع تغییر Source of variation Sov	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square	
		ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی Decomposition rate constant of organic nitrogen	درصد هدررفت نیتروژن آلی Organic nitrogen losses (%)
Levels of soil cadmium سطوح گوناگون کادمیوم خاک	4	0.00000151*	8.571298*
Incubation time intervals بازه‌های زمانی خوابانیدن	3	0.000027471*	1630.53583*
سطوح گوناگون کادمیوم خاک × بازه‌های زمانی خوابانیدن	12	0.000000114*	6.704675*
RT اشتباه کل	40	0.00000024	2.495528
CV ضریب تغییرات		18.53089	19.57503

* و ns به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و غیر معنی‌دار می‌باشد.

پیامد زمان و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر میزان هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی

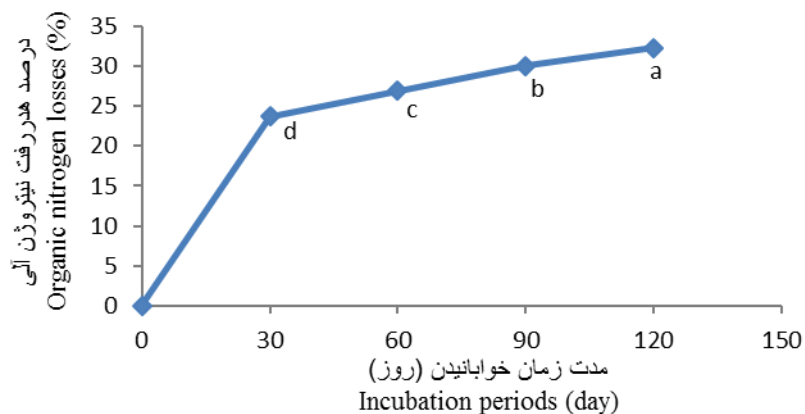
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که پیامد زمان خوابانیدن بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۵).

بیشترین اندازه هدررفت نیتروژن آلی به میزان ۳۲/۲۸ درصد مربوط به ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن مانده‌ها و کمترین اندازه هدررفت نیتروژن آلی به میزان ۲۳/۶۹ درصد مربوط به یک‌ماه پس از خوابانیدن مانده‌ها بود. مقادیر هدررفت نیتروژن آلی در ۳۰، ۶۰ و ۹۰ و ۱۲۰ روز پس از خوابانیدن مانده‌ها به ترتیب ۲۳/۶۹، ۲۶/۹۲، ۳۰/۰۱ و ۳۲/۲۸ درصد بودند (شکل ۱۰).

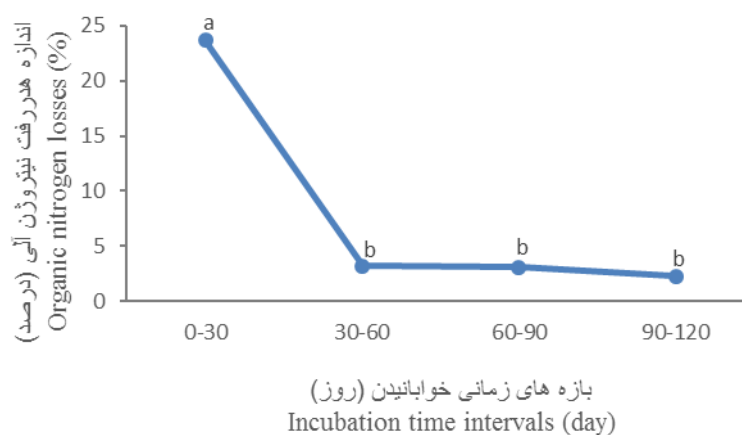
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که بازه‌های زمانی خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم داشت (جدول ۶). بیشترین اندازه هدررفت نیتروژن آلی

مربوط به بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز بود که برابر با ۲۳/۶۹ درصد شد و کمترین اندازه هدررفت نیتروژن آلی به میزان ۲/۲۶ درصد مربوط به بازه‌ی زمانی ۹۰-۱۲۰ روز بود (شکل ۱۱). مقادیر هدررفت نیتروژن آلی در بازه‌های زمانی صفر تا ۳۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ روز به ترتیب ۲۳/۶۹، ۳۲/۲۸ و ۳۰/۰۱ درصد بودند (شکل ۱۱). درگام‌های پایانی فرآیند تجزیه که اندازه مواد سهل‌التجزیه کاهش می‌یابد تجزیه بخش‌های سخت گیاهی مانند چربی‌ها و لیگنین تندی فرآیند تجزیه را مهار می‌کند (۱۳).

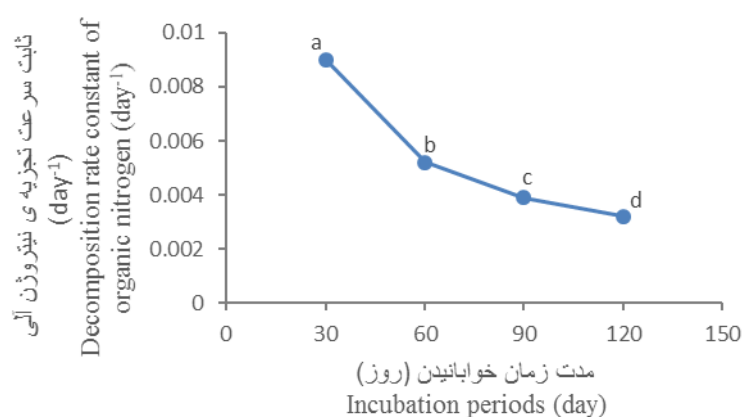
بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه برای نیتروژن آلی یک‌ماه پس از خوابانیدن مانده‌ها اندازه‌گیری گردید (شکل ۱۲). کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی نیز چهارماه پس از خوابانیدن مانده‌ها اندازه‌گیری شد.



شکل ۱۰- پیامد زمان خوابانیدن بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم
Figure 10-The effects of incubation periods on organic nitrogen losses (%)



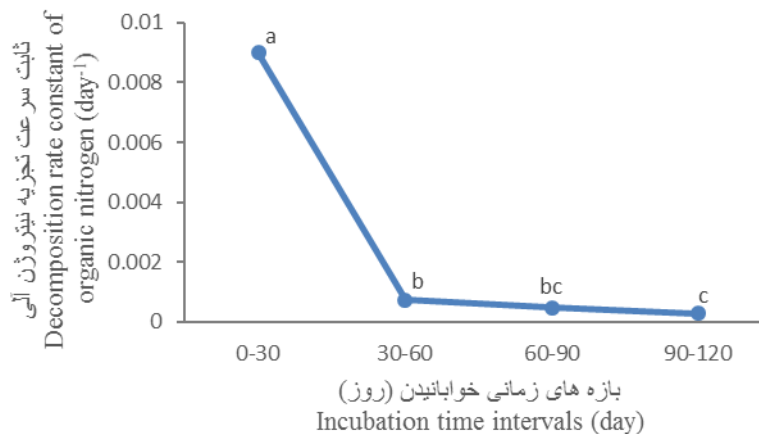
شکل ۱۱- پیامد بازه های زمانی خوابانیدن بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم
Figure 11-The effects of incubation time intervals on organic nitrogen losses (%) from wheat straw residue



شکل ۱۲- پیامد زمان خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه ی نیتروژن آلی مانده های گندم
Figure 12-The effects of incubation periods on decomposition rate constant of organic nitrogen

مقادیر ثابت تندی تجزیه ی نیتروژن آلی در ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن مانده ها به ترتیب ۰/۰۰۵۲، ۰/۰۰۹۰، ۰/۰۰۵۲، ۰/۰۰۵۲

نیتروژن آلی به میزان 0.0032 day^{-1} نیز مربوط به بازه‌ی زمانی ۹۰-۱۲۰ روز بود. مقادیر ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مربوط به بازه‌های زمانی صفر تا ۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ روز خوابانیدن مانده‌ها به ترتیب 0.0090 ، 0.0072 ، 0.0047 و 0.0027 day^{-1} بودند (شکل ۱۳). طی فرآیند تجزیه، اجزای محلول در آب شامل قندها، اسیدهای آلی، بخشی از کربوهیدرات‌های ساختاری، اسید آمینه و پروتئین‌ها اولین اجزایی هستند که تجزیه می‌شوند و پس از آن پلی ساکاریدهای ساختاری فنل، سلولز و همی سلولز و در آخر لیگنین تجزیه می‌شود و متناسب با تغییر ترکیب شیمیایی مانده‌ها تندی تجزیه نیز تغییر کرده و کاهش می‌یابد (۲۶).



شکل ۱۳-پیماد بازه‌های زمانی بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌های گندم

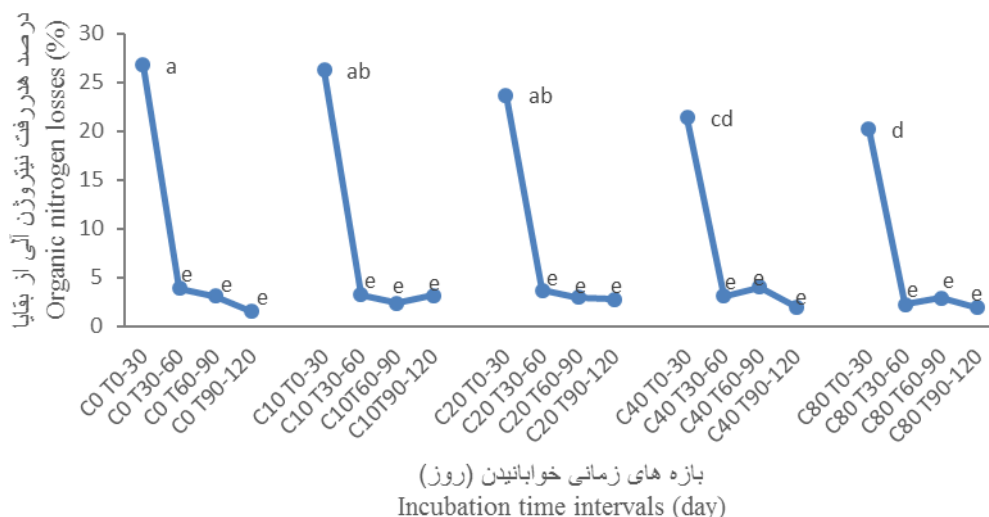
Figure 13-The effects of incubation time intervals on decomposition rate constant of organic nitrogen

(۱۴). نتایج نشان دادند که افزایش غلظت کادمیوم خاک تنها بر میزان هدررفت نیتروژن در بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز کارا بود و آن را کاهش داد ولی بر میزان هدررفت نیتروژن در سایر بازه‌های زمانی پیامد معنی‌داری نداشت (شکل ۱۴).

اثر متقابل سطوح گوناگون کادمیوم خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌های گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار شد (جدول ۶). بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌ها در تیمار بدون کادمیوم بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز بدست آمد و کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی در تیمار ۸۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک بازه‌ی زمانی ۹۰-۱۲۰ روز اندازه‌گیری شد (شکل ۱۵).

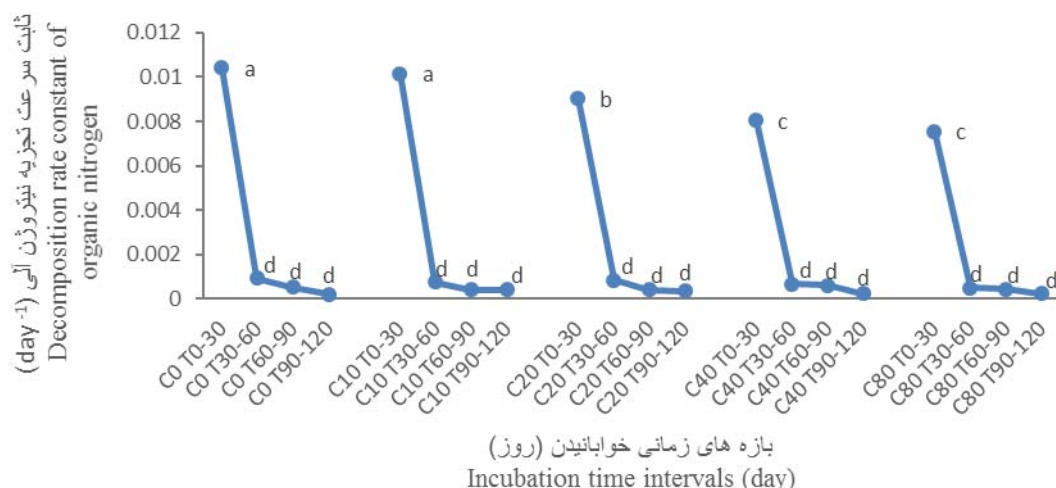
اثر متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌های گندم

اثر متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن مانده‌ها و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم معنی‌دار شد (جدول ۶). بیشترین میزان هدررفت نیتروژن آلی مربوط به تیمار بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز تیمار بدون کادمیوم بود. کمترین میزان هدررفت نیتروژن آلی نیز در تیمار بازه‌ی زمانی ۹۰ تا ۱۲۰ روز تیمار بدون کادمیوم اندازه‌گیری شد که با تیمارهای دارای بازه‌های زمانی ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰، ۹۰-۱۲۰ روز غلظت‌های گوناگون کادمیوم خاک تفاوت معنی‌داری نداشت (شکل



شکل ۱۴- پیامدهای متقابل بازه های زمانی خوابانیدن و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر درصد هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم (C: غلظت کادمیوم خاک بر حسب میلی گرم در کیلوگرم خاک و T: بازه های زمانی خوابانیدن مانده ها بر حسب روز)

Figure 14- The effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on organic nitrogen losses (%) (C: Different levels of soil cadmium (mg cadmium/kg soil), T: Incubation time intervals (day))



شکل ۱۵- پیامدهای متقابل بازه های زمانی خوابانیدن و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه ثابت تندی تجزیه ی نیتروژن آلی مانده های گندم (C: غلظت کادمیوم خاک بر حسب میلی گرم در کیلوگرم خاک و T: بازه های زمانی خوابانیدن مانده ها بر حسب روز)

Figure 15- The effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on decomposition rate constant of organic nitrogen (C: Different levels of soil cadmium (mg cadmium/kg soil), T: Incubation time intervals (day))

بیشترین میزان کانی شدن کربن و نیتروژن آلی در ماه اول خوابانیدن مانده ها اتفاق می افتد و میزان کانی شدن کربن و نیتروژن آلی در ماه های بعدی خوابانیدن به مراتب کمتر است.

نتیجه گیری کلی

نتایج این پژوهش نشان داد که تندی کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده های گندم در اثر آلودگی خاک به کادمیوم کاهش می یابد.

1. Alloway B. J. 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional. New York.
2. Andersson A. 1992. Trace elements in agricultural soils, fluxes and balances. Swedish Environmental Protection Agency. Report 4077.
3. Baath E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). Water, Air and Soil Pollution, 47:335-379.
4. Berg B. and Matzner, E., 1997. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. Environmental Reviews, 5(1), pp.1-25.
5. Bremner J. M. and Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen total. pp. 595- 624. In: A. L. Page., R. H. Miller. And D. R. Keeney (eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical analysis. American Society of Agronomy Inc. and Soil Science Society of American Inc. Madison, WI.
6. Bremner J. M. 1996. Nitrogen – Total. pp. 1085-1122. In Sparks D. L, et al (Eds.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Inc. ASA, Inc. Madison, WI.
7. Cotrufo M. F., Virzo de Santo, A., Alfani, A., Bartoli, G. and De Cristofaro, A. 1995. Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods. Environmental Pollution. 89(1): 81–87.
8. Chen Y.P, Liu Q. , Liu Y. J. , Jia F. A. , He X. H. 2014. Responses of soil microbial activity to cadmium pollution and elevated CO₂. Scientific Reports. doi:10.1038/srep04287.
9. Chaney W.R., Kelley J.M. and Strickland R.C. 1978. Influence of cadmium and zinc on carbon dioxide evolution from litter and soil from a black oak forest. Journal of Environmental Quality. 7: 115–119.
10. Cornwell W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T. , Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Perez-Harguindeguy, N., Quested, H.M., Santiago, L.S., Wardle, D.A., Wright, I.J., Aerts, R., Allison, S.D., van Bodegom, P., Brovkin, V., Chatain, A., Callaghan, T.V., Díaz, S., Garnier, E., Gurvich, D.E., Kazakou, E., Klein, J.A., Read, J., Reich, P.B., Soudzilovskaia, N.A., Vaieretti, M.V., Westoby, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. Ecol. Lett. 11, 1065e1071.
11. Dai J., Becquer, T., Rouiller, J. H., Reversat, G., Bernhard-Reversat, F. and Lavelle, P. 2004. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn, Pb, Cu, and Cd contaminated soils. Applied Soil Ecology. 25(2): 99-109.
12. Day R. 1965. Particle fractionation and particle size analysis. pp. 545-566, In: Black, C. A. et al (Eds), Methods of soil analysis. Part 1. Ser. No. 9. ASA. Madison, WI.
13. Duong T.T.T., 2009. Dynamics of plant residue decomposition and nutrient release (Doctoral dissertation, The University of Adelaide, Australia).
14. Ernest W. H. O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. Applied Geochemistry. 11: 163-167.
15. Freitas A. C., Rodrigues, D., Rocha-Santos, T. A., Gonçalves, F., Duarte, A. C. and Pereira, R. 2014. The impact of uranium mine contamination of soils on plant litter decomposition. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 67(4):601-616.
16. Gallardo A. and Merino, J. 1993. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of southwest Spain: influence of substrate quality. Ecology. 74:152–161.
17. Gee G.W. and Bauder, J.W. 1986. Physical and Mineralogical Methods. pp. 383-409. In: Clute A (ed). Methods of Soil Analysis, part 1. ASA and SSSA, Madison Wisconsin.
18. Gregorich E. G., Beare, M. H., Stoklas, U. and St-Georges, P. 2003. Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils. Geoderma. 113(3): 237-252.
19. Goering H. K. and P. J. Van Soests. 1970. *Forage fiber analysis (Apparatus, reagents, procedures and Some applications)*. USDA Hand book NO. 397. US. Government printing office. Washington, Dc.
20. Hassan Dar G.H. and Mishra, M. M. 1994. Influence of cadmium on carbon and nitrogen in sewage sludge amended soils. Environmental Pollution. 84: 285-290.
21. Hassen A., Jedidi, N., Cherif, M., M'Hiri, A., Boudabous, A. and Van Cleemput, O. 1998. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wastes enriched with Zn, Cu and Cd. Bioresource Technology. 64(1): 39-45.
22. Hendricks C.W., 1996. The Effect of toxic chemicals on nutrient cycling processes in soils. pp. 235-270. In: Tarredellas, J., Bitton, G. and Rossel, D. (eds.), Soil Ecotoxicology. Lewis, New York.
23. Jalil A., Selles, F. and Clark, J. M. 1994. Effect of Cd on growth and uptake of Cd and other elements by durum wheat. Journal of Plant Nutrition. 17:1839-1858.
24. Kandeler E, Tschirko D, Bruce KD, Stemmer M, Hobbs PJ, Bardgett RD and Amelung W, 2000. Structure and function of the soil microbial communities in microhabitats of a heavy metal polluted soil. Biol Fertil Soil. 32: 390-

- 400.
25. Karaca A., Naseby D.C. and Lynch J.M. 2002. Effect of cadmium contamination with sewage sludge and phosphate fertilizer amendments on soil enzyme activities, microbial structure and available cadmium, *Biology and Fertility of Soils*, 35:428–434.
26. Kumar K. and Goh, K.M., 2000. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy*. 68, pp.197-319.
27. Larson W. E. and Pierce, F. J. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. pp. 175-203. In: *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World*. IBSRAM Proc., 12th, Bangkok, Thailand.
28. Lindsay W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci Soc Am J*. 42: 421-428.
29. Liao M. and Xiao, M. 2007 Effect of heavy metals on substrate utilization pattern, biomass, and activity of microbial communities in a reclaimed mining wasteland of red soil area. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 66(2):217-223.
30. Marschner B. and Kalbitz, K. 2003. Control of bioavailability and biodegradation of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*. 113 (3-4): 211–235.
31. McGrath S. P., Zhao, F. J. and Lombi, E. 2001. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal contaminated soils. *Plant and Soil*. 232: 207–214.
32. Murungu F. S., Chiduzi, C., Muchaonyerwa. P. and Mkeni, P. N. S. 2011. Decomposition, nitrogen and phosphorus mineralization from winter-grown cover crop residues and suitability for a smallholder farming system in South Africa. *NutrCyclAgroecosyst*. 89:115–123.
33. Montsera D., B. Earland. and F. Asa. 1994. Multiple heavy metal tolerance of soil bacterial communities and its measurement by a thymidine incorporation Technique. *Appli & Envir Microbiol*. 60: 2238-2247.
34. Nelson D. W. and Sommer, L. E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. pp. 595- 624. In: Page, A. L. (eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy. Madison, W I.
35. Olson J. S. 1963. Energy storage and balance of producers and decomposition in ecological systems. *Ecology*. 44: 322- 331.
36. Page A. L., R. H. Miller. and D. R. Keeney. 1982. Chemical microbiological properties. pp. 1-1143. In: Page A. L et al (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2. American Society of Agronomy. Inc. Soil Science of America. Inc. Madison, Wisconsin, USA*.
37. Rottmann N., Dyckmans, J. and Joergensen, R.G., 2010. Microbial use and decomposition of maize leaf straw incubated in packed soil columns at different depths. *European Journal of Soil Biology*. 46(1), pp.27-33.
38. Van Nevel L., Mertens, J., Demey, A., De Schrijver, A., De Neve, S., Tack, F. M. and Verheyen, K. 2014. Metal and nutrient dynamics in decomposing tree litter on a metal contaminated site. *Environmental Pollution*. 189: 54-62.
39. Vaieretti M. V., Harguindeguy, N. P., Gurvich, D. E., Cingolani, A. M., and Cabido, M. (2005). Decomposition dynamics and physico-chemical leaf quality of abundant species in a montane woodland in central Argentina. *Plant and soil*. 278(1-2), 223-234.
40. Vásquez-Murrieta M. S., I. Migueles-Garduño, O. Franco-Hernández, B. Govaerts. and L. Dendooven. 2006. C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil. *European journal of soil biology*. 42(2): 89-98.
41. Wickings K., Grandy, A.S., Reed, S.C., Cleveland, C.C., 2012. The origin of litter chemical complexity during decomposition. *Ecol. Lett*. 15,1180-1188.



Mineralization of Organic Carbon and Nitrogen of Wheat straw residue in Cadmium Contaminated Soils

Z. Bigdeli^{1*} - A. Golchin² - S. Shafiei³

Received: 16-05-2016

Accepted: 28-08-2016

Introduction: Dynamics of organic carbon and nitrogen are controlled by several factors, including physical, chemical and biological properties of soil. Heavy metals contaminate soils and change soil properties and affect organic carbon and nitrogen dynamics. Since toxicities of heavy metals are different and organic carbon and nitrogen dynamics are affected by available concentrations of these metals, the aims of this experiment were to assess the effects of different levels of soil cadmium on mineralization of organic carbon and nitrogen.

Materials and Methods: To assess the effects of different levels of soil cadmium on mineralization of organic carbon and nitrogen, a factorial pot experiment was conducted using litter bag method. The factors examined were different levels of soil cadmium (0, 10, 20, 40, and 80 mg kg⁻¹ soil) and incubation periods (1, 2, 3 and 4 months) that were applied in three replications. Soil samples were artificially contaminated with cadmium to desirable levels using cadmium sulfate and the samples were placed in plastic pots and the pots incubated at constant moisture and temperature for one month. Then litter bags containing 15 g wheat residues were buried in pots and incubated for different periods of time. At the end of incubation periods, the remaining amounts of plant residues were measured and analyzed for organic carbon and nitrogen concentrations using Walkley and Black and Kjeldahl methods respectively. The decomposition rate constants of organic carbon and nitrogen were calculated using $M_t = M_0 e^{-kt}$ equation. Organic carbon and nitrogen losses were calculated by subtracting the remaining amounts of organic carbon and nitrogen in one incubation time interval from those of former one.

Results and Discussion: The results showed that the effects of soil cadmium levels and incubation periods were significant on organic carbon and nitrogen mineralization. The losses of organic carbon and nitrogen from wheat residues decreased as the levels of soil cadmium increased. The highest and the lowest organic carbon and nitrogen losses were measured in control and treatments with 80 mg Cd kg⁻¹ soil respectively. Increase in soil cadmium levels decreased the losses of organic carbon and nitrogen from wheat residue. The losses of organic carbon for a period of four months were 37.54, 37.21, 36.11, 35.12 and 33.69 (%) in treatments with soil cadmium levels of 0, 10, 20, 40 and 80 mg kg⁻¹ respectively. The loss of organic carbon in the first month of incubation was (30.78%) and in the other three months of incubation was (9.74%) with a sum of (40.52%) for a period of 4 months. Similarly, the loss of organic nitrogen in the first month of incubation was 23.69% and in the other three months of incubation was 8.56% with a sum of 32.25 (%) for a period of 4 months. The highest losses of organic nitrogen from wheat straw residue were measured in treatment of control cadmium (31.64 percent) and lowest losses of organic nitrogen (23.86 percent) related to treatment with 80 mg of cadmium / kg of soil. The losses of organic nitrogen, after 4 months were 31.64, 30.69, 28.68, 26.25, and 23.86 (%) when treatment of cadmium contamination of soil was 0, 10, 20, 40 and 80, respectively. The decomposition rate constants for organic carbon were 0.0076, 0.0075, 0.0073, 0.0070 and 0.0066 day⁻¹ when soil cadmium levels were 0, 10, 20, 40, and 80 mg kg⁻¹ respectively. The rate constants for organic nitrogen at the mentioned soil cadmium levels were also 0.0061, 0.0059, 0.0054, 0.0048 and 0.0044 day⁻¹ respectively.

Conclusions: The results of this research indicate that contamination of soils by heavy metals increases the residence time of organic carbon and nitrogen in soils and slows down the cycling of these elements. The mineralization rate of organic nitrogen was affected by soil cadmium levels more than that of organic carbon. The amounts of organic carbon and nitrogen losses are higher in the first month of incubation than those of other months and decomposition of wheat residue had a fast and a slow stage. The results of this study indicate that due to the adverse effects of heavy metals on soil organisms, mineralization rate of plant residue carbon is slower in polluted soils compared with non polluted soils.

Keywords: Contaminated soil, Decomposition rate constants, Heavy metals, Litter bag, Incubation periods

1 and 2-M.Sc. Student and Professor, Department of Soil Science, The University of Zanjan

(*- Corresponding Author Email: zeinab.bigdeli92@gmail.com)

3- Assistant Professor, Department of Soil Science, The University of Jiroft



تأثیر قارچ آسپرژیلوس نایجر و کود سبز بر انحلال فسفر خاک در شرایط انکوباسیون

آزاده احسانی نژاد^{۱*} - علی عباسپور^۲ - حمیدرضا اصغری^۳ - حمیدرضا صمدلویی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۱۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۸/۲۷

چکیده

حل شدن فسفر خاک توسط ریز جانداران حل کننده فسفات و استفاده از مواد آلی در مدیریت حاصلخیزی خاک مناسب تر از کودهای شیمیایی است. به منظور بررسی اثر آسپرژیلوس نایجر و کود سبز بر فراهمی فسفر خاک آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوکهای کامل تصادفی با ۱۰ تیمار و سه تکرار طی یک دوره ۷۰ روزه و به صورت انکوباسیون انجام شد. تیمارهای آزمایشی عبارتند از: C: شاهد، AS: آسپرژیلوس نایجر، A: کود سبز، S: ساکارز، P: سنگ فسفات، AS+A، AS+S، AS+P، AS+P+S، AS+P+A، پس از ۷۰ روز pH، هدایت الکتریکی، فسفر قابل جذب و محلول در خاک اندازه گیری شدند. نتایج نشان داد در طول زمان با به کارگیری تیمارها pH خاک کاهش و هدایت الکتریکی، فسفر محلول و فسفر قابل دسترس خاک افزایش یافته است. بیشترین فسفر محلول و قابل دسترس در تیمار AS+P+A مشاهده شد بطوری که فسفر محلول را ۵۸ درصد و فسفر قابل دسترس خاک را ۴۳ درصد افزایش داد. نتایج حاصله مؤید آن است که استفاده از ریز جانداران حل کننده فسفات و مواد آلی می تواند موجب افزایش انحلال فسفر خاک گردد.

واژه های کلیدی: قارچ حل کننده فسفات، اسیدآلی، سنگ فسفات، فسفر، قارچ حل کننده فسفات، ماده آلی

مقدمه

اصلی کاهش قابلیت جذب فسفر در خاک به شمار می رود (۱۸). جلالی و کلاهچی (۱۲) نشان دادند زمانی که کود فسفر به خاک افزوده می شود، بخشی از آن باعث افزایش فسفر محلول و مابقی رسوب می نماید و با قدرت زیاد در خاک تثبیت می شود که به آسانی با فسفر محلول به تعادل نمی رسد. جاوید و روویل (۱۳) در مطالعه اثر خواباندن بر قابلیت عصاره گیری فسفر گزارش کردند که بعد از گذشت ۴۵ تا ۹۰ روز تا ۸۰ درصد از فسفر مصرفی به صورت غیر قابل جذب درآمده و قابل عصاره گیری به روش اولسن نیست.

معایب کودهای شیمیایی و هزینه بالای تولید آنها همچنین صدمات زیست محیطی ناشی از مصرف آنها باعث شده که تولید کودهای زیستی و استفاده از منابع جایگزین در مقایسه با مصرف کودهای شیمیایی از منافع اقتصادی و زیست محیطی فراوانی برخوردار باشد. کودهای بیولوژیک علاوه بر صرفه اقتصادی باعث پایداری منابع خاک، حفظ توان تولید در دراز مدت و جلوگیری از آلودگی آبهای سطحی و زیرزمینی می گردند (۱۱).

دخاله ریزجانداران در افزایش حل پذیری فسفاتهای معدنی، در دهه اول قرن بیستم شناخته شد و از آن زمان تاکنون مطالعات زیادی در این باره انجام شده است. این ریز جانداران از مکانیزم های متفاوتی برای افزایش انحلال ترکیبات فسفر خاک استفاده می کنند که برای

فسفر یکی از عناصر غذایی پر نیاز موجودات زنده است که از نظر اهمیت غذایی در گیاهان پس از نیتروژن در درجه دوم این فسفر جزئی از پروتئین یاخته بوده و به عنوان بخشی از پروتئین هسته، غشاء یاخته ای و اسیدهای نوکلئیک نقشی گیاهان افزایش می دهد. هنگامی که این عنصر به مقدار کافی عرضه شود کیفیت بعضی از میوه ها، علوفه مرتعی، سبزی ها و غلات بهتر می شود و مقاومت گیاه در برابر بیماری ها نیز افزایش می یابد (۱۷، ۲۶، ۸).

فسفر در بیشتر خاکها با کلسیم و به ندرت با آهن و آلومینیوم تشکیل کمپلکس می دهد. به دلیل ظرفیت بالای برخی خاکها برای تثبیت فسفر، تحرک آن در خاک در مقایسه با سایر عناصر بسیار کم است. در خاکهای آهکی رسوب فسفر به صورت فسفات کلسیم، عامل

۱- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود
(*) نویسنده مسئول: Email: Azadeh.ehsani.az@gmail.com

۲- دکتری خاکشناسی، دانشیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود

۳- دکتری زراعت، دانشیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود

۴- دکتری بیوتکنولوژی مواد غذایی، استادیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی

شاهرود

آلی فسفر بویژه اسید فیتیک اشغال شود. تغییر بار سطحی کلوئیدهای خاک در کاهش جذب فسفر در خاک و افزایش فراهمی آن در خاک می باشد. بنابراین مواد آلی با بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و ممانعت از تثبیت فسفر در خاک قابلیت جذب فسفر در گیاه را افزایش می دهد. هدف از این آزمایش بررسی تأثیر قارچ *آسپرژیلوس نایجر* و مواد آلی بر افزایش انحلال فسفر خاک بود.

مواد و روش ها

نمونه برداری خاک در اردیبهشت ماه ۱۳۹۳ از شهرستان شاهرود از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری خاک انجام شد. نمونه های خاک پس از خشک شدن در مجاورت هوا، با چکش چوبی کوبیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. مقداری از خاک جهت انجام تجزیه های فیزیکی و شیمیایی (جدول ۱) و بقیه جهت آزمایشات انکوباسیون مورد استفاده قرار گرفت. اندازه گیری اسیدیته خاک با pH متر بر روی عصاره ۱:۲/۵ و هدایت الکتریکی با استفاده از دستگاه هدایت سنج بر روی عصاره ۱:۲/۵ اندازه گیری شد.

قارچ *آسپرژیلوس نایجر* از کلکسیون گروه گیاهپزشکی دانشگاه صنعتی شاهرود تهیه و در محیط کشت عصاره مالت آگار کشت داده شده شد و ۷ روز بعد از کشت، قارچ را از محیط کشت جدا کرده بدین صورت که هر پتری دیش حاوی قارچ *آسپرژیلوس نایجر* با ۲۰۰ میلی لیتر آب مقطر استریل مخلوط و به تیمارهای مورد نظر افزوده شد. این آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوکهای کامل تصادفی با ۱۰ تیمار و هر تیمار در ۳ تکرار انجام شد.

نمونه می توان به اسیدی شدن و کلاته شدن اشاره کرد. باکتری ها، قارچ ها و اکتینومیسیت ها از جمله این ریزجانداران هستند که باعث افزایش حلالیت فسفر می شوند. گونه هایی از ریزجانداران که قادر به رهاسازی فسفر از منابع نامحلول هستند شامل *باسیلیوس*، *سودوموناس*، *پنسیلیوم* و *آسپرژیلوس نایجر* می باشند. ریزجانداران حل کننده فسفات با تولید اسیدهای معدنی (اسیدهای کربنیک و سولفوریک)، اسیدهای آلی (سیتریک، بوتیریک، اگزالیک، مالونیک، لاکتیک و غیره) و تولید آنزیم فسفاتاز باعث انحلال فسفات معدنی و آلی می شوند (۳۰). قارچ *آسپرژیلوس نایجر* نیز با تولید متابولیتها و اسیدهای آلی باعث کاهش pH و در نتیجه فراهمی فسفر در خاک می شود (۲۸).

اثر اضافه نمودن مواد آلی به خاک نیز باعث بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک می شود. استفاده از مواد آلی نیز باعث افزایش واکنش پذیری خاک فسفات و فراهمی بیشتر فسفر می شود. در حین تجزیه مواد آلی، فعالیت میکروبی افزایش می یابد و در نتیجه مقدار زیادی اسیدهای آلی و مواد هومیک تولید می شود و باعث اسیدی شدن خاک فسفات و فراهمی فسفر می شود (۲۸). چن و همکاران (۶) تأثیر کاربرد کمپوست را در دو نوع خاک رسی لومی و سیلتی لومی مورد بررسی قرار دادند، کمپوستهای بکار رفته کمپوست کود گاوی، کود خاکی و کمپوست کاه بود. نتایج نشان داد در هر سه نوع کمپوست میزان تثبیت فسفر در خاک کاهش یافت. در این آزمایش کمپوست کاه بیشترین قابلیت را در کاهش تثبیت فسفر در خاک داشت. آنها گزارش کردند که احتمالاً آهن، آلومینیوم و کلسیم با اسیدهای هومیک و اسیدهای آلی که در اثر تجزیه مواد آلی آزاد شدند ترکیب شده و بنابراین جذب و تثبیت فسفر در خاک کاهش می یابد، احتمال دیگر این است که سایت های جذب فسفر بوسیله ترکیبات

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده

Table 1- Selected physical and chemical properties of Soil used

بافت خاک soil Texture	pH	EC (dS/m)	فسفر محلول Ps (mg/l)	فسفر قابل دسترس Pa (mg/kg)	ماده آلی (درصد)	T.N.V (درصد)
لوم	8.17	0.21	0/34	24/11	0/90	26/8

درصد آهک: Total Neutralizing Value : فسفر محلول Soluble phosphorus : فسفر قابل دسترس Available phosphorus

جدول ۲- برخی از خصوصیات سنگ فسفات مورد استفاده

Table 2- Selected properties of Rock phosphate used

pH	EC (dS/m)	Pa (%)	Ps (%)
5/75	0/91	37/5	0/16

جدول ۳- تیمارهای مورد استفاده

Table 3- Treatments used

شاهد control	As+ A <i>Aspergillus niger</i> + Green manure
آسپرژیلوس نایجر <i>Aspergillus Niger</i>	As+S <i>Aspergillus Niger</i> + Sucrose
کود سبز Green manure	As+P <i>Aspergillus niger</i> + Rock phosphate
ساکارز Sucrose	As+P + S <i>Aspergillus niger</i> + Rock phosphate + Sucrose
سنگ فسفات Rock phosphate	As+P + A <i>Aspergillus niger</i> + Rock phosphate + Green manure

است که نشان دهنده ایجاد شرایط مناسبتر در طول زمان برای تأثیر تیمارها بوده است. pH سوسپانسیون ۱ به ۲/۵ خاک به آب در نمونه شاهد برابر ۸/۱۷ می باشد (جدول ۱) که نشان دهنده قلیایی بودن خاک است. در تیمار شاهد مقدار کاهش pH در طول زمان نگهداری (۷۰ روز) بسیار جزئی است که ممکن است به خاطر تجزیه مواد آلی بومی خاک باشد. با توجه به شکل (۱) بیشترین تغییرات pH مربوط به تیمار (As + A) و در دوره زمانی ۳۵ تا ۷۰ روز می باشد. این تیمار در انتهای زمان انکوباسیون در مقایسه با تیمار شاهد (C) ۰/۵۹ واحد کاهش داشته است. این در حالی است که تیمارهای *آسپرژیلوس نایجر* (As) و کود سبز (A) به تنهایی تأثیر کمتری روی pH داشته اند.

معمولاً با تجزیه کود سبز و آزاد شدن دی اکسید کربن و اسیدهای آلی، pH خاکهای قلیایی بتدریج کاهش می یابد. در آزمایش انکوباسیونی که در یک دوره ۱۰ روزه انجام شد قارچ *آسپرژیلوس نایجر* باعث کاهش pH در طول این دوره شد بطوری که قارچ *آسپرژیلوس نایجر* توانست pH را از ۵ به ۳ برساند (۴). زروآل و همکاران (۳۴) بیان کردند استفاده از قارچ *آسپرژیلوس نایجر* باعث کاهش قابل توجهی در pH می شود و این کاهش در روزهای آخر انکوباسیون بدلیل رشد بیشتر زیست توده قارچ افزایش می یابد. پس از تیمار شاهد به ترتیب ساکارز و کود سبز کمترین کاهش pH را در طول ۷۰ روز داشته است. علت تأثیر کم مواد آلی بدلیل کند بودن سرعت تجزیه آن بوده است. مواد آلی حاوی اسیدهای ضعیف آلی می باشد که افزودن مستقیم این مواد به خاک نیز باعث ایجاد تغییرات خیلی کم در واکنش خاک می شود (۲). تیمار *آسپرژیلوس نایجر* + ساکارز (As+S) توانست pH خاک را در پایان دوره نسبت به شاهد (C) ۰/۴۶ واحد کاهش دهد و این در حالی است که تیمارهای *آسپرژیلوس نایجر* (As) و ساکارز (S) به تنهایی pH خاک را کمتر کاهش دادند. تحقیقات نشان داده است که در حضور یک منبع مناسب کربن، بعضی از باکتریها و قارچها قادر به تولید اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم می باشند که باعث کاهش pH محیط می شوند

در این آزمایش، نمونه های ۵۰ گرمی از خاک در ۳ تکرار توزین و به داخل ظروف پلاستیکی منتقل و سپس تیمارهای مربوطه به آنها اضافه و به طور کامل با خاک مخلوط شد. رطوبت خاک داخل ظروف با آب مقطر سترون به حد ۶۰ درصد ظرفیت زراعی رسانده شد و بعد از توزین و یادداشت وزن آنها، درب ظروف را بسته و به منظور تبادل هوای داخل ظروف با اتمسفر، چند سوراخ خیلی ریز بر روی درب ظروف نمونه ها ایجاد گردید. ظروف حاوی نمونه ها در دمای اتاق و به مدت ۱۰ هفته نگهداری شدند. با توزین مداوم ظروف، مقدار کاهش رطوبت خاکها با افزودن آب مقطر جبران گردید. در فواصل زمانی ۲۱، ۳۵، ۵۱، ۷۰ روز نمونه ها برداشته و جهت انجام تجزیه ها هوا خشک، کوبیده و آماده شد و بعد از گذراندن از الک ۲ میلی متری pH، EC و فسفر محلول خاک در عصاره ۱ به ۲/۵ و مقدار فسفر قابل دسترس به روش السن توسط دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه گیری شد (۱۹). کلیه داده های به دست آمده از آزمایشات با استفاده از نرم افزار MSTAT-C انجام شد. برای رسم نمودارها و شکل ها از نرم افزار Excel استفاده شد و مقایسه میانگین ها با آزمون حداقل اختلاف معنی دار (LSD) و در سطح ۵ درصد انجام گرفت.

نتایج و بحث

اثر تیمارها و زمان نگهداری بر pH خاک

نتایج تجزیه واریانس داده ها (جدول ۳) اثرات تیمار و زمان و همچنین اثر متقابل تیمار در زمان را برای pH در سطح احتمال ۱ درصد معنی دار نشان می دهد. شکل های (۱) و (۲) اثر تیمارها بر pH خاک و تغییرات آن در طول زمان نگهداری را نشان می دهد. لازم بذکر است به علت زیاد بودن تیمارها و گویا نبودن شکلها، تیمارها در دو شکل رسم گردیده است. در طول زمان با به کارگیری تیمارها pH خاک کاهش یافته است، میزان کاهش و تغییرات pH نسبت به زمان متغیر بوده به طوری که با گذشت زمان pH بسته به نوع تیمارها به میزان بیشتری نسبت به دوره زمانی قبلی کاهش یافته

آسپرزیلوس نایجر + ساکارز (As+S) کمترین pH را نسبت به تیمار سنگ فسفات (P) داشته اند. ولی بطور کلی تیمارها تأثیر کمتری در کاهش pH در مقایسه با تیمارهای بدون سنگ فسفات داشته اند. ناریناسامی و بیسوا (۲۱) عنوان کردند که در جریان فرآیند کمپوست شدن و تجزیه مواد آلی مقداری دی اکسید کربن متصاعد می شود و در محیط تولید اسید کربنیک می کند و این اسید ضعیف موجب کاهش pH، انحلال خاک فسفات و افزایش فراهمی فسفر در خاک فسفات می شود و در نتیجه کارایی خاک فسفات افزایش می یابد. شیو و همکاران (۲۷) دریافتند که آسپرزیلوس نایجر به تنهایی قادر به کاهش pH خاک می باشد که بهترین درجه حرارت برای فعالیت قارچ ۲۰ درجه سانتی گراد می باشد. تحقیقات ژبائو و همکاران (۳۳) نیز نشان داد که استفاده از آسپرزیلوس نایجر و سنگ فسفات سبب کاهش معنی دار pH، افزایش فسفر محلول شد. آنها کاهش pH را عمدتاً به افزایش تولید اسید گلوکونیک توسط قارچ نسبت دادند.

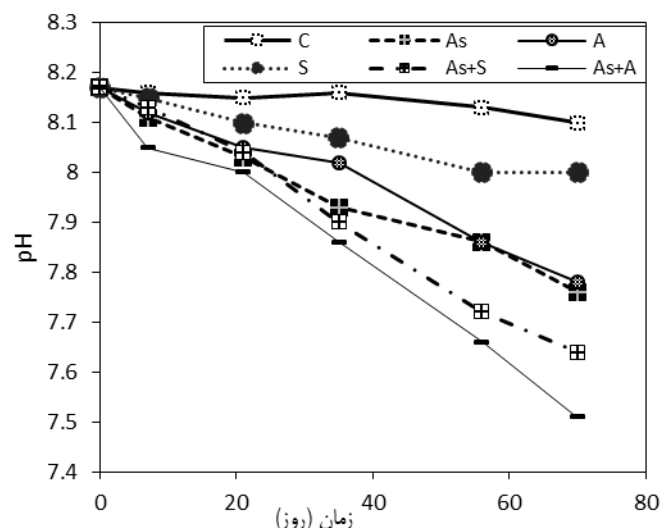
(۲۴). حضور ساکارز همراه با قارچ آسپرزیلوس نایجر منجر به رشد بیشتر قارچ، تولید اسید سیتریک بیشتر و در نتیجه کاهش بیشتر pH خاک می شود. کارم و همکاران (۱۶) بیان کردند هرچه منبع کربن بیش تری در اختیار قارچ آسپرزیلوس نایجر باشد تولید اسید سیتریک بیش تری می کند. آنها دریافتند که از بین منابع کربن، ساکارز تأثیر بیش تری نسبت به گلوکز دارد.

شکل (۲) نشان می دهد که کاربرد تیمارها باعث کاهش pH خاک نسبت به تیمار سنگ فسفات (P) شده است. بیشترین تغییرات pH با مقدار ۰/۱۱ واحد نسبت به تیمار سنگ فسفات مربوط به تیمار آسپرزیلوس نایجر + سنگ فسفات + کود سبز (As+A+P) است که این کاهش می تواند مربوط به آزاد شدن اسیدهای آلی حاصل از تجزیه مواد آلی و اسیدهای آلی تولید شده توسط قارچ حل کننده فسفات باشد. لازم بذکر است که افزودن سنگ فسفات با pH برابر ۵/۷۵ نیز سبب کاهش pH خاک می گردد. بعد از تیمار فوق تیمار

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس مربوط به برخی خصوصیات شیمیایی خاک
Table 4-Analysis of variance on some soil chemical properties

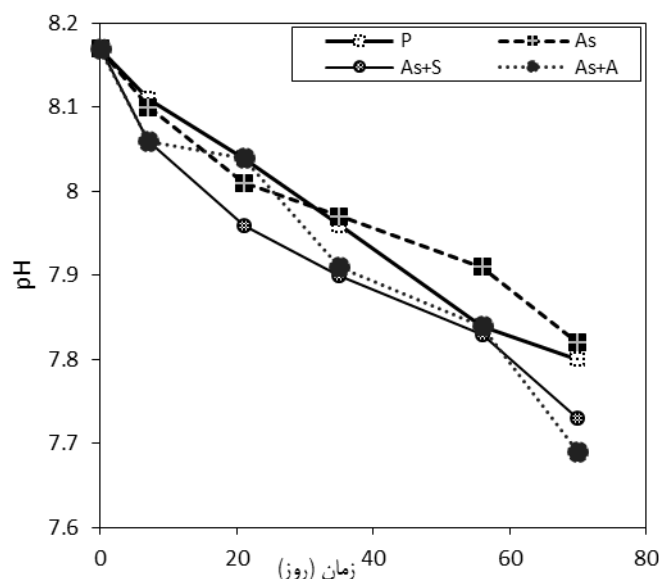
منابع تغییرات Source	درجه آزادی degree of freedom	میانگین مربعات MeanSquare			
		pH	EC	فسفر محلول Ps	فسفر قابل دسترس Pa
Treatment تیمار	9	**0/13	**0/23	**0/115	**39/37
Time زمان	4	**0/53	**1/49	**0/316	**92/14
Treatment* Time زمان × تیمار	36	**0/013	**0/021	**0/006	**4/48
Error خطا	98	0/011	0/005	0/001	0/09

** indicating a significant at the probable level of 1%



شکل ۱- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر pH خاک بدون کاربرد سنگ فسفات

Figure 1- Effect of the treatments and incubation time on soil pH with out the use of rock phosphate



شکل ۲- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر pH خاک همراه با کاربرد سنگ فسفات

Figure 2- Effect of the treatments and incubation time on soil pH with the use of rock phosphate

را عمدتاً به دلیل افزایش غلظت یون نیترات (اکسایش یون آمونیوم) معرفی کردند. با توجه به شکل (۴) استفاده از سنگ فسفات تأثیر بیش تری در افزایش هدایت الکتریکی خاک نسبت به تیمارهای فاقد سنگ فسفات داشته است، بطوریکه بیشترین میزان هدایت الکتریکی در تیمار *آسپیرژیلوس نایجر* + کود سبز + سنگ فسفات (As+A+P) مشاهده شد که توانست هدایت الکتریکی خاک را طی این دوره ۷۰ روزه ۰/۹۶ دسی زیمنس بر متر افزایش دهد. طبیعی است که این افزایش بدلیل هدایت الکتریکی بالای سنگ فسفات می باشد (جدول ۲).

اثر تیمارها و زمان نگهداری بر فسفر محلول خاک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها (جدول ۳) نشان داد که اثرات تیمار و زمان و همچنین اثر متقابل تیمار و زمان بر فسفر محلول خاک در سطح ۱ درصد معنی دار است. شکل‌های (۵) و (۶) اثر تیمارها بر فسفر محلول خاک و تغییرات آن در طول زمان نگهداری نمونه‌ها را نشان می دهد. با توجه به شکل (۵) تمام تیمارها نسبت به شاهد روند افزایشی داشته و بیش ترین میزان فسفر محلول مربوط به تیمار *آسپیرژیلوس نایجر* + کود سبز (As+A) و به مقدار ۷/۵۶ میلی گرم بر لیتر بود. این در حالی است که تیمار کود سبز و *آسپیرژیلوس نایجر* به تنهایی فسفر محلول خاک را افزایش داده ولی با اعمال تیمار قارچ *آسپیرژیلوس نایجر* (As) به کود سبز (A) مشاهده می شود که فسفر محلول خاک به مقدار بیشتری افزایش یافته است. قارچ *آسپیرژیلوس نایجر* با تولید اسیدهای آلی باعث کاهش pH و افزایش فراهمی فسفر در خاک می شود. مواد آلی نیز نقش مهمی در قابل دسترس

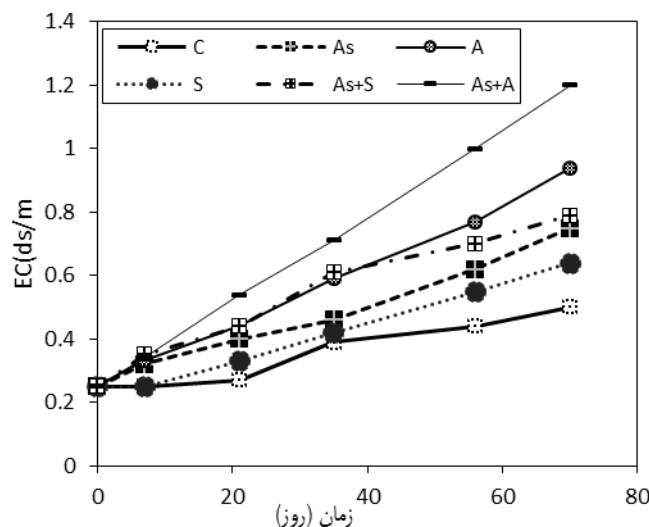
اثر تیمارها و زمان نگهداری بر هدایت الکتریکی خاک

نتایج تجزیه واریانس داده ها (جدول ۳) اثرات تیمار و زمان و همچنین اثر متقابل تیمار در زمان را برای هدایت الکتریکی در سطح احتمال ۱ درصد معنی دار نشان می دهد. شکل‌های (۳) و (۴) اثر تیمارها بر هدایت الکتریکی خاک و تغییرات آن در طول زمان نگهداری نمونه‌ها را نشان می دهد. شکل (۳) نشان می دهد در طول زمان نگهداری، هدایت الکتریکی افزایش یافته که بسته به تیمارها این افزایش متفاوت است. با توجه به شکل تیمار *آسپیرژیلوس نایجر* + کود سبز (As+A) هدایت الکتریکی خاک را در دوره ۷۰ روزه در مقایسه با تیمار شاهد (C) ۰/۷۰ دسی زیمنس بر متر افزایش داده است. با اعمال تیمار قارچ *آسپیرژیلوس نایجر* (As) به کود سبز (A) مشاهده می شود که هدایت الکتریکی به مقدار بیشتری نسبت به تیمار کود سبز افزایش داشته است که دلیل آن دخالت قارچ *آسپیرژیلوس نایجر* در تجزیه کود سبز و آزاد سازی عناصر موجود در آن می باشد. لازم بذکر است که این افزایش طی روزهای ۵۶ تا ۷۰ بیش تر بوده است.

لازمه افزایش هدایت الکتریکی توسط کود سبز تجزیه آن و آزادسازی عناصر موجود در آن است که این پروسه زمان بر است. افزایش هدایت الکتریکی خاکها به دلیل ترکیبات معدنی موجود در کود سبز است. ضمن اینکه با تجزیه کود سبز، عناصر معدنی موجود در بخش آلی بصورت یون آزاد می شود که سبب افزایش غلظت یون‌های محلول و در نتیجه افزایش هدایت الکتریکی خاک می گردد. نتایج مشابهی نیز بوسیله تحقیقات کارتیکیان و همکاران (۱۵) گزارش شده است. آنها دلیل افزایش هدایت الکتریکی در اثر کاربرد کود گاوی

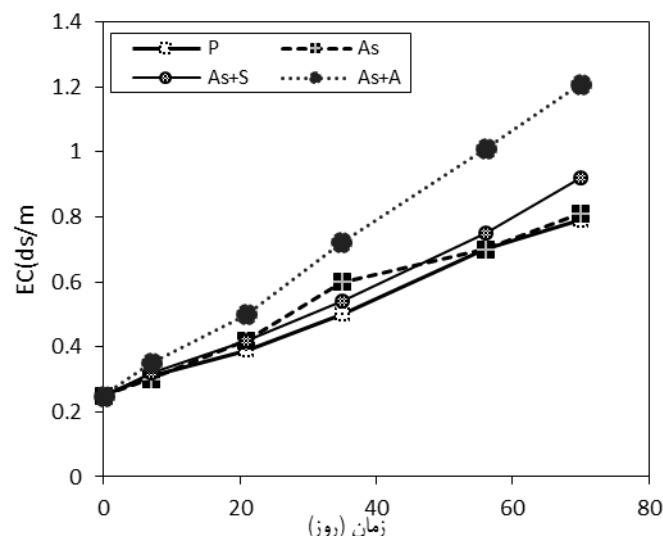
فسفر محلول نیز بعد از شاهد (C) مربوط به تیمار ساکارز (S) و به مقدار ۴/۹ میلی گرم بر لیتر بود.

شدن فسفر دارند، تأثیر مثبت مواد آلی می تواند به دلیل فراهم شدن شرایط بهتر برای ریز جانداران حل کننده فسفات باشد. کمترین مقدار



شکل ۳- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر هدایت الکتریکی خاک بدون کاربرد سنگ فسفات

Figure 3- Effect of the treatments and incubation time on soil electrical conductivity with out the use of rock phosphate



شکل ۴- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر هدایت الکتریکی خاک همراه با کاربرد سنگ فسفات

Figure 4- Effect of the treatments and incubation time on soil electrical conductivity with the use of rock phosphate

شود. در حین تجزیه مواد آلی، فعالیت میکروبی افزایش می یابد و در نتیجه مقدار زیادی اسیدهای آلی و مواد هومیکی تولید می شود و باعث اسیدی شدن خاک فسفات و فراهمی فسفر می شود (۲۸). اشتورم و همکاران (۲۹) نشان دادند که در اثر اضافه کردن اسیدهای آلی یافت شده در تراوشات ریشه گیاهان (اسیدهای سیتریک، اگزالیک و مالیک) به یک خاک آهکی، در شرایط کمبود فسفر، فراهمی فسفر افزایش یافت.

شکل (۶) نشان می دهد که با اعمال سنگ فسفات به خاک فسفر

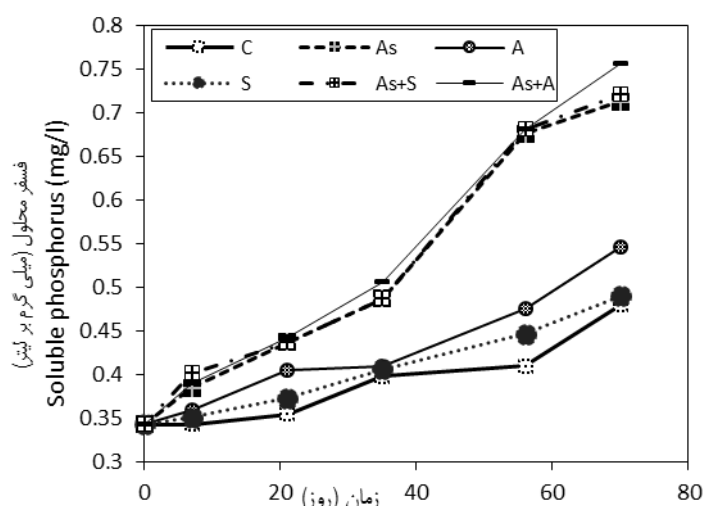
کاسی (۱۹) توانایی یز جانداران در افزایش فسفر محلول در آب در محیط های حاوی سنگ فسفات و محیط جامد حاوی تری کلسیم فسفات را با یکدیگر مقایسه کردند. نتایج نشان داد که تلقیح محیط های فوق با باکتری و قارچ میانگین مقدار فسفر محلول در آب را در طول مدت زمان ۸ روز تقریباً دو برابر افزایش داد و pH نیز کاهش چشمگیری داشت. اثر اضافه نمودن مواد آلی به خاک نیز باعث بهبود خصوصیات فیزیکی شیمیایی خاک می شود. استفاده از مواد آلی نیز باعث افزایش واکنش پذیری خاک فسفات و فراهمی بیشتر فسفر می

(۲۵) انجام شد، اثر قارچ بر فراهمی فسفر با منابع مختلف خاک فسفات مورد بررسی قرار گرفت. در این آزمایش تولید اسید سیتریک موجب کاهش pH و افزایش غلظت فسفر محلول در آب از خاک فسفات شد و در اکثر تیمارها روند کاهش pH و افزایش فسفر محلول در آب گزارش شد.

اثر تیمارها و زمان نگهداری بر فسفر قابل دسترس خاک

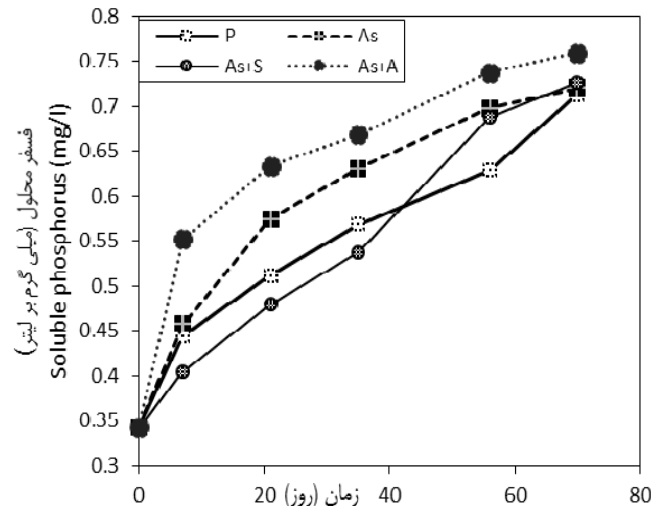
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها (جدول ۳) نشان داد که اثرات تیمار و زمان و همچنین اثر متقابل تیمار و زمان بر فسفر قابل دسترس خاک در سطح ۱ درصد معنی دار است. شکل‌های (۷) و (۸) اثر تیمارها بر فسفر قابل دسترس خاک و تغییرات آن در طول زمان نگهداری نمونه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به شکل (۷) در طول زمان نگهداری فسفر قابل دسترس خاک افزایش یافته است که در تیمارهای مختلف این افزایش متفاوت بوده است. با توجه به شکل بیشترین میزان افزایش فسفر قابل دسترس در دوره ۷۰ روزه مربوط تیمار *آسپرژیلوس نایجر* + کود سبز (As+A) و به مقدار ۳۲/۸۳ میلی گرم بر کیلوگرم بود. این در حالی است که تیمارهای *آسپرژیلوس نایجر* (As) و کود سبز (A) به تنهایی تأثیر کمتری روی فسفر قابل دسترس داشته‌اند. با توجه به شکل (۸) تیمار سنگ فسفات (P) توانست فسفر قابل جذب خاک را ۲/۰۲ میلی گرم بر کیلو گرم طی دوره ۷۰ روزه افزایش دهد. لذا این طبیعی است که استفاده از سنگ فسفات تأثیر بیش تری در افزایش فسفر قابل جذب خاک نسبت به تیمارهای فاقد سنگ فسفات داشته باشد، بطوریکه بیشترین فسفر قابل جذب در تیمار *آسپرژیلوس نایجر* + کود سبز + سنگ فسفات (As+A+P) و به مقدار ۳۵/۸ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شد.

محلول نسبت به تیمارهای بدون سنگ فسفات افزایش یافته است. که نشان می‌دهد افزودن سنگ فسفات اثر مثبتی در آزادسازی فسفر محلول داشته بطوری که این افزایش در همه تیمارها مشاهده می‌شود ولی در تیمار *آسپرژیلوس نایجر* + کود سبز + سنگ فسفات (As+A+P) قابل توجه تر بوده است. بطوری که توانست فسفر محلول را در پایان دوره نسبت به سنگ فسفات ۶/۳۱ درصد و نسبت به تیمار شاهد ۵۸ درصد افزایش دهد. وقتی کودهای فسفره با مواد آلی مخلوط می‌شوند باعث افزایش فراهمی فسفر نسبت به کاربرد کودهای فسفره به تنهایی می‌شود. به نظر می‌رسد که در حین تجزیه مواد آلی، اسیدهای آلی و مواد هومیکی تولید می‌شود که باعث کاهش pH و مانع تثبیت فسفر در خاک می‌شوند. بنابراین با کاربرد مواد آلی در خاک فراهمی فسفر معدنی افزایش می‌یابد. ناریناسامی و بیسواس (۲۱) همچنین عنوان کردند افزودن ماده آلی از طریق کاهش pH و هم به عنوان منبع کربن و محرک رشد میکروارگانیسم‌ها می‌تواند شرایط را برای افزایش فسفر محلول مطلوب سازد. والن و چانگ (۳۲) بیان کردند که استفاده دراز مدت از مواد آلی باعث نگهداری فسفر با پیوندهای کم انرژی تر شده و قابلیت فراهمی آن در خاک را افزایش می‌دهد. در آزمایشی که جابادی و همکاران (۱۴) بر روی حالیت سنگ فسفات توسط ریزجانداران حل کننده فسفات انجام دادند به این نتیجه رسیدند که قارچ *آسپرژیلوس نایجر* باعث کاهش pH خاک و در نتیجه حالیت فسفر شد که این کاهش به علت تولید اسیدهای آلی و تنفس ریزجانداران است. ریزجانداران حل کننده فسفات با تولید اسیدهای معدنی (اسید کربنیک و اسید سولفوریک)، اسیدهای آلی (سیتریک، بوتیریک، اگزالیک، لاکتیک) و تولید فسفاتاز باعث انحلال فسفات معدنی و آلی می‌شوند (۳۱). در آزمایشی که بوسیله ساگو و همکاران



شکل ۵- اثر تیمارها و زمان بر فسفر محلول خاک بدون کاربرد سنگ فسفات

Figure 5- Effect of the treatments and incubation time on soluble phosphorus with out the use rock phosphate

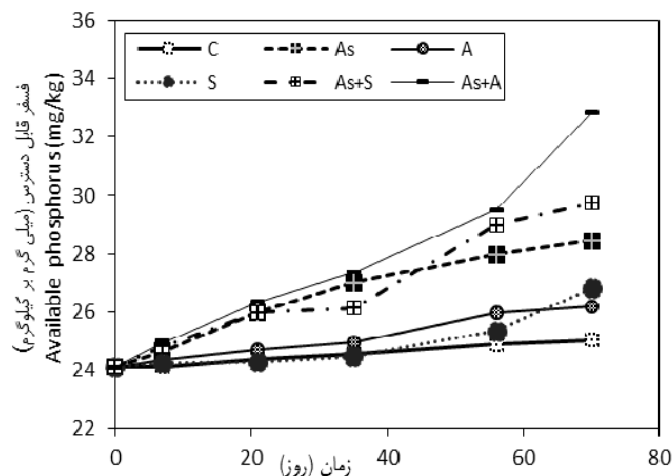


شکل ۶- اثر تیمارها و زمان بر فسفر محلول خاک همراه با کاربرد سنگ فسفات

Figure 6- Effect of the treatments and incubation time on soluble phosphorus with the use of rock phosphate

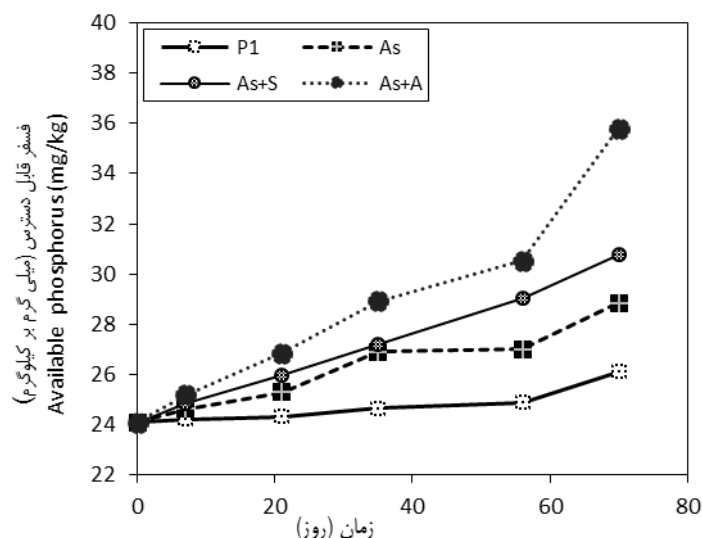
معنی داری مقدار آن افزایش یافت. میزان فسفر کل و فسفر محلول در سیترا و فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی نیز در حضور تیمار کمپوست افزایش یافته بود. پژوهشگران علت این افزایش را اسیدهای آلی از جمله اسید سیتریک، اسید اگزالیک، اسید تارتاریک دانستند که در ضمن تجزیه مواد آلی تولید می شوند. در مطالعه ۹ ماه خوابانیدن خاک با مواد آلی و کودهای شیمیایی (دارای مقادیر یکسان فسفر) مقدار فسفر قابل دسترس در زمان های مختلف در تیمار مواد آلی بیش تر از تیمار کودهای شیمیایی بود (۲۰). اسیدهای آلی حاصل از تجزیه مواد آلی با جذب بر روی سطوح فسفات های کلسیم و اشغال مکان های فعال به عنوان هسته هایی برای رشد کریستال های جدید از تشکیل این رسوبات جلوگیری می کنند. افزون بر این اسیدهای آلی با ایجاد کمپلکس با کاتیون های کلسیم فعالیت این یون ها را کاهش می دهد (۷).

ریز جانداران حل کننده فسفات با معدنی کردن فسفر آلی در خاک از طریق حل کردن فسفات های نامحلول باعث افزایش فراهمی فسفر برای گیاه می شوند (۶). برخی پژوهش ها نشان می دهد که افزودن ماده آلی به خاک باعث افزایش مقدار شکل های فراهم فسفر در خاک می شود (۱، ۱۰). گایند (۹) با کاربرد قارج *آسپرژیلوس نایجر* بر روی بقایای آلی مختلف نظیر کود مرغی، کود گاوی و کاه و کلش دریافت که فسفر قابل استخراج با بی کربنات سدیم (روش اولسن) در این تیمارها نسبت به شاهد تا ۳۲ درصد افزایش یافت. ناریناسامی و بیسواس (۲۱) تأثیر کمپوست را بر فراهمی فسفر از خاک فسفات مورد بررسی قرار دادند. در این آزمایش ۴ نوع خاک فسفات با غلظت کم فسفر انتخاب و با کمپوست کاه برنج (در دو سطح) مخلوط شدند، نتایج این آزمایش نشان داد با افزودن کمپوست میزان فسفر قابل جذب (السن) اندک بود ولی با افزایش زمان انکوباسیون، به طور



شکل ۷- اثر تیمارها و زمان بر فسفر قابل دسترس خاک بدون کاربرد سنگ فسفات

Figure 7 - Effect of the treatments and incubation time on available phosphorus with out the use rock phosphate



شکل ۸- اثر تیمارها و زمان بر فسفر قابل دسترس خاک همراه با کاربرد سنگ فسفات

Figure 8- Effect of the treatments and incubation time on available phosphorus with the use rock phosphate

میرسد که قارچ *آسپرژیلوس نایجر* و کود سبز توان حل کردن فسفر خاک را دارند و میتوان از آنها در خاکهایی که مقدار فسفر کل بالایی داشته اما قابل دسترس برای گیاهان نمیباشد استفاده نمود. به هر حال نیاز است تا یک آزمایش گلدانی نیز صورت گیرد و با آزمایش انکوباسیون مقایسه گردد تا بتوان نتایج بهتری را بدست آورد. در مورد تأثیر قارچ *آسپرژیلوس نایجر* بر فسفر خاک نیز در خاکهای مختلف از نظر شوری و pH و تعیین وضعیت بقاء آن پس از برداشت محصول نیز تحقیقاتی صورت گیرد.

نتیجه گیری کلی

نتایج این مطالعه نشان داد که استفاده از ریزجانداران حل کننده فسفات و مواد آلی باعث کاهش معنی دار pH و افزایش هدایت الکتریکی، فسفر محلول و فسفر قابل دسترس خاک شد. بطوری که بیشترین فسفر محلول و قابل دسترس خاک در تیمار $As+P + A$: *آسپرژیلوس نایجر* + سنگ فسفات + کود سبز مشاهده شد که توانست فسفر محلول و قابل دسترس را به ترتیب نسبت به شاهد به ترتیب ۵۸ درصد و ۴۳ درصد افزایش دهد. این نتایج اهمیت مواد آلی و قارچ *آسپرژیلوس* را در آزاد سازی فسفر خاک نشان داد به نظر

منابع

- 1-Abbaspour A., and Golchin A. 2011. Immobilization of heavy metals in a contaminated soil in Iran using di-ammonium phosphate, vermicompost and zeolite. *Environ Earth Sci* 63:935-943.
- 2- Ajudanazadeh M. 2005. Thesis "Effect of organic materials and different levels of quality, the physicochemical properties of soil and yield of potatoes", University of Zanjan. (in Persian)
- 3-Biyabanaki F., and Hossin pour A. 2007. P Release kinetics and correlation coefficient of kinetic models with some soil and vegetation indices in soils of Hamadan. *journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources*, number 42(B) , 491-503P.(in Persian)
- 4-Bojinova D., Velkova R., and Ivanova R. 2008. Solubilization of Morocco phosphorite by *Aspergillus Niger*. *Bioresource Technology* 99: 7348-7353.
- 5-Chen Y.P., Rekha P.D., Arunshen A.B., Lai W.A., and Young C.C. 2006. Phosphate solubilizing bacteria from subtropical soil and their tricalcium phosphate solubilizing abilities. *Appl. Soil Ecol.* 34:33-41.
- 6- Chen J., Weng Y. E., and Wang Y. P. 1994. Effects of organic fertilizers addition on P sorption characteristics of soils. *Journal of Chinese Agricultural Chemical Society* 32 (3): 332-346.
- 7-Cooperband L. R., and Good L.W. 2002. Biogenic phosphate minerals in manure: Implications for phosphorus loss to surface waters. *Environmental Science Technology* 36:5075-5082.
- 8-Fageria N. K. 2009. The use of nutrients in plants. Taylor & Francis Group, CRC Press, 430p.
- 9-Gaind S. 2014. Effect of fungal consortium and animal manure amendments on phosphorus fractions of paddy-straw compost. *International Biodeterioration & Biodegradation*, Volume 94, October 2014, Pages 90-97.
- 10-Gale P. M., Mullen M. D., Cieslik C., Tyler D. D., Duck B. N., Krishner M., and McClure J. 2000. Phosphorus

- distribution and availability in response to dairy manure applications. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31:553-565.
- 11- Ghorbani H. 2007. A review of bio-fertilizers in Iran and their role in protecting the environment and public health. Pages 202 to 217. Iran is the second national conference on ecological agriculture. Gorgan. (in Persian)
- 12- Jalali M., and Kolahchi Z. 2005. Phosphorus in the soil by adding different amounts of phosphorus in soils of Hamadan province. *Journal of Soil and Water Sciences*, Volume 19, Number 1. pp 53 to 60. (in Persian)
- 13- Javid S., and Rowell D.L. 2002. A laboratory study of effect of time and temperature on the decline in Olsen P following phosphate addition to calcareous soils. *Soil Use Management* 18: 127- 134.
- 14- Jayadi M., and Baharuddin I. B. 2013. In vitro selection of rock phosphate solubility by microorganism from Ultisols in South Sulawesi, Indonesia. *American Journal of Agriculture and Forestry*. 1(4):6873.
- 15- Karthikeyan K.G., Kalbasi M., and Miller P.S. 2005. Nitrogen and solution dynamics in soils receiving chemically treated dairy manure. *Trans. ASAE* 48:601-610.
- 16- Kareem S. O., Akpan I., and Alebiowu O. O. 2010 "Production of citric acid by *Aspergillus niger* using pineapple waste Malaysian". *Journal of Microbiology*, Vol 6(2) 2010, pp. 161-165.
- 17- Khoshgoftarmanesh M.A. 2007. The relative effectiveness of different amounts of phosphorus in corn (*Zea mays L.*), A.H. (2007) *Principles of plant nutrition* ", printing, Isfahan University Press, 462 p. (in Persian)
- 18- Kovar J.L., and Barber V. 1998. Phosphorus supply characteristics of 33 soils as influenced by seven rates of phosphorus addition. *Soil Science Society of American Journal* 52: 160-165.
- 19- Kucey R.M., Janzen H.H., and Leggett M.E. (1989) "Microbially mediated increases in plant-available phosphorus". *Advances in Agronomy* 42:199-228.
- 20- Laboski C. A. M., and Lamb J. A. 2003. Changes in soil test phosphorus concentration after application of manure or fertilizer. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 67:544-554.
- 21- Naryanasamy G., and Biswa D.S. 2006. Rock phosphate enriched compost: An approach to improve low-grade Indian rock phosphate. *Bioresource Technology*, 97(18):2243-2251.
- 22- Olsen S. R., Cole C. V., Watanabe F. S., and Dean L. A. (1974). "Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate". United States Department of Agriculture Circular. 939: 1-19.
- 23- Ramaekers L., Remans R., Rao I. M., Blair M. W., and Vanderleyden J. 2010. Strategies for improving phosphorus acquisition efficiency of crop plants: Review. *Field Crops Research*, Elsevier, pp 1-8.
- 24- Rees R. M., Ball B. C., Campbell C. D. and Watson C. A. (2001) "Sustainable management of soil organic matter". British Society of Soil Science. CAB pub.
- 25- Sago C.I., Ando T., Kouno K., and Nagaoka T. 1998. Relative importance of protons and solution calcium concentration in phosphate rock dissolution by organic acid. *Soil Science* 44:617-625.
- 26- Salardini A. 2009. *Soil fertility* ", Eighth Edition, published by Tehran University, Tehran.
- 27- Shiv M., Lal S., Sanjay K., Purnima S., Paras N.A., and Rasik R. 2011. Phosphate solubilizing ability of two Arctic *Aspergillus Niger* strains. *Polar Research* 30.
- 28- Stamford N.P., Silva J. A., Freitas A. D. S., and Araujo Filho J. T. 2002. Effect of sulphur inoculated with *Acidithiobacillus* in a saline soil grown with Leucena and mimosa tree legumes. *Bioresource Technology* 81: 53-59.
- 29- Ström L., Owen A.G., Godbold D.L., and Jones D.L. (2005) "Organic acid behaviour in a calcareous soil implications for rhizosphere nutrient cycling". *Soil Biol. Biochem.* 37: 2046-2054.
- 30- Sundara B., Natarayan V., and Hari K. 2001. Influence of phosphorus solubilizing bacteria on soil available P status and sugarcane development on a tropical Vertisol. *Proc. Interaction Soc. Sugarcane Technol.* 24: 47-51.
- 31- Vance C., Uhde-Stone C., and Allan D.L. 2003. Phosphorus acquisition and use: Critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytol.* 157: 423-447.
- 32- Whalen J. K., and Chang C. 2002. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33:1011-1026.
- 33- Xiao C., Zhang H., Fang Y., and Chi R. 2013. Evaluation for rock phosphate solubilization in fermentation and soil-plant system using a stress-tolerant phosphate-solubilizing *Aspergillus Niger* WHAK1. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 169(1): 123-133.
- 34- Zeroual Y., Chadghan R., Hakam A., and Kossir A. 2012. Biosolubilization of Mineral Insoluble Phosphates by Immobilized Fungi (*Aspergillus Niger*) in Fluidized Bed Bioreactor. *J Biotechnol Biomaterial* 2012, S6.



Effects of *Aspergillus Niger* and Green Manure on Soil Phosphorus Solubility in the Incubation Conditions

A. Ehsani nezhad^{1*}- A. Abbaspour²- H. R. Asghari³- H.R. Samadlouie⁴

Received: 01-06-2016

Accepted: 17-11-2016

Introduction: Phosphor (P) is the second nutrient element after nitrogen mostly required by plant. P is the main component of nucleic acid, phospholipid, ATP and some coenzymes. The effectiveness of phosphate fertilizer application is only about 15% - 20% and 10 - 25%, based on the different references. Rock phosphate (RP) as a source of P is not expensive, but its availability of P is low. Solubility of RP can be increased by phosphate solubilizing microorganisms. Increasing RP solubility by microorganisms is due to the lowering of pH and/or organic acid excretion. Fungi have been reported to possess greater ability to solubilize insoluble phosphates than bacteria. Among the fungal genera with the phosphate solubilization ability, there are *Aspergillus* and *Penicillium*. *Aspergillus Niger* convert insoluble phosphates into soluble forms through the processes of acidification, production of organic acids, production of acid and alkaline phosphatases, and the release of H⁺. These organic acids can either dissolve phosphates as a result of anion exchange or can chelate Ca, Fe or Al ions associated with the phosphates. The aim of this study was to investigate the effect of *Aspergillus Niger* and green manure on soil P solubility in the incubation conditions.

Materials and Methods: To investigate the effect of *Aspergillus Niger* and green manure on soil phosphorus availability, an experiment in a completely randomized design with three replications was conducted. The treatments were applied over a period of 70 days and were repeated at 3 incubations. The treatments were included C: control (50 g soil), As: *Aspergillus Niger* (50 ml/ kg), A: Green manure (1% weight of the soil), S: Sucrose (1 g/kg soil), P: Rock phosphate (150 kg/ha), As + A: *Aspergillus niger* + Green manure, As + S: *Aspergillus Niger* + Sucrose, As+P: *Aspergillus niger* + Rock phosphate, As + S + P: *Aspergillus niger* + Sucrose+ Rock phosphate, and As + A + P *Aspergillus niger*+ Green manure +Rock phosphate. Soils were air-dried and crushed to pass through a 2-mm sieve. Treatments were then applied to 50 g of soil and the treated samples were moistened to the field capacity (FC). The moisture of containers was kept near FC soil moisture content throughout the experiment by periodically weighing and replenishing evaporated water. At intervals of 7, 21, 35, 51 and 70 days, the samples were taken and after air drying, pH, EC, available soil phosphorus by Olsen method and soluble phosphorus were measured. The statistical analysis of all data obtained from the experiments was performed using the MSTAT-C software. The mean comparison was performed using Least Significant Difference (LSD) test at 5% level and drawing graphs using Excel software.

Results and Discussion: The results showed that all treatments had a significant effect on the measured parameters at 1% probability level. The effect of treatments and incubation Times on soil pH showed that all treatments were able to reduce soil pH. The greatest decrease was observed in *Aspergillus Niger* + Green manure (As + A) treatment that could reduce the pH by 0.59 unit. Usually, green manure decreases soil pH through decomposition and release carbon dioxide and organic acids. *Aspergillus Niger* also reduces pH and thus increases the solubility of soil phosphorus through the production of the metabolites and organic acids and microbial respiration. The effects of the treatments and incubation time on soil electrical conductivity showed that all treatments were able to increase soil electrical conductivity. Most of this increase was related to *Aspergillus Niger*+ Rock phosphate+ Green manure (As +P+ A) treatment. This increase was probably due to inorganic compounds found in green manure. The effects of the treatments and incubation time on soil available phosphorus and soluble phosphorus showed that all treatments were able to increase them. Most of the soluble and available phosphorus amounts were observed in As +P+ A treatment and the amounts of increase resulting from this treatment for soluble and available phosphorus were 0/28 mg/l and 10/79 mg/kg, respectively. However, the green manure treatments and aspergillus alone increased soil soluble phosphorus, but with treatment of *Aspergillus Niger* (As) in green manure (A) observed that the amount of phosphorus in the soil solution was further enhanced. Organic acids resulting from the decomposition of organic matter by adsorption

1- Soil Science Department, College of Agriculture, Shahrood University

(*-Corresponding Author Email: Azadeh.ehsani.az@gmail.com)

2-Associate Professor, College of Agriculture, Shahrood University

3-Associate Professor, College of Agriculture, Shahrood University

4-Assistant Professor, College of Agriculture, Shahrood University

onto calcium phosphate surfaces and occupy the active sites such as nuclei for the formation of these deposits, prevent the growth of new crystals. These organic acids, in addition to the creation of the complex with calcium cations, reduce the activity.

Conclusions: The results of this study showed that use of phosphate solubilizing microorganisms and organic matter led to the significant decrease in pH and increase in electrical conductivity, dissolved phosphorus and available phosphorus in soil.. However, to obtain more accurate results, it is better to do a pot experiment as well.

Keywords: Green Manure, Organic acids, Phosphate solubilizing fungi, Soil phosphorus



تأثیر بیوپچار باگاس نیشکر بر رشد گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم و سرب

میلاد بی‌ریا¹ - عبدالامیر معزی^{2*} - هادی عامری‌خواه³

تاریخ دریافت: 1395/03/16

تاریخ پذیرش: 1395/06/16

چکیده

امروزه روش‌های مختلفی برای کاهش اثرات منفی غلظت بالای فلزات سنگین موجود در خاک، استفاده می‌شود. در این راستا، استفاده از بیوپچار، روش نسبتاً جدیدی جهت کاهش سمیت فلزات سنگین می‌باشد. در این مطالعه، به منظور بررسی تأثیر بیوپچار باگاس نیشکر بر بهبود رشد گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم و سرب، آزمایشی گلدانی در قالب طرح پایه بلوکهای کامل تصادفی انجام شد. تیمارهای آزمایش شامل دو سطح کاربرد بیوپچار باگاس نیشکر (0 و 4 درصد وزنی) و دو سطح آلودگی فلز سنگین (کادمیوم 50 و 100 میلی گرم بر کیلوگرم خاک و سرب 500 و 1000 میلی گرم بر کیلوگرم خاک) با کاشت گیاه ذرت بود؛ که در دو آزمایش جداگانه برای دو عنصر کادمیوم و سرب انجام شده است. نتایج نشان داد که افزایش کاربرد تیمارهای کادمیوم و سرب، غلظت این دو عنصر در اندام هوایی و ریشه گیاه ذرت را شدیداً افزایش داده و وزن خشک اندام هوایی و ریشه را به ترتیب بین 40 تا 50 درصد و بین 60 تا 70 درصد کاهش داد. همچنین افزایش کاربرد کادمیوم و سرب میزان کلروفیل، سطح برگ، ارتفاع گیاه و وزن خشک ریشه و اندام هوایی را به صورت معنی‌داری کاهش داد. اما کاربرد بیوپچار باگاس نیشکر در اثر کاهش شدید غلظت کادمیوم و سرب در ریشه و اندام هوایی موجب افزایش کلروفیل، سطح برگ، ارتفاع گیاه و وزن خشک ریشه و اندام هوایی گردید. کاربرد 4 درصد بیوپچار باگاس نیشکر، منجر به کاهش ضریب انتقال و فاکتور تجمع زیستی این عنصر در گیاه ذرت نسبت به تیمار متناظر گردید. نتایج بدست آمده بیانگر توان بیوپچار باگاس نیشکر در تثبیت و غیر قابل جذب کردن سرب و کادمیوم در خاک بود.

واژه‌های کلیدی: تثبیت، تجمع زیستی، زیتوده، ضریب انتقال، فلز سنگین

مقدمه

و دیگر جانداران نقش مهمی در آلودگی محیط‌زیست در قرن حاضر دارد؛ که مستقیماً با مصارف زیاد صنعتی آن در ارتباط است. خاک‌های آلوده به سرب موجب کاهش شدید محصول شده و به این ترتیب باعث بروز مشکلات جدی در امر کشاورزی می‌گردد. افزایش غلظت سرب منجر به ایجاد تنش اکسیداتیو در گیاه می‌شود (34). این عناصر، به راحتی از طریق محصولات کشت‌شده در خاک‌های آلوده، به زنجیره غذایی مصرف‌کنندگان وارد شده و سلامت انسان‌ها را به خطر می‌اندازند. و از طریق کاربرد فاضلاب‌های شهری، حشره‌کش‌ها، کوددهی، آبیاری با هرز آب‌ها و صنایع ذوب فلز وارد خاک‌ها می‌شود (1 و 41). روش‌های متعدد فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی برای مقابله با آلودگی‌های آلی و معدنی وجود دارد. اما این روش‌ها نه تنها هزینه‌بر بوده و برای پالایش مناطق کوچک کاربرد دارند (29 و 38)، بلکه خطر از بین رفتن ساختمان خاک و اختلال در فعالیت‌های بیولوژیکی خاک و آلودگی بخش دیگری از محیط‌زیست را در پی خواهند داشت (3). ارائه روشی مطمئن که ضمن کاهش آلودگی، کم هزینه و نسبتاً سریع باشد و آثار جنبی نامطلوب برای سلامت محیط

آلودگی و تخریب محیط‌زیست، از نتایج صنعتی شدن اجتماعات بشری است. از جمله آلاینده‌های خاک، فلزات سنگین، بارش اسیدی و برخی سموم می‌باشند. فلزات سنگین در سالهای اخیر به دلیل خصوصیات آلاینده‌گی‌شان در خاک شدیداً مورد توجه قرار گرفتند (14 و 21). وجود این عناصر در اتمسفر، خاک و آب حتی در مقادیر بسیار کم می‌تواند مشکلاتی را برای موجودات به وجود آورد (6، 11 و 14). کادمیوم یکی از فلزات سنگین بوده که بدلیل سمیتی که برای انسان و حیوان دارد، از اهمیت زیادی از دیدگاه محیط‌زیستی و سلامت زنجیره غذایی برخوردار است (22 و 40). دیگر فلز سنگین و از عوامل آلوده‌کننده محیط، سرب است که با ایجاد اثرات سمی شدید بر انسان

1، 2 و 3- به ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، دانشیار و مربی گروه خاکشناسی، دانشگاه شهید چمران اهواز
(*) - نویسنده مسئول: (Email : moezzi 251@gmail.com
DOI: 10.22067/jsw.v31i2.55832

زیست نداشته باشد، ضروری است (۱۰). یکی از روش‌های مناسب، استفاده از مواد آلی است که دارای خصوصیات بازی و البته جذبی خوبی باشند. در میان این مواد، بیوپچار ماده‌ای با تخلخل بالا است، که گروه‌های عاملی فراوانی داشته و همچنین نتایج تحقیقات نشان داده است که در جذب سطحی فلزات سنگین به ویژه در محیط‌های آبی بسیار مؤثرند (۳۳). بیوپچار ترکیبی است پایدار از کربن که باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک می‌شود. علاوه بر این، باعث افزایش فراهمی عناصر غذایی ماکرو و نیز ظرفیت بالای نگهداشت آب و به دنبال آن بهبود رشد گیاه می‌گردد (۹). کاربرد بیوپچار موجب افزایش رشد و زیتوده گیاهان می‌شود (۳). در پژوهشی در سال ۲۰۱۴ گزارش شد که کاربرد بیوپچار موجب بهبود رشد گیاه آفتابگردان در خاک‌های آلوده به کادمیوم و بهبود وضعیت خاک از نظر آلودگی شده است (۱۳). نیگوسو و همکاران در سال ۲۰۱۰ گزارش دادند که کاربرد بیوپچار موجب کاهش آلودگی و افزایش رشد گیاه کاهو در خاک‌های آلوده به کروم شده است (۲۴). نتایج تحقیقی در سال ۲۰۱۰، نشان شد که کاربرد بیوپچار تولیدشده از چوب در دمای ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد موجب بهبود رشد گیاه در خاک‌های آلوده گردید (۲۳). همچنین پژوهشگران متعددی گزارش کرده‌اند که کاربرد بیوپچار با توجه به ظرفیت تبادل کاتیونی و سطح ویژه بالای آن و حضور کربوکسیل، فنولیک، هیدروکسیل و دیگر گروه‌های عاملی که شامل اکسیژن‌های سطحی‌اند، قادر است تا آلاینده‌های حاصل از آلاینده‌های آلی و فلزات سنگین را کاهش داده، موجب تثبیت فلزات سنگین و بهبود وضعیت گیاه و خاک از لحاظ آلودگی به این آلاینده‌ها شوند (۱۷ و ۴۲). تأثیر مثبت و منفی کاربرد بیوپچار بر رشد گیاه در اثر کاربرد به ترتیب سطوح پائین و بالای لجن فاضلاب نیز گزارش شده است (۱۲). بنابراین در استفاده از بیوپچار باید مدیریت لازم را انجام داد. در کل استفاده از بیوپچار بایستی متناسب با اهداف مدنظر صورت پذیرد. آزمایش حاضر به منظور بررسی تأثیر کاربرد بیوپچار باگاس نیشکر بر بهبود رشد گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم و سرب، انجام شد.

مواد و روش‌ها

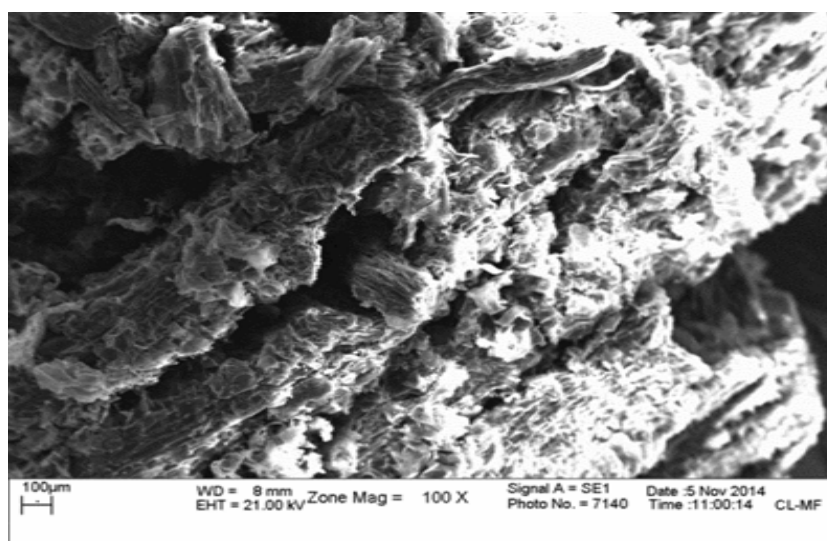
این تحقیق در بهار و تابستان سال ۱۳۹۳، در دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز در قالب طرح پایه بلوکهای کامل تصادفی در سه تکرار انجام شد. این محل در شهرستان اهواز با عرض جغرافیایی ۳۱° ۲۱' شرقی و طول جغرافیایی ۴۵° ۴۸' شمالی و ارتفاع ۲۰ متر از سطح دریا واقع شده بود. تیمارهای آزمایش شامل دو سطح ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک (Cd50 و Cd100)، دوسطح ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک (Pb500 و Pb1000) در دو آزمایش جداگانه در دو سطح صفر و ۴

درصد وزنی بیوپچار باگاس نیشکر (b0 و b4) در هر دو آزمایش باکاشت گیاه ذرت در سه تکرار و جمعا ۲۴ گلدان بود. خاک مورد نظر از مزرعه تحقیقاتی دانشگاه شهید چمران اهواز جمع‌آوری شد. برای تهیه بیوپچار مورد استفاده از ماده اولیه باگاس نیشکر استفاده شد. بدین منظور ابتدا باگاس‌ها خشک و سپس کوبیده و از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شدند تا یکنواخت گردند. سپس در یک کوره دست‌ساز برای مدت دو ساعت دمای کوره به تدریج افزایش یافت تا به ۵۵۰ درجه سلسیوس رسانده شد. سپس برای مدت سه ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس، تحت فرآیند گرماکافت آهسته قرار گرفتند. دما نیز توسط ترمومتر لیزری کنترل گردید. جعبه‌های فلزی از جنس آهن انتخاب و بعد از تعبیه مواد اولیه و فشرده کردن آن، به منظور ایجاد شرایط نسبی خلاء درب آن نیمه‌بسته نگاه داشته و سپس با شمع کف آن حرارت داده شد تا اکسیژن آن به حداقل برسد. سپس درب آن بسته و در کوره قرار داده شد. بعد از انجام فرآیند گرماکافت آهسته، بیوپچار توسط آب شسته و خشک شده، کوبیده شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. تصویربرداری از بیوپچار باگاس نیشکر توسط دستگاه میکروسکوپ الکترونی روبشی^۱ (شکل ۱) انجام شد (۳۱). تعیین گروه‌های عاملی موجود در بیوپچار باگاس نیشکر با استفاده از دستگاه طیف‌سنجی مادون قرمز انجام شد.

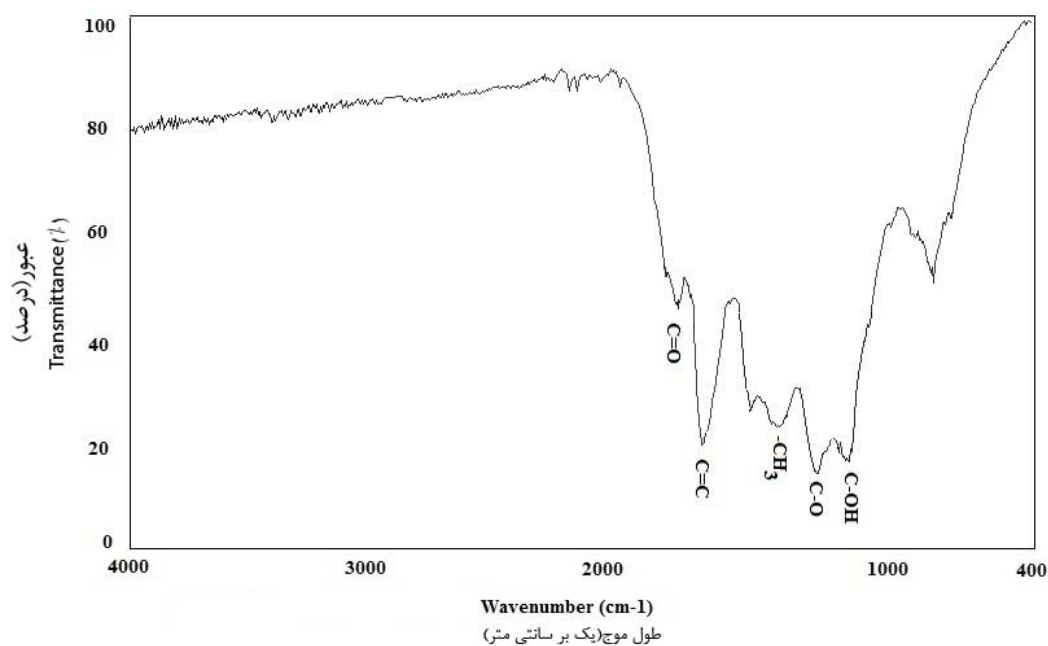
برخی از خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک و بیوپچار باگاس نیشکر نیز اندازه‌گیری شد (جدول ۱ و ۲). بافت خاک به روش هیدرومتری (۲۷)، pH، گل اشباع خاک و EC_e عصاره گل اشباع به ترتیب با دستگاه pH متر و هدایت‌سنج الکتریکی قرائت گردید (۳۰). اندازه‌گیری مواد آلی توسط اکسیداسیون تر انجام شد. و کربن آلی خاک توسط روش والکلی‌بلک تعیین شد (۳۹). ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نیز توسط روش استات سدیم اندازه‌گیری شد (۵). همچنین کربنات کلسیم خاک توسط تیتراسیون با اسید تعیین شد (۳۷). غلظت کادمیوم و سرب خاک توسط روش هضم سه اسید و قرائت توسط دستگاه اتمیک ابزوربشن انجام شد (۷). برای اندازه‌گیری pH بیوپچار باگاس نیشکر، از نسبت یک به ده بیوپچار به آب استفاده شد. هدایت الکتریکی بیوپچار نیز با استفاده از نسبت یک به ده بیوپچار به آب اندازه‌گیری گردید. اندازه‌گیری کربن، نیتروژن، اکسیژن و هیدروژن در بیوپچار باگاس نیشکر با استفاده از دستگاه آنالیز عنصری^۲ در آزمایشگاه مرکزی دانشگاه شهید چمران اهواز صورت پذیرفت (۳۰). برای تعیین خاکستر بیوپچار باگاس نیشکر از رابطه (۱) استفاده شد (۳۵):

1 - Scanning Elecron Microscope

2 - CHNOS Elemental Analyzer



شکل ۱- تصویر میکروسکوپ الکترونی رویشی بیوچار باگاس نیشکر
Fig 1- Scanning electron microscope image of Sugercan bagasse made biochar



شکل ۲- طیف مادون قرمز بیوچار گاس نیشکر تولیدشده در ۵۵۰ درجه سلسیوس
Fig 2- FT-IR Sugercan bagasse made biochar at 550 °C

کادمیوم و سرب بیوچار باگاس نیشکر نیز با استفاده از روش هضم تر و قرائت توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد و ظرفیت تبادل کاتیونی توسط روش استات آمونیوم و سطح ویژه کل آن به وسیله روش BET^۱ اندازه گیری شد (۳۱). برای انجام آزمایش، ابتدا بر اساس طرح آماری خاک بصورت یکنواخت با تیمارهای کادمیوم و

عملکرد بیوچار باگاس نیشکر با استفاده از رابطه (۲) بدست آمد

(۳۵):

(۱)

$100 \times \text{وزن خشک بیوچار (g)} / \text{وزن خاکستر (g)} = \text{محتوای خاکستر}$

(۲)

$100 \times \text{وزن زیتوده اولیه (g)} / \text{وزن بیوچار (g)} = \text{عملکرد بیوچار (\%)}$

جدول ۱- ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

Table 1- Some of physical and chemical properties of soil under study

Parameter	Unit	Value
پارامتر	واحد	مقدار
Sand	%	18.6
شن		
Silt	%	74.5
سیلت		
Clay	%	6.9
رس		
Soil texture		Loamy Silt
بافت خاک		
Cation exchange capacity	Cmol/kg	18.2
ظرفیت تبادل کاتیونی	سانتی مول/کیلوگرم	
pH		7.5
اسیدیته		
EC _e	dS/m	5.24
هدایت الکتریکی عصاره اشباع	دسی زیمنس/متر	
CaCO ₃	%	45.6
کربنات کلسیم		
Carbon	%	0.357
کربن		
Organic matter	%	0.612
ماده آلی		
Cadmium	mg/kg	2.91
کادمیوم	میلی گرم/کیلوگرم	
Lead	mg/kg	4.9
سرب	میلی گرم/کیلوگرم	
Nitrogen	%	0.05
نیتروژن		

تأثیر کاربرد تیمارها بر غلظت کادمیوم و سرب در ریشه و

اندام هوایی گیاه ذرت

نتایج جدول تجربه واریانس نشان داد که تأثیر کاربرد تیمارها و اندامهای گیاه بر غلظت کادمیوم و سرب موجود در گیاه ذرت سطح احتمال ۱٪ تفاوت معنی داری داشت (جدول ۳).

همانگونه که در شکلهای ۳ و ۴ مشخص است، کاربرد بیوپچار باگاس نیشکر غلظت این دو عنصر را در هر دو بخش گیاهی (ریشه و اندام هوایی) بصورت معنی داری کاهش داد (۲). نتایج این پژوهش نشان داد که افزایش غلظت کادمیوم و سرب، موجب افزایش غلظت این عناصر در ریشه و اندام هوایی با برتری معنی دار ریشه نسبت به اندام هوایی گردید. احتمالاً دلیل افزایش کادمیوم و سرب در ریشه نسبت به اندام هوایی، تجمع آنها در فضای آزاد دوان و کاهش تحرک آنها به سمت اندام هوایی باشد. مضافاً فیتوکلکتینهای تولیدشده در سلولهای ریشه باعث رسوب بخشی از عناصر سنگین و برتری غلظت این عناصر در ریشه نسبت به اندام هوایی گردیده است (۲۰ و ۴۰).

سرب از منبع نیترات کادمیوم و نیترات سرب آلوده شده و بعد از یکماه تیمارهای بیوپچار باگاس نیشکر بصورت یکنواخت در آن اعمال گردید. سپس، آن را به مدت ۴۵ روز در رطوبت ۷۰ درصد ظرفیت مزرعه (F.C) قرار داده، تا تعادل در خاک ایجاد گردد. سپس نمونههای خاک انکوبه شده، خشک و به اندازه سه کیلوگرم توزین و پس از افزودن کودهای پایه بر اساس آزمون خاک، به گلدانها منتقل شد. گلدانها ستونهای از جنس پلی اتیلن با ارتفاع ۳۰ سانتیمتر و قطر ۴ اینچ بودند (۸). در هر گلدان ۳ عدد بذر ذرت کاشته شد. بعد از ۲ هفته تعداد بذرها در هر گلدان به ۱ عدد کاهش داده شد. میزان آبی که به هر گلدان خاک داده شد به گونه ای بود که رطوبتی حدوداً معادل ۲۰ درصد ظرفیت مزرعه از گلدان خارج شود. با توجه به اینکه در زمان آبیاری گلدانها رطوبت خاک حدود ۶۰ درصد ظرفیت مزرعه بود (۲).

بنابراین برای هر بار آبیاری باید میزان آبی معادل با ۶۰ درصد رطوبت در حالت ظرفیت مزرعه داده شد تا ۴۰ درصد برای رسیدن خاک گلدان به ظرفیت مزرعه مصرف شود و ۲۰ درصد دیگر بصورت زه آب خارج شود. کنترل رطوبت نیز بصورت وزنی انجام شد (۸). بعد از دو ماه، ارتفاع گیاه با خط کش T، شاخص کلروفیل متر SPAD 502، میزان سطح برگ با استفاده از دستگاه اندازه گیری سطح برگ^۱ (Delta T - Divises LTD, UK) (برگ^۱ - استفاده از دستگاه اندازه گیری شده و گیاه ذرت و ریشه های آن برداشت شده و پس از شستشو برای مدت ۴۸ ساعت در دمای ۶۰ درجه سلسیوس قرار داده شد. و وزن خشک اندام هوایی و ریشه با استفاده از ترازوی دیجیتالی اندازه گیری و توسط آسیاب پودر شدند. برای اندازه گیری غلظت عناصر کادمیوم و سرب در گیاه، ابتدا پودر گیاه ذرت توسط روش هضم سه اسید آماده و سپس توسط دستگاه جذب اتمی، غلظت عناصر قرائت گردید (۱۳). مقدار فاکتور انتقال و فاکتور تجمع زیستی، به ترتیب از روابط (۳) و (۴) محاسبه شدند (۱۹):

رابطه (۳)

غلظت فلز در ریشه/غلظت فلز در اندام هوایی = فاکتور انتقال زیستی

رابطه (۴)

غلظت فلز در خاک/غلظت فلز در گیاه = فاکتور تجمع زیستی

اندازه گیری های لازم در گیاه در دو بخش اندام هوایی و ریشه انجام شد. جهت آنالیز داده ها از نرم افزار SAS و برای مقایسات میانگین از آزمون دانکن استفاده شد.

نتایج و بحث

در راستای اهداف آزمایش، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و بیوپچار مورد مطالعه در جداول ۱ و ۲ ارائه شده است:

دلیل این امر احتمالاً ظرفیت تبادل کاتیونی بالا (جدول ۲)، وفور گروه‌های عاملی (شکل ۲) و سطح ویژه بالا (جدول ۲) در بیوچار باگاس نیشکر است؛ که موجب جذب، تثبیت و کاهش غلظت قابل جذب این دو عنصر در خاک گردیده است. با افزایش غلظت کادمیوم و سرب کاربردی، غلظت این عناصر در ریشه و اندام هوایی در هر دو تیمار دارای بیوچار باگاس نیشکر و بدون بیوچار باگاس نیشکر نسبت به غلظت پائین‌تر افزایش یافت. دلیل این مسئله احتمالاً اشباع بار منفی موجود در سطوح بیوچار باگاس نیشکر توسط این دو عنصر و کاهش توانایی جذب آنها توسط بیوچار باگاس نیشکر و افزایش غلظت قابل جذب آنها در خاک می‌باشد. بدین ترتیب گیاه مقادیر بیشتری از عناصر کادمیوم و سرب را جذب می‌کند. ولی در کل، کاربرد بیوچار باگاس نیشکر موجب کاهش غلظت کادمیوم و سرب موجود در گیاه (شکل ۳ و ۴) و در نتیجه بهبود رشد گیاه گردید (شکل ۹ الی ۱۸).

همچنین بیوچار باگاس نیشکر از طریق گروه‌های عاملی (شکل ۲) موجب کاهش تحرک و افزایش تثبیت کادمیوم و سرب نسبت به تیمار متناظر بدون بیوچار گردید (۱۶) (شکل ۳ و شکل ۴).

تأثیر کاربرد تیمارها بر ضریب انتقال و فاکتور تجمع

زیستی کادمیوم و سرب در گیاه ذرت

نتایج جدول تجزیه واریانس نشان داد که اثر تیمارهای مختلف بر میزان ضریب انتقال و فاکتور تجمع زیستی کادمیوم سرب در سطح احتمال ۱٪ تفاوت معنی‌داری داشت (جدول ۴).

جدول ۲- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بیوچار مورد مطالعه

Parameter	Unit	Value
پارامتر	واحد	مقدار
pH 1 : 10	-	7.55
پ هاش ۱: ۱۰		
EC 1 : 10	dS/m	0.84
هدایت الکتریکی ۱: ۱۰	دسی‌زیمنس/متر	
Carbon	%	69.65
کربن		
Nitrogen	%	0.279
نیتروژن		
Hydrogen	%	3.38
هیدروژن		
Oxygen	%	19.51
اکسیژن		
Ash	%	5.5
خاکستر		
Cadmium	mg/kg	0.35
کادمیوم	میلی‌گرم/کیلوگرم	
Lead	mg/kg	1.75
سرب	میلی‌گرم/کیلوگرم	
Cation exchange capacity	Cmol/kg	36.3
ظرفیت تبادل کاتیونی	سانتی‌مول/کیلوگرم	
Total Surface Area	m ² /gr	164
سطح ویژه کل	متر مربع/گرم	
Biochar production Efficiency	%	36.6
عملکرد تولید بیوچار		

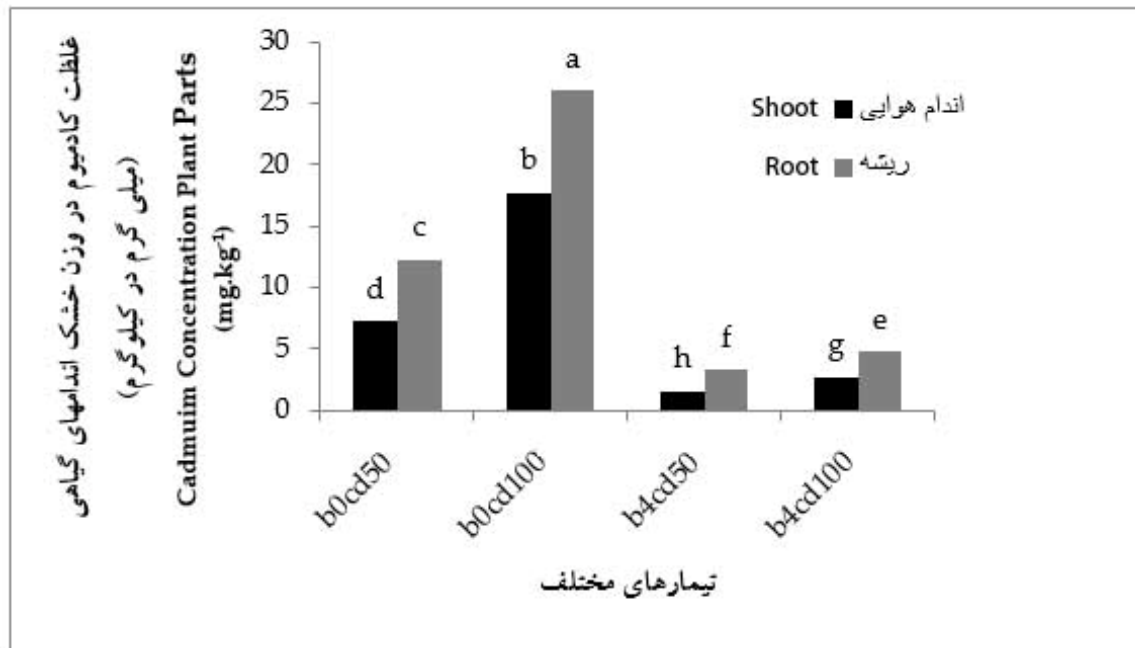
جدول ۳- جدول تجزیه واریانس تأثیر کاربرد تیمارها و اندام‌های گیاه بر غلظت کادمیوم و سرب در گیاه ذرت

Table 3- Analyses of variance of effect of treatments and plant parts on cadmium and lead concentration in maize plant

Source of Variation	Df	Mean sum of Squares	
		میانگین مجموع مربعات	
		Cadmium Concentration	Lead Concentration
منابع تغییرات	درجه آزادی	غلظت کادمیوم	غلظت سرب
Replicate	2	0.0380 ^{ns}	0.618 ^{ns}
تکرار			
Treatment	3	472.30 **	68030.08 **
تیمار			
Plant Part	1	109.65 **	19753.06 **
اندام گیاهی			
Treatment * Plant Part	3	244.16 **	33835.71 **
تیمار*اندام گیاهی			
Error	14	0.04	1.03
خطا			

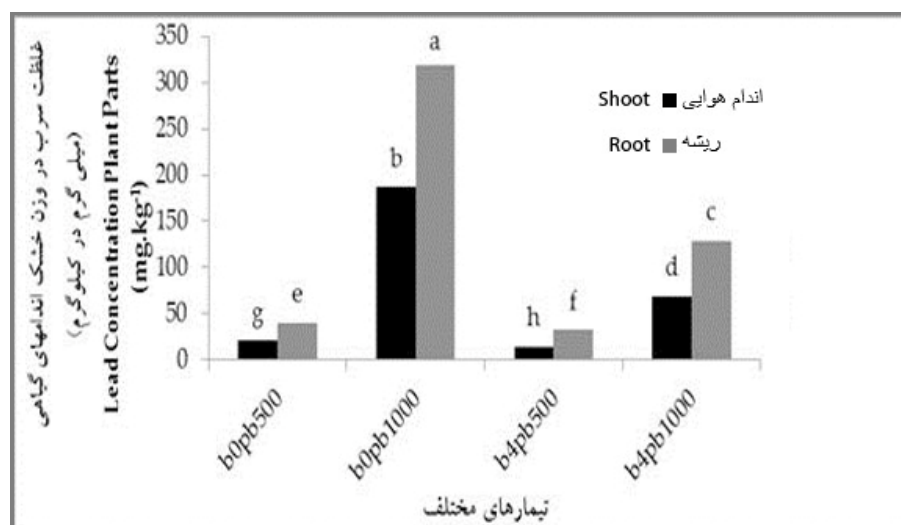
*** و ns به ترتیب تفاوت معنی‌دار در سطح ۱٪، تفاوت معنی‌دار در سطح ۵٪ و عدم وجود اختلاف معنی‌دار

***, * and ns, significant difference at 1%, significant difference at 5% level and no significant difference respectively



شکل ۳- تأثیر برهم‌کنش تیمارها و اندام گیاهی بر غلظت کادمیوم موجود در گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم

Fig 3- Intraction effect of treatments and plant parts on cadmium concentration in maize plant grown in contaminated soil



شکل ۴- تأثیر برهم‌کنش تیمارها و اندام گیاهی بر غلظت سرب موجود در گیاه ذرت در خاک آلوده به سرب

Fig 4- Intraction effect of treatments and plant parts on lead concentration in maize plant grown in contaminated soil

احتمالاً غلظت پائین کادمیوم و سرب در ریشه، بارهای منفی خنثی نشده بیشتری را در فضای آزاد دوان باقی خواهد گذاشت؛ که موجب نگهداشت کادمیوم و سرب با شدت بیشتر در ریشه می‌گردد. و در کنار تأثیر احتمالی فیتوکلیتین‌های ریشه، موجب کاهش انتقال این عناصر به اندام هوایی گردیده است. که نهایتاً منجر به کاهش ضریب انتقال شده است (۱۴ و ۲۰).

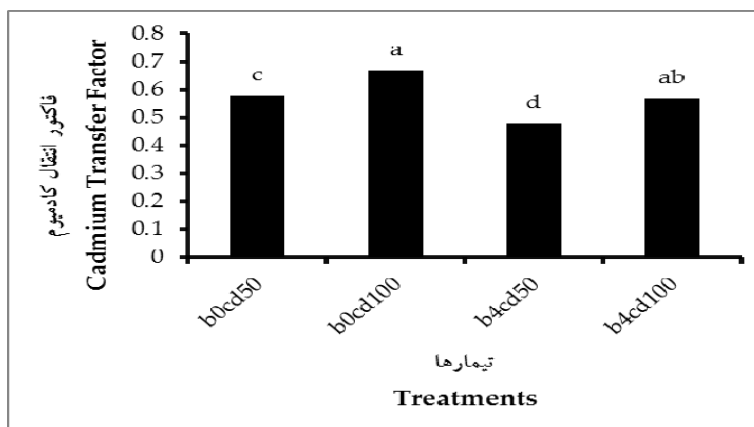
داده‌های جدول ۴ حاکی از تأثیر متفاوت و معنی‌دار ضریب انتقال و فاکتور تجمع زیستی کادمیوم و سرب در اثر کاربرد تیمارها می‌باشد. مطالعه دقیق‌تر نتایج موجود نشان می‌دهد، که کاربرد بیوچار باگاس نیشکر در مقایسه با تیمارهای متناظر بدون بیوچار باگاس نیشکر، موجب کاهش معنی‌دار انتقال کادمیوم و سرب از ریشه به اندام هوایی گردیده است (شکل‌های ۵ و ۷).

جدول ۴- جدول تجزیه واریانس تأثیر کاربرد تیمارهای مختلف بر میزان ضریب انتقال و فاکتور تجمع زیستی کادمیوم و سرب در گیاه ذرت
Table 4- Analysis of variance of effect of treatments on transfer factor (TF) and bioaccumulation factor (BF) of cadmium and lead in maize plant

Source of Variation منابع تغییرات	Df درجه آزادی	Mean sum of squers میانگین مجموع مربعات			
		TF Cadmium فاکتور انتقال کادمیوم	BF Cadmium فاکتور تجمع زیستی کادمیوم	TF Lead فاکتور انتقال سرب	BF Lead فاکتور تجمع زیستی سرب
Replicate تکرار	2	0.0019 ^{ns}	0.00015 ^{ns}	0.0145 ^{ns}	0.00036 ^{ns}
Treatment تیمار	3	0.018*	0.002*	0.009*	0.002**
Error خطا	6	0.003	0.000001	0.003	0.0003

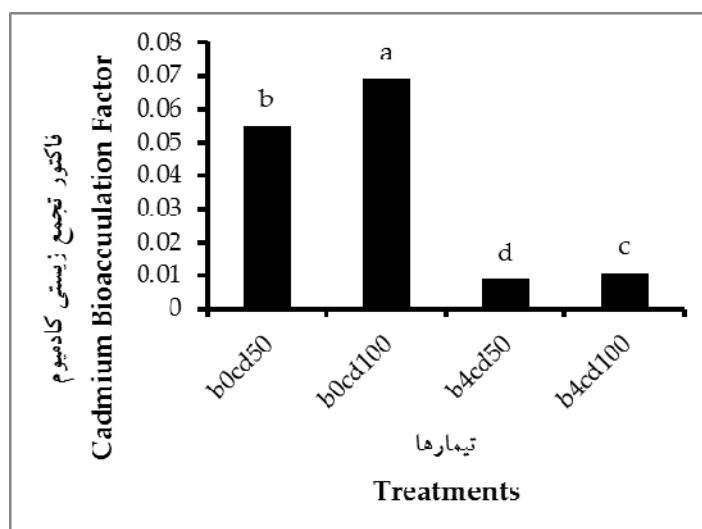
***, ** و ns به ترتیب تفاوت معنی دار در سطح ۱٪، تفاوت معنی دار در سطح ۵٪ و عدم وجود اختلاف معنی دار

***, ** and ns, significant difference at 1%, significant difference at 5% level and no significant difference respectively



شکل ۵- تأثیر کاربرد تیمارها بر میزان فاکتور انتقال کادمیوم در گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم

Fig 5- Effect of treatments on transfer factor of cadmium in maize plant grown in contaminated soil

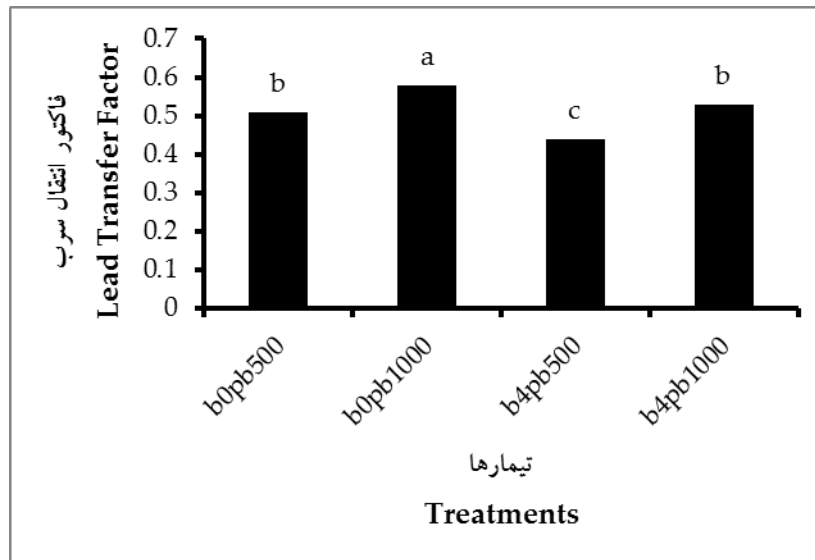


شکل ۶- تأثیر تیمارها بر میزان تجمع زیستی کادمیوم در گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم

Fig 6- Effect of treatments on bioaccumulation of cadmium in maize plant grown in contaminated soil

مقایسه با تیمار متناظر بدون بیوچار باگاس نیشکر، این فاکتور را بصورت معنی داری کاهش داد.

بررسی شکل‌های ۶ و ۸ نشان می‌دهد که افزایش سطح کاربرد کادمیوم و سرب موجب افزایش تجمع زیستی این دو عنصر در گیاه ذرت گردیده است. حال آنکه استفاده از بیوچار باگاس نیشکر در

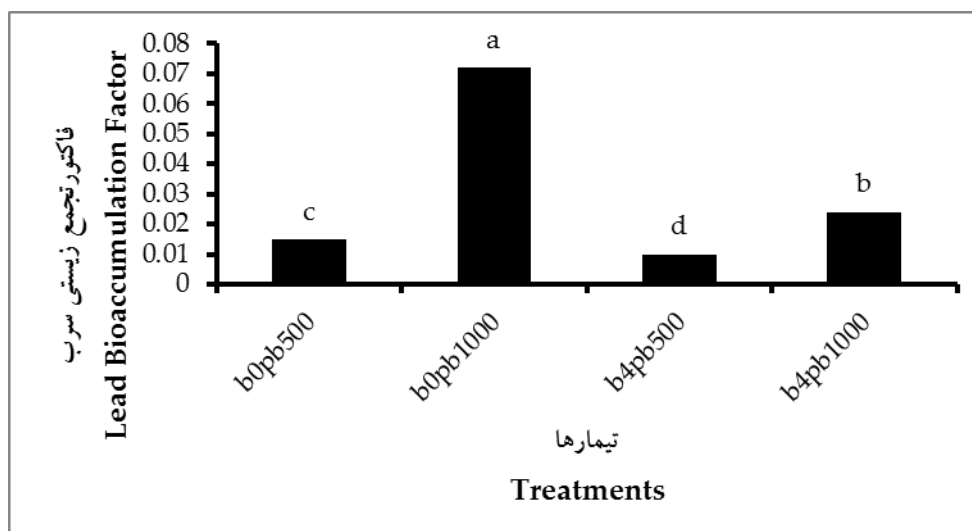


شکل ۷- تأثیر کاربرد تیمارها بر میزان فاکتور انتقال سرب در گیاه ذرت در خاک آلوده به سرب

Fig 7- Effect of treatments on transfer factor of lead in maize plant grown in contaminated soil

افزایش غلظت کادمیوم و سرب غیر قابل جذب در خاک و نهایتاً کاهش غلظت این دو عنصر در اندام هوایی گردیده که منجر به کاهش تجمع زیستی آن شده است (شکل ۶ و ۸).

از آنجا که بیوچار دارای گروه‌های عاملی فراوانی مانند گروه‌های کربوکسیلاتی و هیدروکسیلی می‌باشد، و توان تعامل الکترواستاتیک، تبادل یونی و کمپلکس سطحی قوی با فلزات سنگین را دارد (۵ و ۱۶). لذا احتمالاً بیوچار باگاس نیشکر موجب تثبیت کادمیوم و سرب و



شکل ۸- تأثیر کاربرد تیمارها بر میزان تجمع زیستی سرب در گیاه ذرت در خاک آلوده به سرب

Fig 8- Effect of treatments on bioaccumulation of lead in maize plant grown in contaminated soil

تأثیر تیمارها بر زیتوده تولید شده گیاه ذرت در خاکهای آلوده به کادمیوم و سرب

پارامترهای کلروفیل، سطح برگ، ارتفاع، وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه در سطح احتمال ۱٪ تفاوت معنی داری داشت.

نتایج جداول ۵ و ۶ نشان داد که اثر تیمارهای مختلف بر

جدول ۵- تجزیه واریانس اثر تیمارها بر میزان کلروفیل، سطح برگ، ارتفاع، وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه ذرت در خاکهای آلوده به کادمیوم

Table 5- Analysis of variance of effects of treatments on chlorophyll content, leaf area, height, shoot and root dry weight of maize plant in cadmium contaminated soil

Source of Variation منابع تغییرات	Df درجه آزادی	Mean sum of Squires میانگین مجموع مربعات				
		Chlorophyll Index شاخص کلروفیل	leaf area سطح برگ	Height of Plant ارتفاع گیاه	shoot dry weight وزن خشک اندام هوایی	Root dry weight وزن خشک ریشه
Replicate تکرار	2	12.621 ^{ns}	31.34 ^{ns}	8.45 ^{ns}	0.067 ^{ns}	0.175 ^{ns}
Treatment تیمار	3	516.16 ^{**}	15810.38 ^{**}	315.66 ^{**}	5.95 ^{**}	2.07 ^{**}
Error خطا	6	3.02	10.47	13.91	0.09	0.01

***, ** و ns به ترتیب تفاوت معنی دار در سطح ۱٪، تفاوت معنی دار در سطح ۵٪ و عدم وجود اختلاف معنی دار

***, ** and ns, significant difference at 1%, significant difference at 5% level and no significant difference respectively

جدول ۶- تجزیه واریانس تأثیر تیمارها بر میزان کلروفیل، سطح برگ، ارتفاع، وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه ذرت در خاکهای آلوده به سرب

Table 6- Analysis of variance of effects of treatments on chlorophyll content, leaf area, height, shoot and root dry weight of maize plant in lead contaminated soil

Source of Variation منابع تغییرات	Df درجه آزادی	Mean sum of Squires میانگین مجموع مربعات				
		Chlorophyll Index شاخص کلروفیل	leaf area سطح برگ	Height of Plant ارتفاع گیاه	shoot dry weight وزن خشک اندام هوایی	Root dry weight وزن خشک ریشه
Replicate تکرار	2	6.27 ^{ns}	20.68 ^{ns}	4.45 ^{ns}	0.075 ^{ns}	0.0138 ^{ns}
Treatment تیمار	3	555.12 ^{**}	2808.80 ^{**}	139.79 ^{**}	517.96 ^{**}	2.47 ^{**}
Error خطا	6	2.39	7.28	5.98	3.15	0.01

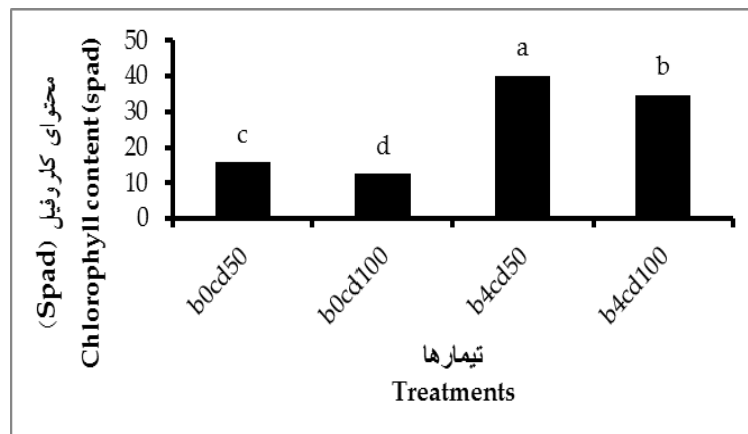
***, ** و ns به ترتیب تفاوت معنی دار در سطح ۱٪، تفاوت معنی دار در سطح ۵٪ و عدم وجود اختلاف معنی دار

***, ** and ns, significant difference at 1%, significant difference at 5% level and no significant difference respectively

میزان کلروفیل درون برگ (شکل های ۹ و ۱۴) گردید.

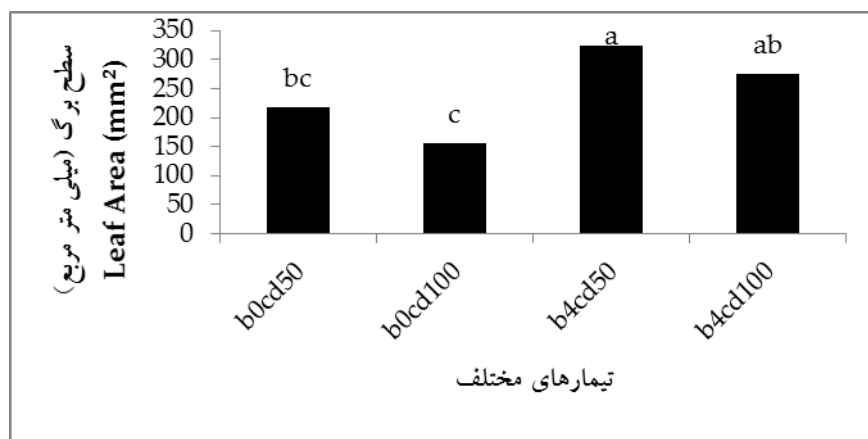
افزایش سطح کادمیوم و سرب کاربردی، موجب کاهش شاخص کلروفیل درون برگ گردید (شکل های ۹ و ۱۴). احتمالاً زیادبود غلظت این دو عنصر در گیاه (شکل های ۳ و ۴) در فرآیند سنتز کلروفیل دخالت و آنرا مختل کرده باشند (۲۶).

کاربرد بیوچار باگاس نیشکر، با کاهش غلظت کادمیوم و سرب درون گیاه (شکل های ۳ و ۴)، و همچنین کاهش ضریب انتقال و کاهش میزان تجمع زیستی کادمیوم و سرب (شکل های ۵، ۶ و ۷) از ایجاد اختلال توسط این دو عنصر جلوگیری کرده و باعث افزایش



شکل ۹- تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر میزان کلروفیل گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم

Fig 9- Sugercan bagasse made biochar effect on chlorophyll index of maize plant in a cadmium contaminated soil



شکل ۱۰- تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر میزان سطح برگ در خاک آلوده به کادمیوم

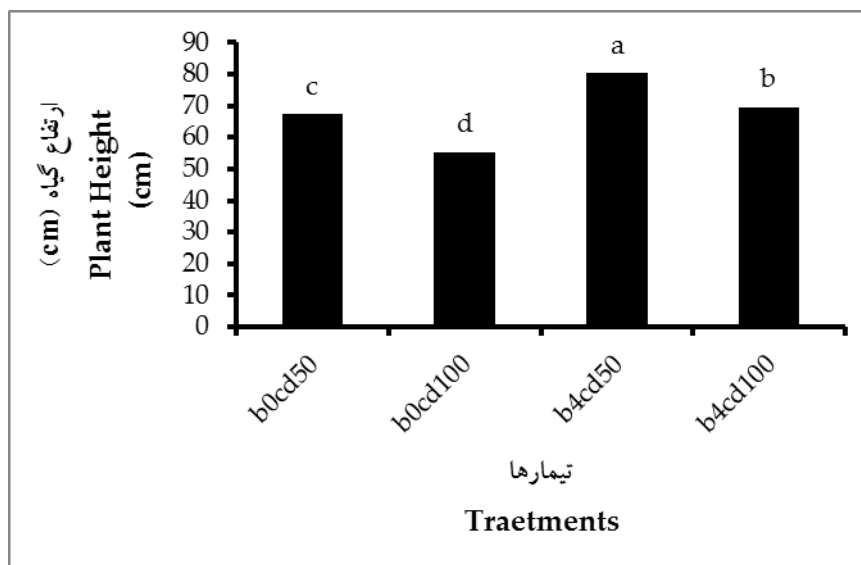
Fig 10- Sugercan bagasse made biochar effect on leaf area of maize plant in in a cadmium contaminated soil

بیوچار باگاس نیشکر بصورت معنی داری موجب کاهش غلظت این دو عنصر در ریشه و کاهش ضریب انتقال آن به اندام هوایی (شکل‌های ۳ و ۴) گردیده و از مسمومیت احتمالی ناشی از بیش بود این دو عنصر کاسته و منجر به افزایش وزن خشک این دو بخش گیاهی گردیده است.

از سوی دیگر کاهش غلظت کادمیوم و سرب در بخش هوایی، باعث افزایش سطح برگ و ارتفاع گیاه گردید. افزایش وزن خشک اندام هوایی عمدتاً در اثر افزایش سطح برگ (شکل ۱۰ و ۱۵) و ارتفاع گیاه (شکل ۱۱ و ۱۶) بدلیل کاهش غلظت این دو عنصر در اندام هوایی (شکل ۳ و ۴) می‌باشد.

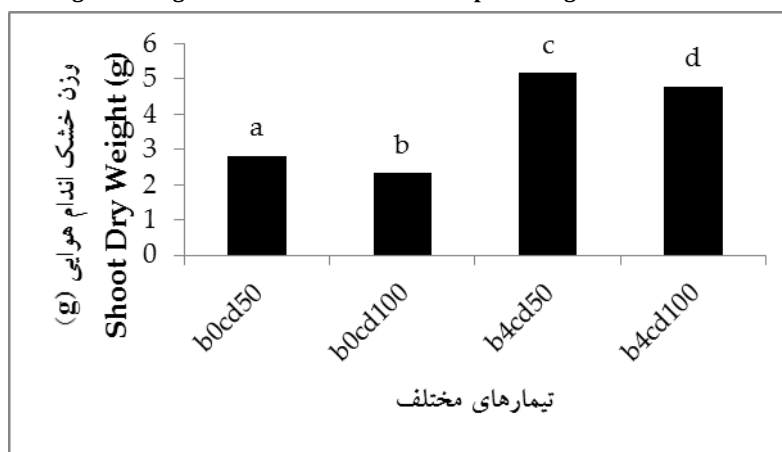
همچنین بیوچار باگاس نیشکر، با افزایش میزان کلروفیل (شکل‌های ۹ و ۱۴) احتمالاً موجب بهبود فتوسنتز مواد هیدروکربنی و تولید زیاده بیشتر شده است (۳۵). که از جمله نتایج آن، افزایش سطح برگ (شکل‌های ۱۰ و ۱۵) و به دنبال آن افزایش ارتفاع گیاه بود (شکل‌های ۱۱ و ۱۶).

افزایش سطح کاربرد کادمیوم و سرب، موجب کاهش معنی دار وزن خشک ریشه و اندام هوایی گیاه ذرت گردید (شکل‌های ۱۲، ۱۳، ۱۷ و ۱۸). احتمالاً این کاهش در اثر بیش بود غلظت این دو عنصر در ریشه و اندام هوایی در اثر کاربرد کادمیوم و سرب می‌باشد. که منجر به اختلال در فرایندهای متابولیکی گیاه گردیده است (۳۲ و ۴۰). کاربرد بیوچار باگاس نیشکر در مقایسه با تیمار متناظر بدون



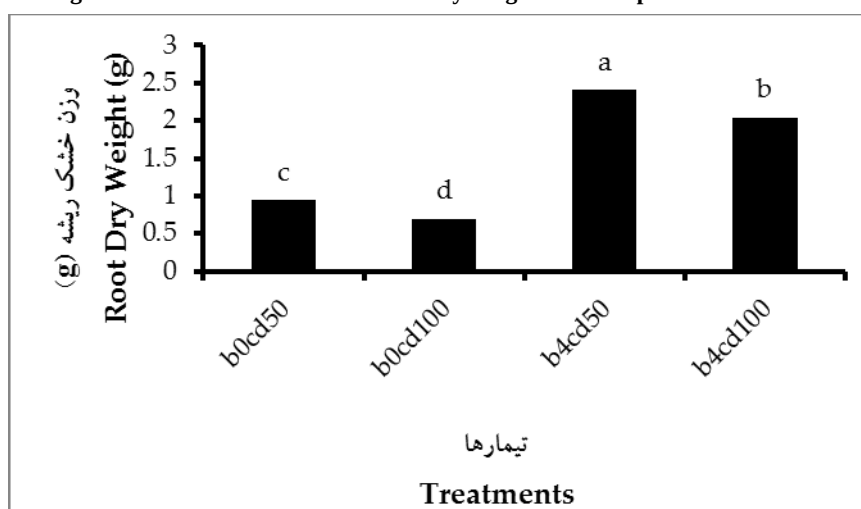
شکل ۱۱- تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر ارتفاع گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم

Fig 11- Effect of Sugercan bagasse made biochar on maize plant height in a cadmium contaminated soil



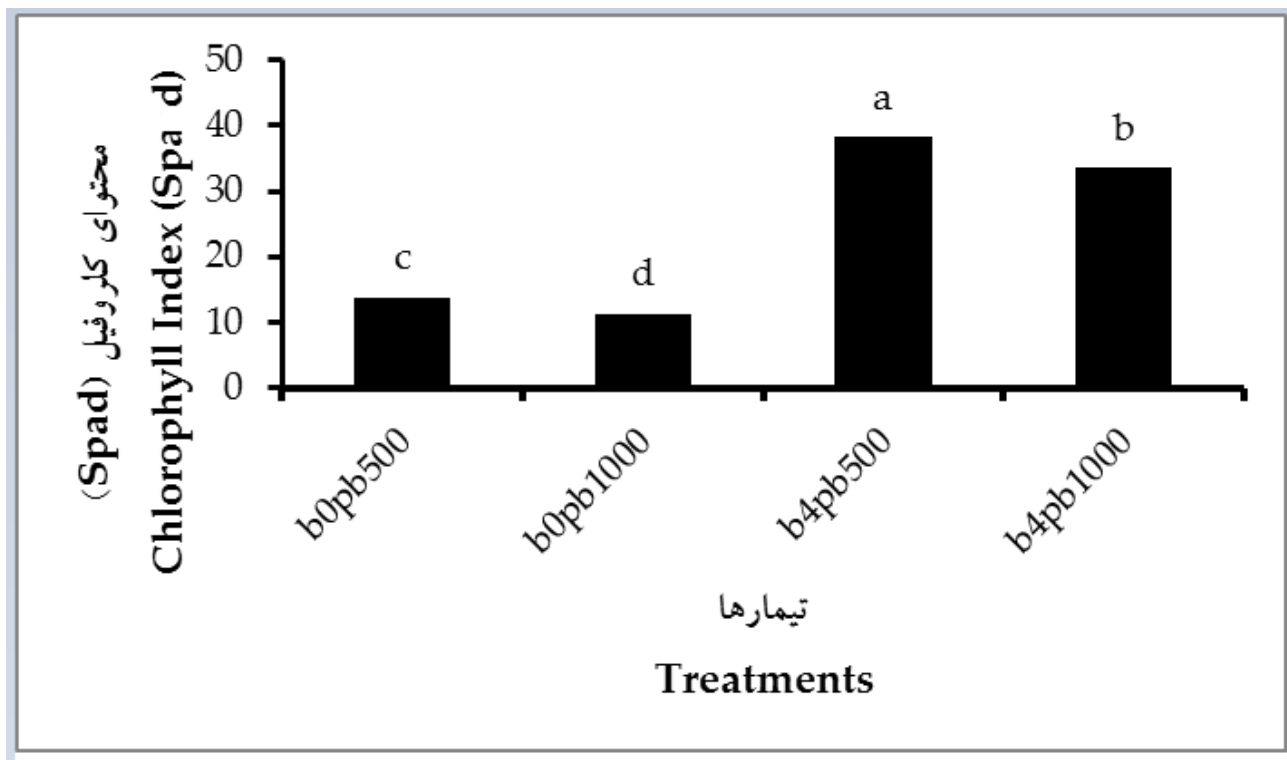
شکل ۱۲- تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر وزن خشک اندام هوایی گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم

Fig 12- Sugercan bagasse made biochar effect on shoot dry weight of maize plant in a cadmium contaminated soil



شکل ۱۳- تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر وزن خشک ریشه گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم

Fig 13- Sugercan bagasse made biochar effect on root dry weight of maize plant in a cadmium contaminated soil

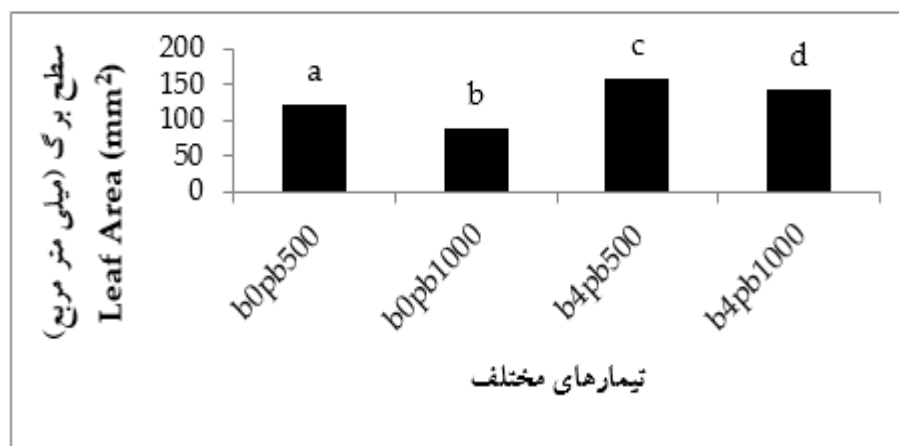


شکل ۱۴ - تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر میزان کلروفیل گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیوم

Fig 14- Sugercan bagasse made biochar effect on amount of chlorophyll maize plant in a cadmium in contaminated soil

ذرت در اثر استفاده از بیوچار باگاس نیشکر به طرز مطلوبی بهبود یافت.

ایکس و همکاران نیز در پژوهشی در سال ۲۰۰۹، به کاهش غلظت فلزات سنگین در گیاهان موجود در خاکهای تیمار شده با بیوچار و بهبود رشد گیاه اشاره کردند (۳۷). همچنین شاخص کلروفیل، میزان سطح برگ، ارتفاع و وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه



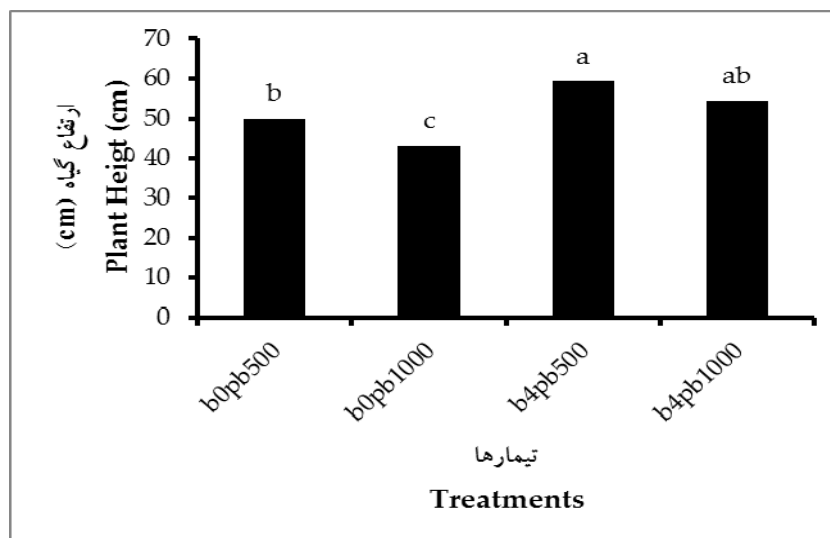
شکل ۱۵ - تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر میزان سطح برگ گیاه ذرت در خاک آلوده به سرب

Fig 15- Sugercan bagasse made biochar effect on maize plant leaf area in a lead contaminated soil

ویژه‌ای را به آن در جذب و تثبیت فلزات سنگین داده است. همچنین بیوچار باگاس نیشکر دارای منافذ فراوانی در سطح خود می‌باشد

احتمالاً گروه‌های عاملی موجود در بیوچار باگاس نیشکر (شکل ۲) منجر به افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی (جدول ۲) شده، که توانایی

(شکل ۱): که منجر به افزایش تهویه و نیز تخلخل خاک گشته است. نیشکر کمک نموده است (۱۷ و ۱۸).
که این موضوع احتمالاً به بهبود رشد گیاه در اثر کاربرد بیوچار باگاس

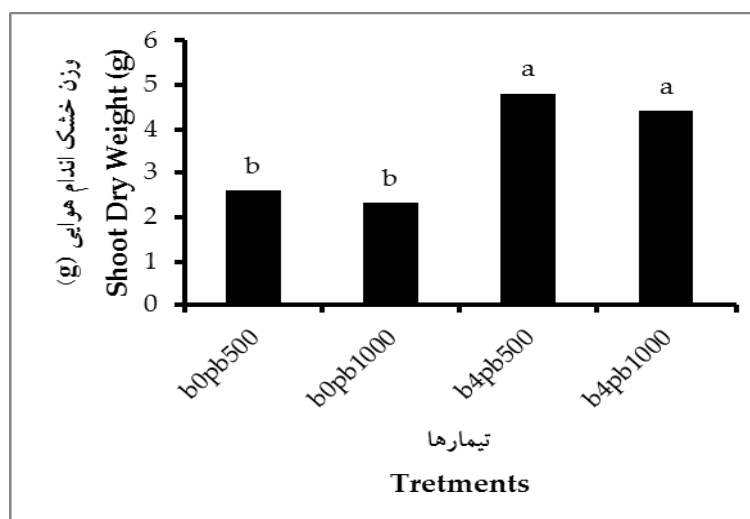


شکل ۱۶- تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر ارتفاع گیاه ذرت در خاک آلوده به سرب

Fig 16- Sugercan bagasse made biochar effect on maize plant height in a lead contaminated soil

خصوصیات شیمیایی خاک مانند گروه‌های عاملی و ظرفیت تبادل کاتیونی (۱۶) و دسترسی گیاه به عناصر غذایی افزایش یافته و گیاه رشد بهتری داشته باشد. (۱۷). بنابراین استفاده از بیوچار باگاس نیشکر می‌تواند یک راهکار مفید و به صرفه از نظر اقتصادی در پاکسازی مقطعی محیط‌زیست از آلاینده‌ها به شمار رود.

نوواک و همکاران در سال ۲۰۰۹ گزارش دادند که بیوچار احتمالاً موجب بهبود خصوصیات فیزیکی خاک مانند ساختمان خاک نیز می‌شود. که این مسئله در بهبود شرایط فیزیکی خاک مانند تهویه و ظرفیت نگهداشت آب نیز تأثیرگذار بوده که منجر به بهبود رشد گیاه گردید (۲۵). علاوه بر این بیوچار احتمالاً موجب می‌شود که

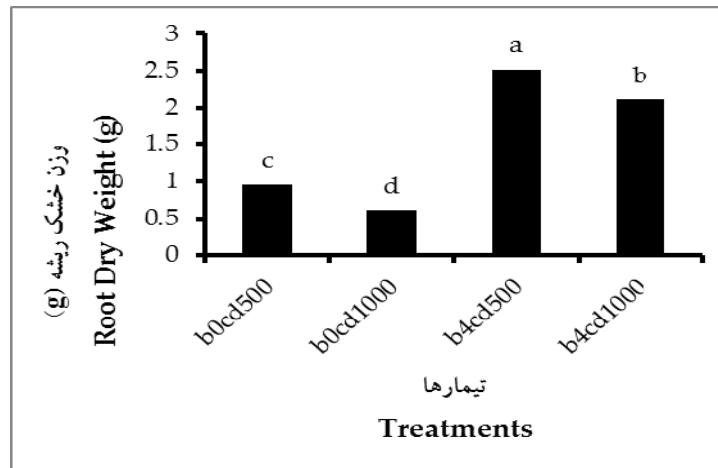


شکل ۱۷- تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر وزن خشک اندام هوایی گیاه ذرت در خاک آلوده به سرب

Fig 17- Sugercan bagasse made biochar effect on shoot dry weight of maize plant in a lead contaminated soil

شده بود، زیتوده بیشتری نسبت به خاک شاهد تولید کرد (۲۸).

پژوهش‌های انجام شده نشان داد که کشت پیاز بهاره در خاک‌هایی که با بیوچار تهیه شده از چوب درخت اکالیپتوس تیمار



شکل ۱۸- تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر وزن خشک ریشه گیاه ذرت در خاک آلوده به سرب

Fig 18- Sugercan bagasse made biochar effect on root dry weight of maize plant in a lead contaminated soil

موجب کاهش جذب و ضریب انتقال عناصر کادمیوم و سرب شده و در نتیجه موجب افزایش رشد گیاه گردید. احتمالاً بیوچار باگاس نیشکر از طریق بهبود خصوصیات فیزیکی خاک منجمله تخلخل، تهویه و رطوبت خاک و همچنین بهبود نسبی ظرفیت تبادل کاتیونی، سبب کاهش غلظت کادمیوم و سرب در اندام‌های گیاه گردیده، که باعث بهبود مقدار کلروفیل، سطح برگ و ارتفاع گیاه و نهایتاً زیتوده گیاه گردید. تجمع کادمیوم و سرب در ریشه و کاهش انتقال آنها به اندام هوایی و همچنین کاهش فاکتور تجمع زیستی نیز می‌تواند سهمی در بهبود زیتوده گیاهی داشته باشد. بدین ترتیب می‌توان نتیجه گرفت که کاربرد بیوچار باگاس نیشکر در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، می‌تواند بعنوان یک راهکار اصلاحی مناسب جهت بهبود رشد گیاه مورد استفاده قرار گیرد.

در کل، کاربرد چهار درصد وزنی بیوچار باگاس نیشکر و سطح ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم و ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب سبب بیشترین میزان صفات مورد بررسی در گیاه ذرت شد و کاربرد ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم و ۱۰۰۰ میلی‌گرم سرب بدون حضور بیوچار باگاس نیشکر، موجب کمترین میزان صفات رشدی در گیاه ذرت گردید. علاوه بر این، کاربرد بیوچار باگاس نیشکر در تیمارهای ۱۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به ترتیب کادمیوم و سرب نسبت به تیمارهای متناظر رشد گیاه را افزایش داد. این مسئله نشان می‌دهد که احتمالاً بیوچار باگاس نیشکر می‌تواند توانایی خوبی را در غیرمتحرک کردن غلظت‌های بالاتر از ۱۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به ترتیب کادمیوم و سرب نیز داشته باشد. که این مسئله نیازمند بررسی‌های بیشتر می‌باشد.

نتیجه‌گیری کلی

کاربرد بیوچار باگاس نیشکر در خاک آلوده به کادمیوم و سرب،

منابع

- 1- APPHA. AWWA. WPCE. 1992. Standard methods for Examination of Water and Wastewater. 18 Ed, 37-42, 157-160.
- 2- Beesley L. E., Moreno-Jiménez L., Jose J.L., Gomez-Eyles E., Harris B., Robinson B., and Sizmur T. 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. Environmental Pollution, 159; 3269-3282.
- 3-Carter S., Shackley S., Sohi S., Suy T. B., and Haelele S. 2013. The Impact of Biochar Application on Soil Properties and Plant Growth of Pot Grown Lettuce (*Lactuca sativa*) and Cabbage (*Brassica chinensis*). Agronomy, 3: 404-418.
- 4- Del Rio – Celestino M., Font R., and More no – Rajas R. 2006. Uptake of lead and zinc by wild plant growing on contaminated soils. Industrial Crops and Products. Article in press.
- 5- Dong X., Ma L. Q., Zhu Y., Li Y., and Gu B. 2013. Mechanistic nvestigation of mercury sorption by brazilian pepper biochars of different pyrolytic temperatures based on X-ray photoelectronspectroscopy and flow calorimetry. Enviromental Science Technology, 47: 12156-12164.
- 6- FAO/WHO. 1984. List contaminats and their maxium leveles in foods. Codex Alimentarius commission. Available at

- http:// www.codex alimentarius.org. (Visited on 10 November. 2012).
- 7- Ghazanshahi G. 2006. Water and soil and plant analysis. Yyzh publications.
- 8- Gholami Kazargi M., Moezzi A. A., and amerikhah H. 2012. Move the lead on calcareous soils in the presence of EDTA and surfactant Anionian. First national conference on tourism and ecotourism Iran.
- 9- Glaser B., Lehmann J., and Zech W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: A Review. *Biology and Fertility of Soils*, 35: 219-230.
- 10- Golchin I. P., Safavi S., and Ateshnama, K. 2006. Native plant species superabsorbent lead and zinc in the province. *Proceedings of the Conference on soil, environment and sustainable development*. Karaj, pp: 22-21.
- 11- Groppa M. D., Tomaro M. L., and Benarides M. P. 2007. Polyamines and heavy metal stress: the antioxidant behavior of spermine in Cadmium and Copper treated wheat leaves. *Biometals*, 20: 185-195.
- 12- Hamzei E., Lakzian A., Astaraei A. R., and Fotovat A. 2013. Effect of biochar and wastewater on soil cadmium availability and growth of mung bean. *Conference of Agricultural Sciences and Natural Resources Sari B.danshgah resources management*.
- 13- Jalalipur J. 2014. The Biochar Effect on Yield of Sunflower (*Helianthus annuus* L.) and Cadmium Bioavailability in Soil. Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirement for the degree of Master of Science (M. Sc) in Soil Science. Graduate School Faculty of Water and Soil Department of Soil Science. University of Zabol.
- 14- Kabata-Pendias A. 2000. Trace elements in soils and plants. London. CRC Press.
- 15- Karimi R., Chorom M., and Mahmood, S. 2011. Oil-contaminated soils to assess the potential of lead, cadmium and nickel by Joe and Colza. *First National Conference on strategies to achieve agricultural Paydar*. Payame Noor University, Khuzestan province.
- 16- Kharea P., Dilshada U., Routb P.K., Yadava V., and Jaina S. 2013. Plant refuses driven biochar: Application as metal adsorbent from acidic solutions. *Arabian Journal of Chemistry* Available online 5 December 2013.
- 17- Lehmann J., and Joseph S. 2009. Biochar for environmental management: science and technology. Earthscan, London and Sterling, VA USA, 2009.
- 18- Liang B., Lehmann J., Solomon D., Kinyangi J., Gross man J., O'Neill B., Skjemstad J.O., Thies J., Luizao, F. J., Petersen J., and Neves E. G. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70:1719–1730.
- 19- Marchiol L., Assolari S., Sacco P., and Zerbi G. 2004. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and Radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Enviromental Poullution*, 132: 21-27.
- 20- Marschner H. 2011. Marschner's mineral nutrition of higher plants. Academic press.
- 21- Mc Grath S. P., Chaudri A. M., and Giller K. E. 1995. Long-term effects of metals in sewage on soils, microorganisms and plants. *Journal of industrial and biotechnology*, 14: 94-104.
- 22- Mortvedt J. J. 1996. Heavy Metal contaminated in inorganic and organic fertilizers. *Fertilizer research*, 43: 55-61.
- 23- Namgay T., Singh B., and Singh B.P. 2010 .Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays* L.). *Soil research*, 48: 638-647.
- 24- Nigussie A., Kissi E., Misganaw M., and Ambaw G. 2012. Effect of Biochar Application on Soil Properties and Nutrient Uptake of Lettuces (*Lactuca sativa*) Grown in Chromium Polluted Soils. *American-Eurasian. Journal of Agriculture and Environmental Sciences*, 12 (3): 369-376.
- 25- Novak J. M., Busscher W. J., Watts D. W., Laird D. A., Ahmedna M. A., and Niandou M. A. S. 2010. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switcgrass to a Typic Kandudult. *Geoderma*, 154(3-4): 281-288.
- 26- Orcutt D. M., and Nilsen E. T. 2000 .Plant physiology under stress. John Willy Inc Page, A. L., 1974. Fact and effects of trace element in sewage sludge when applied to agricultural lands. *Enviromental Technology*. Ser, EPA-670/2-74005. Cincinnati Ohio.
- 27- Page A. L., Miller R. H., and Keeney D. R. 1982. Methods of soil analysis Agronomy No G. Partz USA. Inc.
- 28- Park J. H., Choppala G. H., Bolan N. S., Chung J. W., and Chuasavathi T. 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil*, 348: 439–451.
- 29- Pas J. I., and Jones W. 2000. The handbook of trace element. ST. Lucie press Bocarton, Florida.
- 30- Rahoads J. D., Ingvabon R. D., and Hatcher, D. D. 1970. Labortory determination Leacheable soil boron. *Soil Science Socitey of American*, 34: 871-875.
- 31- Rajkovich R., Akioenders R., Hanley K., Hyland C., Zimmerman A. R., and Lehmann, J. 2011. Corn growth and nitrogen nutrition after additions. *Biology and Fertility of Soils*, 48(3): 271-284.
- 32- Ramazani M., and Ghasemi S. 2011 .Study of phytoremediation lead by maize (*Zea mays* L.). *First National Conference on phytoremediation*. Tehran, February 2011.
- 33- Sohi S., Lopez-Capel E., Krull E., and Bol R. 2009. Biochar's role in soil and climate change: a review of research needs. *CSIRO Land and Water Science Report*, 59: 1–57.
- 34- Sharma P., and Duby R. S. 2005. Toxicity in plants. *Brazil Journal Plant physiology*, 17(1): 35-52.
- 35- Song W., and Guo M. 2012. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 94: 138-145.

- 36- Temple P. J., and Bisessar B. 1981. Uptake and toxicity of nickel and other metals in crops growth on soil contaminated by nickel refinery. Plant Nurtient, 3: 473 – 482.
- 37-Thomas S.C., Frye S., Gale N., Garmon M., Launchbury R., Machado N., Melamed S., Murray J., Petroff A., and Winsborough C. 2013. Biochar mitigates negative effects of salt additions on two herbaceous plant species. Journal Enviromental Management, 15:129:62-8.
- 38- Verstraete W., and Top E. M. 1999. Soil clean – up : lessons to remember. International Biodeteriortions and Biodradation, 43 : 147-153.
- 39-Wal kely A., and Black, I. A. 1934. An examination of the degty are method for determination of soil organic matter and proposed modification of chronic acid method. Soil Science, 37: 29-38.
- 40-Yaghoobzadeh F. 2011. Phytoremediation Cadmuem by maize (*Zea mays L.*). Master's thesis, Islamic Azad University of Saveh.
- 41-Yang X. E., Long X.X., Ye H.B., He Z.L., Calvert D.V., and Stoffella P.J. 2004. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii Hance*). Plant Soil, 259:181-189.
- 42- Yu X. Y., Ying G. G., and Kookana R. S. 2009. Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. Chemosphere, 76: 665–671.



Effect of Sugarcane Bagasse Made Biochar on Maize Plant Growth, Grown in Lead and Cadmium Contaminated Soil

M. Biria¹- A. A. Moezzi^{2*}- H. AmeriKhah³

Received: 05-06-2016

Accepted: 06-09-2016

Introduction: Among wide variety of soil pollutants including heavy metals, acidic precipitation and other toxicants, the importance of heavy metals due to their pollution capacity has received growing attention in recent years. These metals enters into soil through municipal and industrial sewage as well as direct application of fertilizer and pesticides. High cadmium and lead concentration in soil lead to severe environmental pollution. Such pollution not only has a destructive effect on crop yield but also endangers human being and other creatures' health after entering in their food chain. Several physical, chemical and biological methods used to reduce the adverse effect of high concentration of heavy metals in soil. In spite of the high cost, these methods are not always suitable for reclamation of small area and mostly have side effect on physico-chemical and biological characters of soil, after application. Biochar produced by thermal decomposition of biomass in the absence or presence of low oxygen. These material due to their high specific surface area and high cation exchange capacity may have great ability to absorb charged material including heavy metals. Therefore in this study attempt is made to evaluate the effect of sugarcane bagasse -derived biochar in improving maize plant growth in cadmium and lead contaminated soils.

Material and methods: This study was carried out during the year 2014 in two separate experiments in Shahid Chamran university. The treatments in each case consisted of two levels of sugarcane bagasse made biochar (0 and 4 percent by weight) in combination with each soil, properly contaminated with 50 and 100 mg cadmium per kg soil in first experiment and 500 and 1000 mg lead per kg soil in the second. The treated soils were applied to pot and arranged in a complete randomized block design and replicated 3 times. Prior to introduction of soil to pots, the heavy metal contaminated soils with moisture content around 70 percent of F.C. were incubated for 30 days. During incubation period sugarcane bagasse was dried, milled, sieved, compacted and subjected to traditional furnace at 550 °C for 3 hours on low pyrolysis. The furnace temperature was controlled manually using lesser thermometer. The furnace cooled down and the collected sugarcane bagasse made biochar sieved again. The incubated soil mixed with proper amount of sugarcane bagasse made biochar and incubated under previous condition for 45 days. The treated soils were poured to the labeled pots and 3 maize seeds were sown in each pot and two weeks after emergence thinned to one plant per pot. Nineteen days after sowing, the height of the plants and chlorophyll index were recorded and plants were harvested and leaf area of each plant was recorded, maize root content of each pot were carefully separated from soil and along with shoot property washed, dried, weighed and after milling subjected to chemical analysis. Prior to sowing maize seeds some of physico-chemical properties of untreated soil were estimated. Furthermore few characteristics of sugarcane bagasse made biochar including pH and EC in 1 : 10 solution of biochar to water recorded. N, C, H, O concentration were estimated by elementary analyzer. Cation exchange capacity of sugarcane bagasse made biochar was measured by ammonium acetate method. Moreover its functional group determined by FT-IR method. Specific surface area estimated as per Brunauer Emmet Teller (BET) method. Sugarcane bagasse made biochar image was obtained from scanning electron microscope. Cadmium and lead concentration in root and shoots were estimated by atomic absorption spectrometer after wet digestion. SAS software was used for statistical analysis data which followed by Duncan test to compare the mean values.

Results and discussion: The results showed that implementation of cadmium and lead led to decrease in chlorophyll index, leaf area, height of plant and root and shoot dry weight significantly. But the sharp decline in the concentration of cadmium and lead in root and shoot after sugarcane bagasse made biochar application improved chlorophyll index, leaf area, height of plant, root and shoot dry weight. Application of 4% Sugarcane bagasse made biochar, decreased transfer factor (TF) and bioaccumulation factor (BF) of these elements compared to control. The results showed high capability of sugarcane bagasse made biochar to absorb cadmium and lead and reduce their availability to plant respectively. In fact application of sugarcane bagasse made biochar

1, 2 and 3 - M.Sc. Graduate, Associate Professor and Instructor, Soil Science Department, Shahid Chamran University of Ahvaz

(*)-Corresponding Author Email: moezzi251@gmail.com)

dwindled cadmium and lead absorption as well as their transfer factor and bioaccumulation factor, and hence improved plant growth.

Conclusion: The results obtained after sugarcane bagasse made biochar application mainly initiated due to high cation exchange capacity of which eventually was created by large number of functional groups in its high specific surface area (table 2) to stabilize cadmium and lead and render them unavailable to plant and hence improve its growth.

Keywords: Bioaccumulation, Biomass, Fixation, Heavy metal, Transfer Factor



تأثیر آرسنیک بر غلظت‌های فسفر، آهن، روی و منگنز در خاک و گیاه ذرت

طاهره منصوری^{۱*} - احمد گلچین^۲ - محمد بابا اکبری ساری^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۱۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۷/۰۴

چکیده

آلودگی خاک و آب‌های زیرزمینی توسط آرسنیک رو به گسترش و نگران‌کننده است و سبب ورود آن به بخش‌های مختلف گیاهان می‌شود. به‌دلیل نقش بسیار مهم ذرت در تغذیه انسان، بررسی نحوه جذب، انتقال و تجمع آرسنیک در بخش‌های مختلف این گیاه بسیار مهم است و پژوهش حاضر با هدف ارزیابی پاسخ ذرت به وجود آرسنیک در محیط رشد و تأثیر آرسنیک بر غلظت فسفر، آهن، روی و منگنز در این گیاه انجام شد. بدین منظور یک آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۶ سطح عنصر آرسنیک (۰، ۶، ۱۲، ۲۴، ۴۸ و ۹۶ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) با ۳ تکرار در گلخانه اجرا شد. نتایج نشان داد که با افزایش غلظت کل آرسنیک در خاک، غلظت آرسنیک قابل جذب خاک و غلظت آرسنیک ریشه و بخش هوایی ذرت افزایش و رشد آن کاهش یافت. بیشترین غلظت آرسنیک ریشه و بخش هوایی به‌ترتیب ۳۸۳/۴ و ۵۹/۵۶ میلی‌گرم در کیلوگرم بود که سبب کاهش وزن خشک این اندام‌ها به‌ترتیب به مقادیر ۹۵/۹۴ و ۹۵/۲۲ درصد شد. افزایش غلظت آرسنیک خاک سبب افزایش غلظت فسفر و کاهش غلظت آهن، روی و منگنز قابل جذب خاک، افزایش غلظت فسفر ریشه و کاهش غلظت آن در بخش هوایی شد، همچنین سبب کاهش غلظت آهن و روی و افزایش غلظت منگنز ریشه و بخش هوایی گیاه شد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، غلظت عناصر غذایی، وزن خشک گیاه

مقدمه

آرسنیک یک آلاینده بسیار سمی است که در رده ترکیبات سرطان‌زا قرار دارد و آلودگی خاک و آب‌های زیرزمینی توسط آن شایع و نگران‌کننده است. علاوه بر عوامل زمین‌شناختی و مواد مادری خاک، فعالیت‌های انسانی نظیر معدن‌کاوی و ذوب فلزات، احتراق زغال سنگ و استفاده گسترده از ترکیبات حاوی آرسنیک مانند حشره‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها، محافظت‌کننده‌های چوب و غیره سبب تجمع مقادیر بالای این فلز در خاک‌ها شده است (۲۰). آرسنات پنج ظرفیتی و آرسنیت سه ظرفیتی، مهم‌ترین شکل‌های معدنی آرسنیک در خاک هستند. آرسنات در تمامی شرایط به غیر از شرایط احیایی شدید، غالب‌تر از آرسنیت است. خاک‌های با آرسنیک کل بیش از ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم آلوده به‌شمار می‌روند (۷). در ایران وجود خاک‌های آلوده به آرسنیک در استان‌های کردستان، خراسان، زنجان و آذربایجان شرقی گزارش شده است (۱۴ و ۱۸). وجود آرسنیک در

خاک و آب سبب انتقال آن به بخش‌های مختلف گیاه می‌شود. انیل (۲۳) اظهار داشت که جذب آرسنیک توسط بیشتر گیاهان حتی در حضور مقادیر بالای آرسنیک، اندک است زیرا گیاهان با تجمع مقادیر بالای آرسنیک، از بین می‌روند و مقادیر خطرناک آرسنیک به انسان‌ها و حیوانات انتقال نمی‌یابد. شایبور و همکاران (۳۰) در بررسی حد سمیت آرسنیک در گیاه سورگوم در شرایط هیدروپونیک دریافتند که با افزایش غلظت آرسنیک محلول، غلظت آرسنیک در ریشه و بخش هوایی گیاهان افزایش یافت ولی کاهش رشد ریشه و بخش غلظت‌های بیش از ۶/۷ میکرومولار آرسنیک اتفاق افتاد. عابدین و همکاران (۱) گزارش نمودند که با افزایش غلظت آرسنیک در آب آبیاری زیست‌توده کاه و ریشه برنج به‌شدت کاهش یافت. نکروده شدن برگ‌های مسن و کلروزه شدن برگ‌های جوان در برنج (۲۹) و جو (۳۱) از جمله علائم سمیت آرسنیک گزارش شده‌اند. بسیاری از محققان گزارش کردند که آرسنیک عمدتاً در ریشه گیاهان تجمع می‌یابد و انتقال آن از ریشه به بخش‌های هوایی اندک است (۱، ۳۰ و ۳۱). برخی محققان گزارش کردند که غلظت‌های کم آرسنیک در خاک با آزادسازی فسفر از مکان‌های جذبی خاک، منجر به دسترسی بیشتر گیاه به فسفات و متعاقباً افزایش زیست‌توده و رشد گیاه می‌شود (۶). شایبور و همکاران (۳۰) گزارش نمودند که در بخش هوایی

۱، ۲ و ۳- دانشجوی دکتری، استاد و استادیار گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

(*)-نویسنده مسئول: (Email: t.mansouri2010@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.v31i2.55951

گیاهان کشت شده در محیط آبکشت آلوده به غلظت ۶۷ میکرومولار آرسنیک، غلظت پتاسیم، آهن و مس به طور معناداری کمتر و غلظت کلسیم، منیزیم و منگنز به طور معناداری بیشتر از گیاهان شاهد بود ولی غلظت روی تحت تاثیر آرسنیک قرار نگرفته بود. از طرف دیگر در ریشه این گیاهان، غلظت عناصر آهن، منگنز، روی و مس بیشتر از گیاهان شاهد بود. این محققان افزایش غلظت منگنز در ریشه و بخش هوایی را به اثر غلظت و کاهش غلظت آهن و مس در بخش هوایی و افزایش غلظت عناصر آهن، منگنز، روی و مس در ریشه را به کاهش معنادار انتقال عناصر از ریشه به بخش هوایی به دلیل اثر سمی آرسنیک نسبت دادند. شایبور و همکاران (۳۱) نشان دادند که غلظت منگنز، روی و مس در بخش هوایی گیاه جو با کاربرد ۳۳/۵ میکرومول آرسنیک بر لیتر کاهش یافت. همچنین افزودن آرسنیک به محیط رشد گیاه با کاهش انتقال آهن از ریشه به بخش هوایی سبب کمبود آهن در گیاه شد. داس و همکاران (۵) در بررسی میزان تحرک آرسنیک در خاک تحت تاثیر روی دریافتند که با افزایش غلظت روی در خاک مقدار آرسنیک به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافت.

ذرت از جمله غلاتی است که نقش بسیار مهمی در تغذیه انسان دارد و در تحقیقات مربوط به آرسنیک مورد توجه بوده است (۲ و ۲۷). باباکبری و همکاران (۲) گزارش کردند که میانگین غلظت آرسنیک در ریشه و بخش هوایی ذرت کشت شده در خاک آلوده به ۰/۵ میلی گرم بر کیلوگرم آرسنیک قابل استخراج با آب، به ترتیب ۵۱ و ۷ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه بود. این محققان اظهار نمودند که وزن و حجم ریشه ذرت بیشتر از گندم و کلزا است و می‌تواند با ایجاد تغییرات بیشتر در خاک اطراف ریشه باعث افزایش تحرک و جذب آرسنیک شود.

به دلیل نقش بسیار مهم ذرت در تغذیه انسان، بررسی غلظت، جذب و تجمع آرسنیک در بخش‌های مختلف این گیاه بسیار مهم است و تاکنون اطلاعات بسیار اندکی در این زمینه و همچنین در ارتباط با تاثیر آرسنیک بر غلظت عناصر غذایی در ذرت وجود دارد. لذا پژوهش حاضر با هدف ارزیابی پاسخ ذرت به وجود آرسنیک در محیط رشد و تاثیر آرسنیک بر غلظت عناصر فسفر، آهن، روی و منگنز در این گیاه در سال ۹۴ انجام شد.

مواد و روش‌ها

به منظور انجام این تحقیق، یک نمونه خاک مرکب از عمق ۲۰-۰ سانتی متری مزرعه تحقیقاتی دانشگاه زنجان تهیه شد. نمونه خاک در هوای آزاد خشک گردید و پس از گذراندن شدن از الک ۲ میلی متری برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن از قبیل pH توسط دستگاه pH متر مدل Metrohm 632، EC به وسیله دستگاه هدایت سنج مدل Jenway 4310، بافت به روش هیدرومتری (۱۹)، درصد

کربن آلی به روش والکلی و بلک (۲۵)، درصد کربنات کلسیم معادل به روش کلسیمتری (۲۳)، نیتروژن کل خاک با استفاده از هضم کج‌لدال (۳)، فسفر قابل جذب خاک به روش اولسن (۱۲)، پتاسیم قابل جذب به روش عصاره‌گیری با استات آمونیوم (۱۲)، آهن، روی و منگنز قابل جذب با استفاده از DTPA (۲۱) و با دستگاه جذب اتمی مدل Varian- SpectrAA-100 و غلظت آرسنیک معادل کل با اسید نیتریک غلیظ و آب اکسیژنه (۱۵) و با استفاده از دستگاه پلاسمای جفت شده القایی- طیف سنجی نشر اتمی (ICP-OES, Varian Vista- MPX) تعیین شد. به منظور آلوده‌سازی خاک مقادیر مناسب از نمک آرسنات سدیم ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) در آب مقطر معادل ۷۰٪ ظرفیت مزرعه حل شد و به نمونه‌های خاک اضافه گردید و بخوبی مخلوط شد. سطوح مختلف آلودگی عبارت بودند از: ۰، ۰۰۶، ۰۱۲، ۰۲۴، ۰۴۸ و ۰۹۶ میلی گرم آرسنیک در کیلوگرم خاک. خاک‌های آلوده شده در داخل گلدان‌ها ریخته شدند و جهت رسیدن به تعادل نسبی به مدت شش ماه در گلخانه نگهداری گردیدند و چرخه‌های خشک (تا رطوبت هوا خشک) و مرطوب شدن (تا رطوبت ظرفیت مزرعه) بر آن‌ها اعمال شد. پس از گذشت این مدت زمان، غلظت آرسنیک قابل جذب با استفاده از سولفات آمونیوم ۰/۰۵ مولار (۳۷) و غلظت فسفر قابل جذب خاک (۱۲)، غلظت آهن، روی و منگنز قابل جذب در خاک (۲۱) اندازه‌گیری شد. سپس تعداد ۶ عدد بذر ذرت (*Zea mays*) رقم ماکسیما در هر گلدان حاوی پنج کیلوگرم خاک کاشته شد. پس از ظهور گیاهچه‌ها و اطمینان از استقرار آن‌ها، تعداد بوته در هر گلدان با عملیات تنک، به سه عدد کاهش یافت. گیاهان به مدت ۷۵ روز (اتمام رشد رویشی و قبل از وارد شدن به رشد زایشی) در شرایط گلخانه‌ای در دمای ۲۵ درجه سلسیوس و شدت نور ۴۰۰۰۰ لوکس و تحت دامنه رطوبت ظرفیت مزرعه تا ۰/۸ رطوبت ظرفیت مزرعه نگهداری شدند. رطوبت گلدان‌ها از طریق توزین کنترل شد. پس از گذشت زمان مورد نظر، بخش هوایی (ساقه و برگ) و ریشه گیاهان برداشت شدند و ابتدا با آب شهری و سپس با آب مقطر شستشو داده شدند و به مدت ۷۲ ساعت در آون تهویه‌دار در دمای ۶۰ درجه سلسیوس خشک و سپس توزین گردیدند. نمونه‌های گیاهی پس از آسیاب و الک شدن بوسیله اسید نیتریک غلیظ و آب اکسیژنه ۳۰ درصد در دمای ۱۲۰ درجه سلسیوس هضم شدند (۳۷). در عصاره‌های بدست آمده غلظت عنصر آرسنیک با دستگاه ICP-OES، فسفر با دستگاه اسپکتروفتومتر S2000 UV/Vis، آهن، روی و منگنز با دستگاه جذب اتمی مدل VarianAA20 - 1973 اندازه‌گیری شد. جذب آرسنیک در ریشه و بخش هوایی گیاه از حاصل ضرب غلظت آرسنیک در این اندام‌ها در وزن خشک آن‌ها محاسبه شد. این آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۸ تیمار (سطوح صفر، ۰۰۶، ۰۱۲، ۰۲۴، ۰۴۸ و ۰۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم خاک) در سه تکرار انجام شد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها توسط نرم

غلظت آرسنیک قابل جذب خاک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر سطوح آرسنیک بر غلظت آرسنیک قابل جذب خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۲). مقایسه میانگین‌ها نشان داد که با افزایش غلظت کل آرسنیک خاک، غلظت آرسنیک قابل جذب خاک به‌طور معناداری افزایش یافت (شکل ۱). با افزایش غلظت آرسنیک خاک فعالیت آن در محلول خاک افزایش یافته و توانایی آن برای جایگزین شدن با سایر آنیون‌ها در مکان‌های جذب یونی افزایش می‌یابد. بابا اکبری و همکاران (۲) نیز گزارش کردند که با افزایش غلظت آرسنیک کل در خاک‌های آلوده طبیعی، غلظت آرسنیک فراهم افزایش معنادار یافت.

غلظت آرسنیک ریشه و بخش هوایی ذرت

اثر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت آرسنیک ریشه و بخش هوایی ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۲). با افزایش سطح آرسنیک خاک، غلظت آرسنیک ریشه و بخش هوایی به‌طور معناداری افزایش یافت (شکل‌های ۲ و ۳). غلظت As از صفر در ریشه گیاهان کشت شده در خاک غیرآلوده تا ۳۸۳/۴۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم در ریشه گیاهان کشت شده در خاک آلوده به ۶ میلی‌گرم آرسنیک بر کیلوگرم متغیر بود. همچنین با افزایش غلظت آرسنیک خاک از صفر به ۹۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم، غلظت آرسنیک بخش هوایی گیاه از صفر به ۵۹/۵۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم افزایش یافت. تجمع آرسنیک در ریشه بیشتر از بخش هوایی بود، به‌طوری‌که غلظت آرسنیک در ریشه گیاهان کشت شده در سطوح ۶، ۱۲، ۲۴، ۴۸ و ۹۶ میلی‌گرم آرسنیک بر کیلوگرم خاک به‌ترتیب ۱/۸۸، ۱/۹۹، ۳/۱۳، ۴/۹۶ و ۶/۴۴ برابر غلظت آن در بخش هوایی بود. یک همبستگی مثبت بین غلظت آرسنیک در ریشه و بخش هوایی ذرت با غلظت‌های کل و قابل جذب آرسنیک خاک در سطح احتمال یک درصد مشاهده شد و میزان همبستگی آن‌ها با غلظت قابل جذب آرسنیک بیشتر بود (جدول ۳). نتیجه مشابه را وو و همکاران (۳۸) گزارش نمودند. گالز و همکاران (۱۰) نیز افزایش غلظت آرسنیک در ریشه گیاهان ذرت، آفتابگردان و کلزا را با افزایش غلظت آرسنیک در خاک گزارش نمودند.

جذب آرسنیک در ریشه و بخش هوایی ذرت

اثر سطوح آرسنیک خاک بر جذب آرسنیک در ریشه و بخش هوایی ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۲). جذب آرسنیک در ریشه و بخش هوایی با افزایش سطح آلودگی به‌ترتیب تا ۴۸ و ۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم افزایش ولی در سطوح بالاتر از آن، کاهش یافت (شکل‌های ۴ و ۵).

افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکندر سطح احتمال یک درصد صورت پذیرفت. نمودارها با نرم‌افزار Excel رسم شدند.

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی خاک مورد مطالعه در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی خاک مورد استفاده در آزمایش

Table 1- Selected physico-chemical properties of the soil used in the experiment

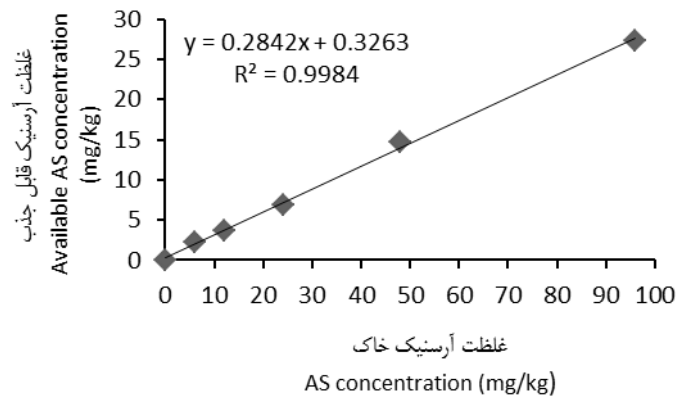
ویژگی Parameter	واحد Unit	مقدار Value
رطوبت اشباع Saturation moisture	(%)	38
رس Clay	(%)	16.4
شن Sand	(%)	55
سیلت Silt	(%)	28.8
pH	-	8
EC EC of saturation paste	(dS/m)	0.49
کربن آلی Organic Carbon	(%)	0.33
نیتروژن کل Total Nitrogen	(%)	0.063
کربنات کلسیم Calcium carbonate equivalent	(%)	13.45
غلظت فسفر قابل جذب concentration of available phosphorus	(mg/kg soil)	15
غلظت پتاسیم قابل جذب concentration of available potassium	(mg/kg soil)	232.5
غلظت آهن قابل جذب concentration of available iron	(mg/kg soil)	7.5
غلظت روی قابل جذب concentration of available zinc	(mg/kg soil)	0.95
غلظت منگنز قابل جذب concentration of available manganese	(mg/kg soil)	6
غلظت آرسنیک قابل جذب concentration of available arsenic	(mg/kg soil)	n.d
آرسنیک کل concentration of total arsenic	(mg/kg soil)	n.d

n.d: not detectable

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس اثر سطوح مختلف آرسنیک خاک بر غلظت آرسنیک قابل جذب، غلظت و جذب آرسنیک ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت

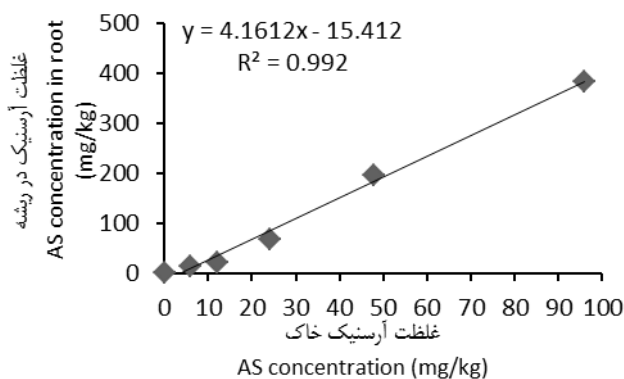
Table 2- The results of analysis of variance data indicating the effects of different levels of soil As on plant uptake and concentrations of As in soil (available) and plant

منابع تغییر Sources of variation	درجه آزادی Degree of freedom	Mean of squares				
		غلظت آرسنیک قابل جذب Concentration of soil available As	غلظت آرسنیک ریشه As concentration of root	غلظت آرسنیک بخش هوایی As concentration of shoot	جذب آرسنیک در ریشه As uptake by root	جذب آرسنیک در بخش هوایی As uptake by shoot
سطوح آرسنیک Levels of As	5	315.91***	68178.71***	1541.74***	718607.9***	219438.8***
خطای آزمایشی Error	12	0.17	60.44	2.43	14851.7	2529
ضریب تغییرات CV(%)	-	4.52	6.85	6.78	18.2	12.5



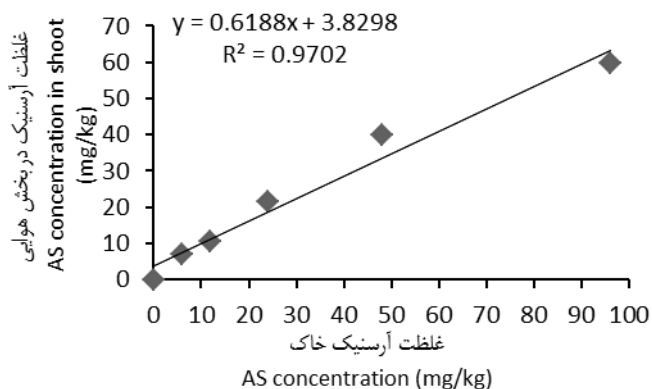
شکل ۱- تاثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت آرسنیک قابل جذب

Figure 1- The effects of soil As levels on concentrations of soil available As



شکل ۲- تاثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت آرسنیک ریشه ذرت

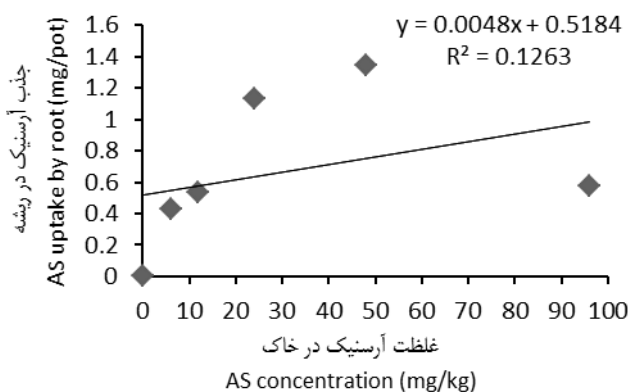
Figure 2- The effects of soil As levels on As concentrations of corn root



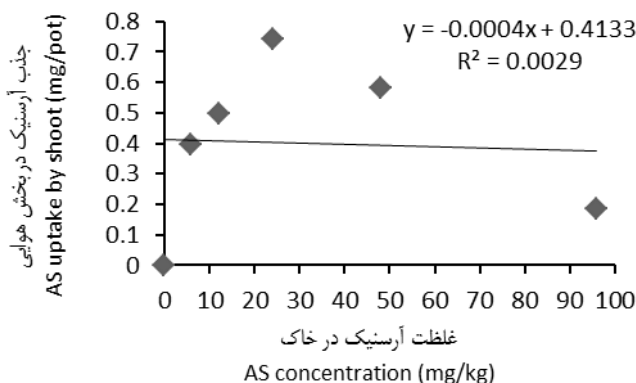
شکل ۳- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت آرسنیک بخش هوایی ذرت
Figure 3- The effectsof soil Aslevels on As concentrationsof corn shoot

است. جذب آرسنیک در ریشه بیشتر از بخش هوایی بود، به‌طوری‌که مقدار جذب آرسنیک در ریشه گیاهان کشت شده در سطوح ۶، ۱۲، ۲۴، ۴۸ و ۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم خاک به‌ترتیب ۱/۰۷، ۱/۰۸، ۱/۵۲، ۲/۳۱ و ۳/۱ برابر جذب آن در بخش هوایی بود.

این امر نشان می‌دهد که تا سطوح نام‌برده، افزایش غلظت آرسنیک در بخش‌های گیاه از کاهش وزن خشک آن‌ها پیشی گرفته و مقدار جذب که حاصل ضرب این دو عامل است افزایش یافته است ولی پس از این سطوح، میزان کاهش وزن خشک گیاه بیشتر بوده



شکل ۴- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر جذب آرسنیک در ریشه ذرت
Figure 4- The effectsof soil Aslevels on As uptake by root of corn



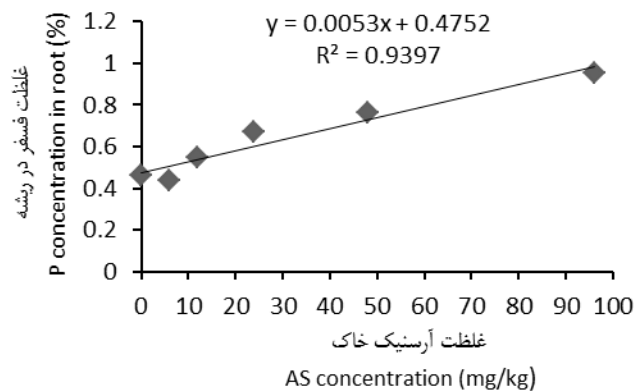
شکل ۵- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر جذب آرسنیک در بخش هوایی ذرت
Figure 5- The effects of soil As levels on As uptake by shoot of corn

غلظت فسفر ریشه و بخش هوایی گیاه

اثر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت فسفر ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۴). با افزایش غلظت آرسنیک خاک، غلظت فسفر ریشه و بخش هوایی به ترتیب به طور معناداری افزایش و کاهش یافت (شکل های ۶ و ۷). بیشترین غلظت فسفر در ریشه گیاهان کشت شده در خاک آلوده به ۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم (۰/۹۵۴ درصد) و کمترین غلظت آن در ریشه گیاهان کشت شده در خاک آلوده به ۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم (۰/۴۳۹ درصد) مشاهده شد که اختلاف معناداری با تیمار شاهد نداشت و بالعکس بیشترین غلظت فسفر در بخش هوایی گیاهان کشت شده در خاک غیرآلوده (۰/۳۱۳ درصد) و کمترین غلظت آن (۰/۰۷۴ درصد) در بخش هوایی گیاهان کشت شده در خاک آلوده به ۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم اندازه گیری شد. غلظت فسفر در ریشه و بخش هوایی گیاهان کشت شده در خاک آلوده به ۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم نسبت به گیاهان کشت

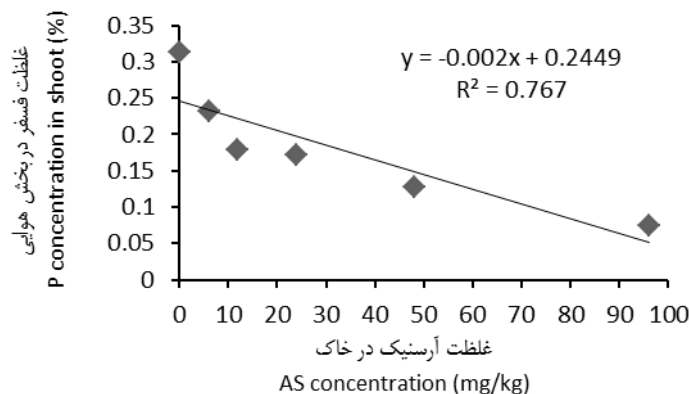
شده در خاک غیرآلوده به ترتیب ۱/۱ برابر افزایش و ۷۶/۴ درصد کاهش یافت.

فسفات و آرسنات رفتار فیزیکوشیمیایی مشابهی دارند و مستقیماً برای اشغال مکان های جذبی با یکدیگر رقابت دارند بنابراین افزایش غلظت آرسنیک در خاک سبب آزاد شدن فسفر از مکان های جذبی، افزایش قابلیت دسترسی و جذب آن توسط ریشه می شود (جدول ۵) (۹ و ۱۳). از طرف دیگر آرسنیک با کاهش انتقال فسفر از ریشه به بخش هوایی گیاه (جدول ۴)، سبب تجمع آن در ریشه و کاهش غلظت آن در بخش هوایی گیاه شده است. کاهش انتقال فسفر به بخش هوایی در اثر کاربرد آرسنیک، دلالت بر وجود رابطه آنتاگونیستی بین فسفر و آرسنیک دارد. شایبور و همکاران (۲۸) نیز اظهار نمودند که آرسنیک تاثیر منفی بر انتقال فسفر از ریشه به بخش هوایی گیاه جو داشت. کونگ و لئا (۴) اظهار نمودند که افزودن فسفر به خاک تجمع آرسنات در ریشه گیاه بیشه چینی (Chinese brake) را افزایش داد.



شکل ۶- تاثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت فسفر ریشه ذرت

Figure 6- The effects of soil As levels on P concentration of corn root



شکل ۷- تاثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت فسفر بخش هوایی ذرت

Figure 7- The effect of soil As levels on P concentration of corn shoot

جدول ۳- جدول ضرایب همبستگی بین پارامترهای مورد اندازه‌گیری

Table 3- Correlation matrix of various parameters

Factors پارامترها	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1- Total arsenic آرسنیک کل	1.00	0.99 **	0.98 **	0.98 **	0.96 **	-0.86 **	-0.83 **	-0.82 **	-0.81 **	-0.87 **	0.97 **	0.96 **	-0.91 **	-0.94 **
2- Available arsenic آرسنیک قابل جذب		1.00	0.99 **	0.99 **	0.96 **	-0.87 **	-0.84 **	-0.84 **	-0.81 **	-0.88 **	0.97 **	0.96 **	-0.92 **	-0.94 **
3- Root arsenic آرسنیک ریشه			1.00	0.97 **	0.95 **	-0.83 **	-0.80 **	-0.79 **	-0.76 **	-0.84 **	0.96 **	0.95 **	-0.90 **	-0.92 **
4- Shoot arsenic آرسنیک هوایی				1.00	0.97 **	-0.91 **	-0.90 **	-0.89 **	-0.86 **	-0.93 **	0.97 **	0.97 **	-0.96 **	-0.98 **
5- Root phosphorus فسفر ریشه					1.00	-0.89 **	-0.91 **	-0.90 **	-0.87 **	-0.91 **	0.98 **	0.98 **	-0.96 **	-0.97 **
6- Shoot phosphorus فسفر هوایی						1.00	0.95 **	0.96 **	0.96 **	0.97 **	-0.85 **	-0.87 **	0.93 **	0.94 **
7- Root iron آهن ریشه							1.00	0.99 **	0.97 **	0.98 **	-0.87 **	-0.89 **	0.97 **	0.96 **
8- Shoot iron آهن هوایی								1.00	0.98 **	0.99 **	-0.85 **	-0.87 **	0.96 **	0.95 **
9- Root zinc روی ریشه									1.00	0.98 **	-0.81 **	-0.84 **	0.93 **	0.91 **
10- Shoot zinc روی هوایی										1.00	-0.87 **	-0.89 **	0.97 **	0.96 **
11- Root manganese منگنز ریشه											1.00	0.99 **	-0.94 **	-0.96 **
12- Shoot manganese منگنز هوایی												1.00	-0.95 **	-0.96 **
13- Root dry weight وزن خشک ریشه													1.00	0.99 **
14- Shoot dry weight وزن خشک هوایی														1.00

**P < 0.01

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس اثر سطوح مختلف آرسنیک خاک بر غلظت فسفر، آهن و روی ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت
Table 4- The results of analysis of variance data indicating the effects of different levels of soil As on concentrations of P, Fe and Zn in root and shoot of corn

منابع تغییر Sources of variation	درجه آزادی Degree of freedom	میانگین مربعات Mean of squares							
		غلظت فسفر ریشه P concentration of root	غلظت فسفر هوایی P concentration of shoot	غلظت آهن ریشه Fe concentration of root	غلظت آهن هوایی Fe concentration of shoot	غلظت روی ریشه Zn concentration of root	غلظت روی بخش هوایی Zn concentration of shoot		
سطوح آرسنیک Levels of As	5	0.117***	0.02***	*** 3891.58	11195.60***	849.93***	1702.14***		
خطای آزمایشی Error	12	0.0004	0.0002	3.85	49.83	1.79	2.73		
ضرب تغییرات (%) CV(%)	-	2.93	7.87	4.34	9.32	5.99	4.54		

جدول ۵- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر فاکتور انتقال فسفر در گیاه و غلظت عناصر فسفر، آهن، روی و منگنز قابل جذب خاک

Table 5- The effects of soil As levels on soil available concentrations of P, Fe, Zn and Mn

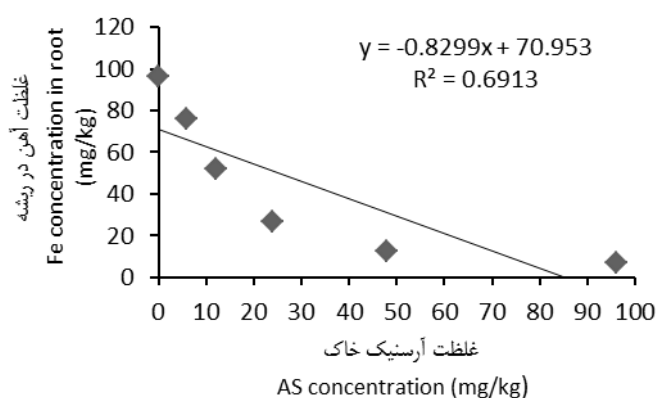
سطوح آرسنیک خاک	فاکتور انتقال فسفر	فسفر	آهن	روی	منگنز
AS levels of soil	P translocation factor	P	Fe	Zn	Mn
0	0.68 a	15.02 d	7.51 a	0.95 a	6.0 a
6	0.53 b	16.14 d	6.14 b	0.85 b	5.7 ab
12	0.32 c	19.08 c	4.40 c	0.72 c	5.25 bc
24	0.26 d	22.81 b	2.3 d	0.56 d	4.6 cd
48	0.17 e	25 a	1.1 e	0.39 e	4.01 de
96	0.08 f	26.94 a	0.6 e	0.30 f	3.58 e

غیرآلوده، به ترتیب ۹۲/۷۵ و ۹۳/۸۷ درصد بود. با افزایش غلظت آرسنیک خاک، غلظت فسفر قابل جذب افزایش و غلظت آهن قابل جذب کاهش یافته است (جدول ۵) که احتمالاً این امر در نتیجه‌ی رسوب نمودن این دو عنصر با یکدیگر است. تشکیل رسوب فسفات آهن در خاک، یا آرسنات آهن می‌تواند عامل کاهش غلظت آهن در گیاهان باشد. غلظت آهن در ریشه و بخش هوایی با غلظت‌های کل و قابل جذب آرسنیک خاک، غلظت آرسنیک ریشه و بخش هوایی، غلظت فسفر ریشه و غلظت منگنز ریشه و بخش هوایی همبستگی منفی معنادار و با غلظت فسفر بخش هوایی همبستگی مثبت معنادار داشت (جدول ۳). ساخت کلروفیل و رشد گیاهان در مقادیر کمتر از ۶۵ میلی‌گرم آهن بر کیلوگرم وزن خشک با مشکل مواجه می‌شود (۳۱). شایبور و همکاران (۲۸) نیز در بررسی اثر متقابل آرسنیک و آهن در گیاه جو در شرایط هیدروپونیک مشاهده کردند که با افزایش غلظت آرسنیک به ۳۳/۵ میکرومول در لیتر، غلظت آهن در بخش هوایی گیاه جو از ۸۰/۷ به ۴۴/۴ میکروگرم بر گرم وزن خشک، کاهش یافت. شایبور و همکاران (۳۰) گزارش نمودند که غلظت آهن در بخش هوایی گیاه سورگوم کشت شده در محیط آلوده به ۶۷ میکرومولار آرسنیک به‌طور معناداری کمتر از گیاهان شاهد بود.

غلظت فسفر در ریشه با غلظت‌های کل و قابل جذب آرسنیک خاک و غلظت آرسنیک در ریشه و بخش هوایی همبستگی مثبت معنادار و با غلظت فسفر در بخش هوایی و وزن خشک ریشه و بخش هوایی همبستگی منفی معنادار داشت، بالعکس غلظت فسفر در بخش هوایی با غلظت‌های کل و قابل جذب آرسنیک خاک، غلظت آرسنیک در ریشه و بخش هوایی و غلظت فسفر در ریشه همبستگی منفی معنادار و با وزن خشک ریشه و بخش هوایی همبستگی مثبت معنادار داشت. این امر بیانگر تجمع فسفر در ریشه و کاهش انتقال آن به بخش هوایی گیاه با افزایش غلظت آرسنیک در خاک و گیاه است. (جدول ۳).

غلظت آهن ریشه و بخش هوایی گیاه

اثر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت آهن ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۴). با افزایش غلظت آرسنیک خاک، غلظت آهن ریشه و بخش هوایی به‌طور معناداری کاهش یافت (شکل‌های ۸ و ۹). میزان کاهش غلظت آهن ریشه و بخش هوایی گیاهان کشت شده در خاک آلوده به ۹۶ میلی‌گرم آرسنیک بر کیلوگرم نسبت به گیاهان کشت شده در خاک

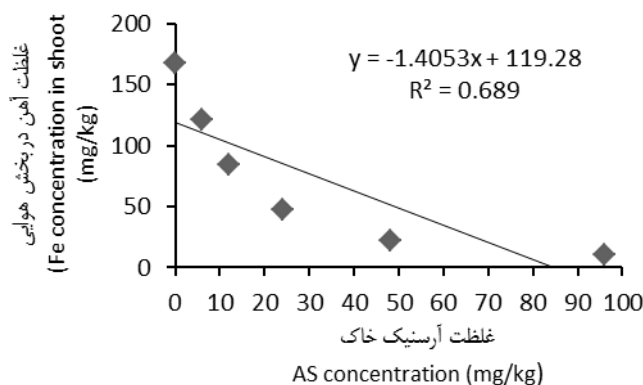


شکل ۸- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت آهن ریشه ذرت

Figure 8- The effects of soil As levels on Fe concentrations of corn root

جدول ۷- نتایج تجزیه واریانس اثر سطوح مختلف آرسنیک خاک بر غلظت منگنز ریشه و بخش هوایی، متوسط ارتفاع پوته و وزن خشک ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت
Table 7- The results of analysis of variance data indicating the effects of different levels of soil As on concentration of Mn, mean height of plant and shoot dry weights of corn plant

منابع تغییر Sources of variation	درجه آزادی Degree of freedom	میانگین مربعات Mean of squares				
		غلظت منگنز ریشه Mn concentration of root	غلظت منگنز هوایی Mn concentration of Shoot	متوسط ارتفاع پوته Mean height of plant	وزن خشک ریشه Root dry weight	وزن خشک بخش هوایی Shoot dry weight
سطوح آرسنیک Levels of As	5	2130.05***	2188.14***	*** 1721.26	613.35***	1810.32***
خطای آزمایشی Error	12	7.47	9.99	7.23	2.56	7.07
ضریب تغییرات (%) CV(%)	-	3.5	3	5.1	7.92	7.14

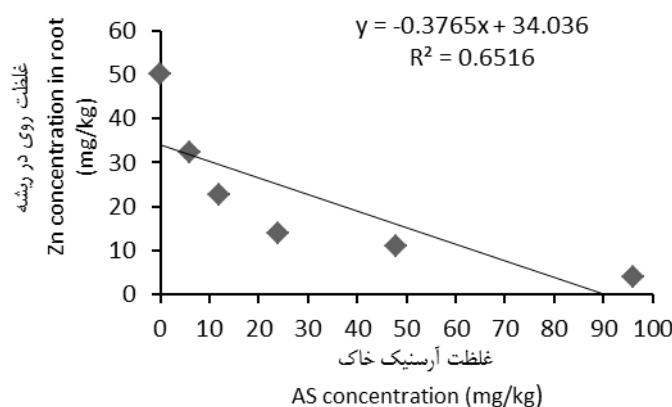


شکل ۹- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت آهن بخش هوایی ذرت
Figure 9- The effects of soil As levels on Fe concentrations of corn shoot

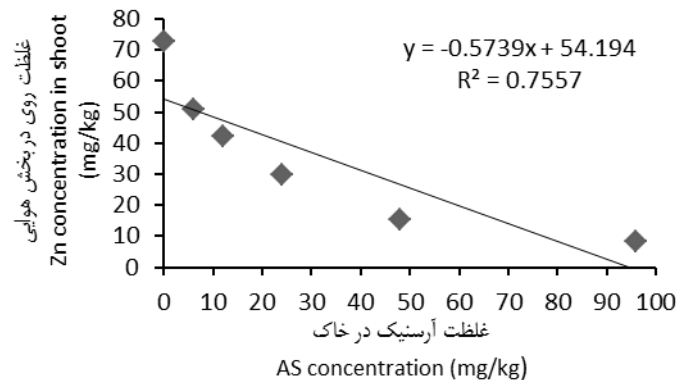
غلظت روی ریشه و بخش هوایی گیاه

اثر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت روی ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۴). با افزایش غلظت آرسنیک در خاک، غلظت روی ریشه و بخش هوایی به‌طور معناداری کاهش یافت (شکل‌های ۱۰ و ۱۱). بیشترین کمترین غلظت روی ریشه و بخش هوایی به‌ترتیب مربوط به گیاهان کشت شده در خاک غیرآلوده و خاک آلوده به ۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم بود. میزان کاهش غلظت روی ریشه و بخش هوایی گیاهان کشت شده در خاک آلوده به ۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم نسبت به گیاهان کشت شده در خاک غیرآلوده، به‌ترتیب ۹۲ و ۸۸/۸ درصد بود. غلظت روی ریشه و بخش هوایی با غلظت‌های کل و قابل جذب آرسنیک خاک، غلظت آرسنیک در ریشه و بخش هوایی، غلظت

فسفر ریشه و غلظت منگنز ریشه و بخش هوایی همبستگی منفی معنادار و با غلظت فسفر بخش هوایی همبستگی مثبت معنادار داشت (جدول ۳). با افزایش غلظت آرسنیک خاک، غلظت فسفر قابل جذب افزایش و غلظت روی قابل جذب کاهش یافته است (جدول ۵) که احتمالاً این امر در نتیجه‌ی رسوب نمودن این دو عنصر با یکدیگر است. تشکیل رسوب فسفات روی در خاک، می‌تواند عامل کاهش غلظت روی در گیاه باشد. فسفر عنصر مهمی است که در جذب روی تداخل ایجاد می‌کند به‌طوری‌که اغلب، جذب روی توسط گیاهان با افزایش غلظت فسفر در خاک کاهش می‌یابد (۲۲). هالدر و مندل (۱۱) کاهش غلظت عناصر آهن و روی در ساقه‌های برنج را به کاهش قابلیت دسترسی آن‌ها در خاک در اثر کاربرد فسفر نسبت دادند.



شکل ۱۰- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت روی ریشه ذرت
Figure 10- The effects of soil As levels on Zn concentrations of corn root



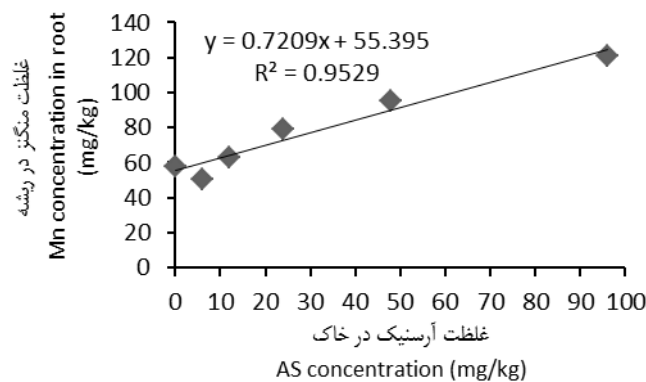
شکل ۱۱- تاثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت روی بخش هوایی ذرت

Figure 11- The effects of soil As levels on Zn concentrations of corn shoot

خاک کاهش یافت (جدول ۵) ولی کاهش غلظت آهن و در درجه بعدی روی بسیار بیشتر از کاهش غلظت منگنز بود و از آنجا که این عناصر که آنالوگ منگنز هستند و در جذب با آن رقابت دارند (۸)، غلظت منگنز گیاه با افزایش غلظت آرسنیک در خاک، افزایش یافت. هنگامی که غلظت فسفر در محیط رشد بیش از حد باشد سبب بهم خوردن تعادل سایر عناصر غذایی شده و قابلیت دسترسی و جذب آن‌ها را تحت تاثیر قرار می‌دهد. بعنوان مثال مقادیر زیاد فسفر در خاک، قابلیت دسترسی و جذب منگنز را افزایش ولی قابلیت دسترسی و جذب آهن و روی را به‌طور معناداری کاهش می‌دهد (۱۷). شایبور و همکاران (۳۰) گزارش کردند که غلظت منگنز در ریشه و بخش هوایی گیاهان سورگوم با افزایش غلظت آرسنیک در محیط رشد، افزایش یافت.

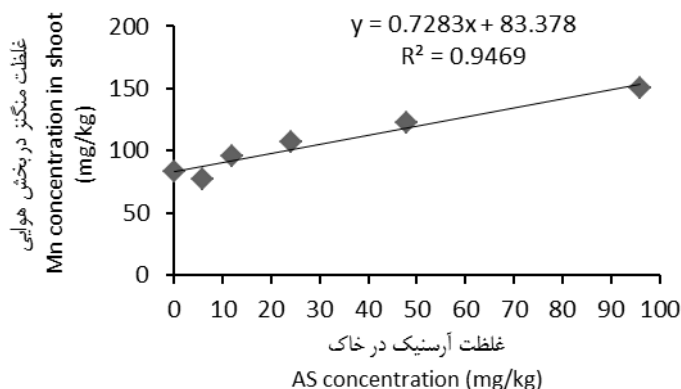
غلظت منگنز ریشه و بخش هوایی گیاه

اثر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت منگنز ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۷). با افزایش غلظت آرسنیک خاک تا سطح ۶ میلی گرم بر کیلوگرم، غلظت منگنز ریشه و بخش هوایی به‌طور معناداری کاهش و پس از آن افزایش یافت (شکل‌های ۱۲ و ۱۳)، به‌گونه‌ای که در ریشه از ۳۹/۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم در خاک غیرآلوده به ۹۷ میلی گرم بر کیلوگرم در خاک آلوده به ۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم و در بخش هوایی از ۶۴/۱ میلی گرم بر کیلوگرم در خاک غیرآلوده به ۱۱۹/۲۴ میلی گرم بر کیلوگرم در خاک آلوده به ۹۶ میلی گرم آرسنیک بر کیلوگرم خاک، افزایش یافت. با افزایش غلظت آرسنیک خاک، غلظت فسفر قابل جذب خاک افزایش و غلظت عناصر آهن، روی و منگنز قابل جذب



شکل ۱۲- تاثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت منگنز ریشه ذرت

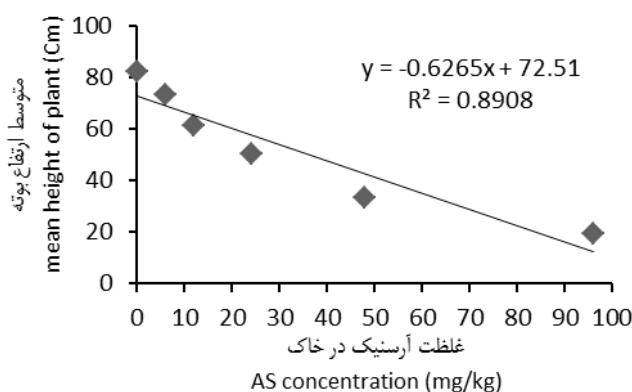
Figure 12- The effects of soil As levels on Mn concentrations of corn root



شکل ۱۳- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر غلظت منگنز بخش هوایی ذرت
Figure 13- The effects of soil As levels on Mn concentrations of corn shoot

متوسط ارتفاع بوته

اثر سطوح آرسنیک خاک بر متوسط ارتفاع بوته گیاه ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۷). با افزایش غلظت آرسنیک خاک، متوسط ارتفاع بوته گیاه به‌طور معناداری کاهش یافت (شکل ۱۴). متوسط ارتفاع بوته گیاهان کشت شده در خاک‌های آلوده به سطوح ۶، ۱۲، ۲۴، ۴۸ و ۹۶ میلی‌گرم آرسنیک بر کیلوگرم به‌ترتیب ۱۰/۷۴، ۲۵/۳۰، ۳۸/۹۹، ۵۹/۷۱ و ۷۶/۶۶ درصد کاهش یافت. شایبور و همکاران (۲۸) در بررسی برهم‌کنش آرسنیک و آهن در گیاه جو در شرایط هیدروپونیک مشاهده کردند که با افزایش غلظت آرسنیک به ۳۳/۵ میکرومول در لیتر، ارتفاع بخش هوایی گیاه جو به‌طور معناداری



شکل ۱۴- تأثیر سطوح آرسنیک خاک بر متوسط ارتفاع بوته
Figure 14- The effects of soil As levels on mean heights of corn

وزن خشک ریشه و بخش هوایی ذرت

اثر سطوح آرسنیک خاک بر وزن خشک ریشه و بخش هوایی گیاه ذرت در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۷). با افزایش غلظت آرسنیک، وزن خشک ریشه و بخش هوایی گیاه به‌طور معناداری کاهش یافت (شکل‌های ۱۵ و ۱۶)، میزان کاهش وزن خشک ریشه و بخش هوایی گیاهان کشت شده در خاک‌های آلوده به

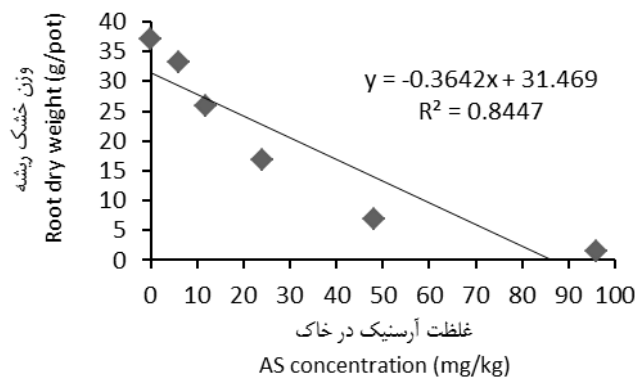
کاهش یافت. جهان و همکاران (۱۶) اظهار نمودند که هنگامی که گیاهان در معرض مقادیر بالای آرسنیک قرار می‌گیرند علائم سمیت از جمله کاهش ارتفاع در آن‌ها بروز می‌کند. دیگر علائم ظاهری تنش آرسنیک که بسیار مشهود بود شامل کلروزه شدن و نکروزه شدن برگ‌ها بود که کلروزه شدن در سطوح بیش از ۶ میلی‌گرم آرسنیک بر کیلوگرم و نکروزه شدن در سطوح بیش از ۱۲ میلی‌گرم آرسنیک بر کیلوگرم مشاهده شدند و با افزایش سطح آرسنیک شدت بروز آن‌ها بیشتر شد. شایبور و همکاران (۳۰) اظهار نمودند که تا غلظت ۶/۷ میکرومولار آرسنیک هیچ‌گونه علائم ظاهری تنش آرسنیک در گیاه سورگوم مشاهده نشد.

۶، ۱۲، ۲۴، ۴۸ و ۹۶ میلی‌گرم آرسنیک بر کیلوگرم نسبت به تیمار شاهد به‌ترتیب ۱۰/۶۶، ۳۰/۲۰، ۵۴/۶۴، ۸۱/۶۵ و ۹۵/۹۴ درصد و ۱۱/۳۰، ۲۷/۲۵، ۴۷/۱۴ و ۷۷/۶۶ درصد بود که این امر نشان می‌دهد ریشه ذرت به سمیت آرسنیک حساس‌تر از بخش هوایی است. دلیل کاهش وزن خشک ریشه و بخش هوایی گیاهان کشت شده در خاک‌های آلوده به آرسنیک، کاهش رشد آن‌ها بدلیل کاهش

آن‌ها می‌شود (۳۲). همچنین آرسنیک تمایل زیادی به گروه‌های سولفیدریل پروتئین‌های ریشه دارد و با اتصال به آن‌ها در عملکرد غشاء ریشه تداخل ایجاد کرده و بتدریج سبب نابودی گیاه می‌شود (۳۳). شایبور و همکاران (۳۰) گزارش کردند که با کاربرد ۳۳/۵ و ۶۷ میکرومولار آرسنیک در محیط رشد سورگوم، وزن خشک بخش هوایی به ترتیب ۵۲ و ۷۹ درصد و وزن خشک ریشه به ترتیب ۳۳ و ۶۸ درصد کاهش یافت. گالز و همکاران (۱۰) اظهار نمودند که مقادیر بالای آرسنیک در خاک برای تمامی گیاهان سمی است و سبب بروز کلروز، ممانعت از رشد و در نهایت مرگ آن‌ها می‌شود. رحمان و همکاران (۲۶) اظهار کردند که با کاهش غلظت آهن و روی در گیاهان کشت شده در خاک‌های آلوده به آرسنیک، ظرفیت فتوسنتز گیاه و متعاقباً رشد و وزن خشک آن کاهش یافت. مقادیر زیاد منگنز نیز بر فرایندهای متابولیکی گیاهان همانند فعالیت‌های آنزیمی و ترکیبات آلی تاثیر منفی دارد و می‌تواند سبب عقیم شدن آن‌ها شود.

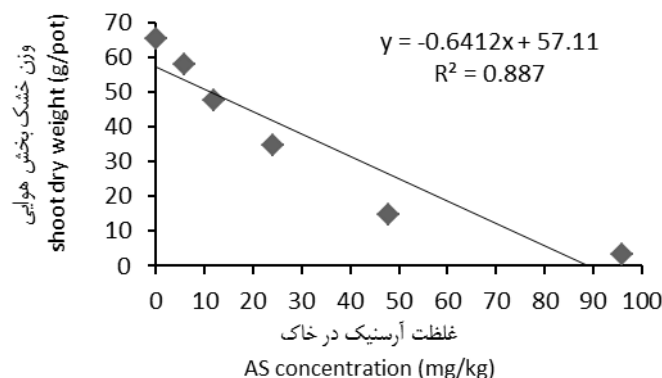
غلظت عناصر غذایی آهن و روی، تجمع بالای فسفر در ریشه و کاهش غلظت آن در بخش هوایی و تجمع بالای منگنز در ریشه و بخش هوایی در اثر کاربرد آرسنیک بود. وزن خشک ریشه و بخش هوایی ذرت با غلظت‌های کل و قابل جذب آرسنیک خاک، غلظت آرسنیک ریشه و بخش هوایی، غلظت فسفر ریشه و غلظت منگنز ریشه و بخش هوایی همبستگی منفی معنادار و با غلظت فسفر بخش هوایی، غلظت آهن و روی ریشه و بخش هوایی همبستگی مثبت داشت (جدول ۳).

آرسنیک با تولید گونه‌های اکسیژن فعال (ROS) نظیر پراکسید هیدروژن در گیاهان، سبب آسیب DNA، پروتئین‌ها و لیپیدها می‌شود (۳۴). آرسنات از نظر شیمیایی شبیه فسفات است و از عرض غشای پلازما از طریق سیستم انتقال فسفر عبور داده می‌شود و درون سیتوپلاسم، با فسفات در ساخت ATP رقابت نموده و ADP-As تولید می‌کند که منجر به قطع جریان انرژی در سلول‌ها و در نهایت مرگ



شکل ۱۵- تاثیر سطوح آرسنیک خاک بر وزن خشک ریشه ذرت

Figure 15- The effects of soil As levels on root dry weight of corn



شکل ۱۶- تاثیر سطوح آرسنیک خاک بر وزن خشک بخش هوایی ذرت

Figure 16- The effects of soil As levels on shoot dry weights of corn

گیاه بسیار حساس به آرسنیک است و رشد آن حتی در حضور غلظت پایین آرسنیک کاهش یافت. تجمع آرسنیک در ریشه ذرت بیشتر از

نتیجه گیری کلی

به‌طور کلی نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که ذرت یک

آرسنیک اجازه جذب مقادیر خطرناک آرسنیک را به گیاهان نمی‌دهد، در این مطالعه تایید نشد. هنگامی که ذرت در معرض آرسنیک قرار گیرد مقادیر غیر مجاز آرسنیک برای انسان و حیوان را در خود تجمع می‌دهد.

بخش هوایی آن بود. آرسنیک غلظت عناصر غذایی در خاک و گیاه ذرت را تغییر داد، بگونه‌ای که غلظت فسفر قابل جذب خاک را افزایش و غلظت آهن، روی و منگنز قابل جذب خاک را کاهش داد. همچنین سبب کاهش انتقال فسفر به بخش هوایی، کاهش غلظت آهن و روی در ریشه و بخش‌هوائی شد. این اظهار که مسمومیت

منابع

- 1- Abedin M.J., Cotter-Howells J., and Meharg A.A. 2002. Arsenic uptake and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) irrigated with contaminated water. *Plant and Soil*, 240: 311–319.
- 2- Babaakbari M., Farahbakhsh M., Savaghebi Gh.R., and Najafi N. 2013. Investigation of arsenic concentration in some of the calcareous soils of ghorveh and arsenic uptake by maize, wheat and rapeseed in a natural contaminated soil. *Water and soil science*, 23(4): 1-17. (in Persian with English abstract)
- 3- Bremner J.M. 1996. Nitrogen – Total. p. 1085-1122. In D.L. Sparks et al. (ed.) *Methods of Soil Analysis*. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 4- Cong T.u., and Lena Q.M. 2003. Effects of arsenate and phosphate on their accumulation by an arsenic-hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Plant and Soil*, 249: 373–382.
- 5- Das D.K., Sur P., Das K. 2008. Mobilization of arsenic in soils and in rice (*Oryza sativa* L.) plants affected by organic matter and zinc application in irrigation water contaminated with arsenic. *Plant, Soil and Environment*, 54:30–37.
- 6- Duel L.E., and Swoboda A.R. 1972. Arsenic toxicity to cotton and soybeans. *Journal of environmental Quality*, 1:317-320.
- 7- Fitz W.J., and Wenzel W.W. 2002. Arsenic transformations in the soil rhizosphere plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *Journal of Biotechnology*, 99:259-278.
- 8- Frausto da Silva J.J.R., and Williams R.J.P. 2001. *The Biological Chemistry of the Elements: The Inorganic Chemistry of Life*. Oxford University Press. New York.
- 9- Gao Y., and Mucci A. 2001. Acid base reactions, phosphate and arsenate complexation, and their competitive adsorption at the surface of goethite in 0.7 M NaCl solution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65:2361–2378.
- 10- Gulz A., Gupta S.K., and Schulz R. 2005. Arsenic accumulation of common plants from contaminated soils Petra. *Plant and Soil*, 272:337–347.
- 11- Halder M., and Mandal L.N. 1981. Effect of Phosphorus and Zinc on the growth and Phosphorus, Zinc, Copper, Iron and Manganese nutrition of rice. *Plant and Soil*, 59:415-425.
- 12- Helmke P.H., and Spark D.L. 1996. Potassium. p. 551-574. In D.L. Sparks et al. (ed.) *Methods of Soil Analysis*. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 13- Hingston F.J., Posner A.M., and Quirk J.P. 1971. Competitive adsorption of negatively charged ligands on oxide surfaces. *Discussions of the Faraday Society*, 52:334–342.
- 14- Hosseini pur feyzi M., Mosaferi M., Dastgiri S., Zolali Sh., Poladi N., and Azarfam P. 2007. The prevalence of health problems in the Qopuz village of East Azerbaijan and its relation with arsenic levels in drinking water. *Iranian journal Epidemiology*, 3:21-27. (in Persian with English abstract)
- 15- Hudson Edwards K.A., Houghton S.L., and Osborn A. 2004. Extraction and analysis of arsenic in soils and sediments. *Trends in Analytical Chemistry*, 23:745-752.
- 16- Jahan I., Hoque S., Ullah S.M., and Kibria M.G. 2003. Effects of arsenic on some growth parameters of rice plant. *Dhaka University Journal of Biological Sciences*, 12:71-77.
- 17- Jones B. 1998. Phosphorus toxicity in tomato plants: when and who does it occur? *Communication in Soil Science and Plant analysis*, 29:1779-1784.
- 18- Karimi Nezhad MN., Ghahroudi M., Tali M., Mahmoudi H., and Pazira E. 2010. Spatial variability of As and Cd concentrations in relation to land use, parent material and soil properties in topsoils of northern Ghorveh, Kurdistan Province, Iran. *World Applied Sciences Journal*, 11:1105-1113.
- 19- Klute A. 1986. Physical and mineralogical method. P. 383-411. In G.S. Campbell et al. (eds.) *Methods of soil analysis*. Part 1. 2nd ed. ASA and SSSA, Madison, WI. USA.
- 20- Li Y., James D.R., and Redwine B. 2007. In situ chemical fixation of arsenic-contaminated soils: An experimental study. *Science of the Total Environment*, 387:28-41.
- 21- Lindsay W.L., and Norvell, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42:421-428.
- 22- Mousavi R., Galavi M., and Rezaei M. 2012. The interaction of zinc with other elements in plants: a review. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*. 4 (24):1881-1884.

- 23- Nelson R.E. 1982. Carbonate and gypsum. p. 181-196. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2.2nd ed. Chemical and microbiological properties. Agronomy monograph no. 9. SSSA and ASA. Madison, WI.
- 24- O'Neill P. 1995. Arsenic. p. 105-121. In B.J. Alloway (ed.) Heavy Metals in Soils. Blackie Academic & Professional, London, U.K.
- 25- Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. 1982. Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical microbiological properties. American Society of Agronomy.Inc. Soil Science of America.Inc. Madison. Wisconsin. USA.
- 26- Rahman M.A., Hasegawa H., Rahman M.M., Islam M.N., Miah M.A.M., and Tasmen A. 2007. Effect of arsenic on photosynthesis, growth and yield of five widely cultivated rice (*Oryza sativa* L.) varieties in Bangladesh. Chemosphere, 67:1072-1079.
- 27- Sadiq M, 1986. Solubility relationships of arsenic in calcareous soils and its uptake by corn. Plant and Soil, 91:241-248.
- 28- Shaibur M.R., Kiltajima N., Huq S.M.I., and Kawai S. 2009. Arsenic-iron interaction: Effect of additional iron on arsenic-induced chlorosis in barley grown in water culture. Soil Science and Plant Nutrition, 55:739-746.
- 29- Shaibur M.R., Kitajima N., Sugawara R., Kondo T., Huq S.M.I., and Kawai S. 2006. Physiological and mineralogical properties of arsenic-induced chlorosis in rice seedlings grown hydroponically. Soil Science and Plant Nutrition, 52:691-700.
- 30- Shaibur MR., Kitajima N., and Sugawara R. 2008a. Critical toxicity level of arsenic and elemental composition of arsenic induced chlorosis in hydroponic sorghum. Water, Air Soil Pollution, 191:279-292.
- 31- Shaibur MR., Kitajima N., Sugawara R., Kondo T., Imamul-Huq S.M., and Kawai S. 2008b. Physiological and mineralogical properties of arsenic-induced chlorosis in barley seedlings grown hydroponically. Journal of Plant Nutrition, 31:333-353.
- 32- Sneller F.E.C., Van Heerwaarden L.M., Kraaijeveld-Smit F.J., Ten Bookum W.M., Koevoets P.L.M, Schat H., and Verkleij J.A.C. 1999. Toxicity of arsenate in *Silene vulgaris*, accumulation and degradation of arsenate-induced phytochelatins. New Phytologist, 144:223-232.
- 33- Speer H.L. 1973. The effect of arsenate and other inhibitors on early events during the germination of lettuce seeds (*Lactuca sativa* L.). Journal of Plant Physiology, 52:142-146.
- 34- Srivastava S., Mishra S., Tripathi R.D., Dwivedi S., Trivedi P.K. and Tandon P.K. 2007. Phytochelatins and antioxidant systems respond differentially during arsenite and arsenate stress in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. Environmental Science & Technology, 41:2930-2936.
- 35- Tang C., Robson A.D., and Dilworth M.J. 1990. The role of iron in nodulation and nitrogen fixation in *Lupinus* L. New Phytologist, 114:173-182.
- 36- Tang T., and Miller D.M. 1991. Growth and tissue composition of rice grown in soil treated with inorganic copper, nickel, and arsenic. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 22:2037-2045.
- 37- Wenzel W.W., Kirchbaumer N., Prohaska T., Stingeder G., Lombi E., and Adriano D.C. 2001. Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. Analytica Chimica Acta, 436:309-323.
- 38- Wu G.R., Hong H.L., and Yan C.L. 2015. Arsenic accumulation and translocation in mangrove (*Aegiceras corniculatum* L.) grown in Arsenic Contaminated Soils. International Journal of Environmental Research and PublicHealth, 12(7):7244-7253.



The Effect of Arsenic on Phosphorus, Iron, Zinc and Manganese Concentrations in Soil and Corn Plant

T. Mansouri^{1*} - A. Golchin² - M. Babaakbari Sari³

Received: 05-06-2016

Accepted: 25-09-2016

Introduction: Arsenic (As) is the twentieth element in earth's crust and the contamination of soils and ground waters by it is common and disturbing. In addition to geological factors and soil parent material, human activities such as mining and smelting, coal combustion and the use of arsenic-containing compounds such as insecticides, pesticides, wood preservations and etc lead to the accumulation of high levels of this metal in the soils. Long-term exposure to As can lead to skin, bladder, lung, and prostate cancers. The presence of As in soil and water causes its transfer to different parts of the plant. Because of the crucial role of corn in human nutrition, investigation of the uptake, transport and accumulation of As in different parts of this plant is very important, thus this study was carried out with the aims of evaluating the response of corn to the presence of As in the environment and its impact on concentrations of phosphorus (P), iron (Fe), zinc (Zn) and manganese (Mn) in this plant.

Materials and Methods: Soil samples were collected and after air drying, passed through a 2 mm sieve and analyzed for some physico-chemical properties. The samples were then artificially contaminated by different levels of arsenic (0, 6, 12, 24, 48 and 96 mg/kg) using $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ salt and incubated for 6 months, and then planted to corn. Before planting, the concentration of available As was determined. At the end of growth period, mean height of plants was measured and then the above and below ground parts of plants were harvested, washed, dried and digested using a mixture of HNO_3 and H_2O_2 . The concentrations of As, P, Fe, Zn and Mn in plant extracts were measured. Statistical analyses of data were performed using SAS software and comparison of means carried out using Duncan's multiple range test.

Results and Discussion: The results indicated that As concentration increased both in root and in shoot with increasing As concentration. The highest As concentrations in corn root and shoot were 383.41 and 59.56 mg/kg, respectively. Arsenic accumulation in root was higher than the shoot, so that the concentrations of arsenic in the roots of plants grown at 6, 12, 24, 48 and 96 mg As/kg of soil, were 1.88, 1.99, 3.13, 4.96 and 6.44 times higher than their concentrations in shoot, respectively. Corn was sensitive to As stress and growth of it reduced by increasing the level of soil As. Mean heights of plants grown in soils polluted with 6, 12, 24, 48 and 96 mg As/kg decreased compared to control by 10.74, 25.30, 38.99, 59.71 and 76.66%, respectively. The rate of reduction of dry weights of roots of plants grown in soils polluted with 6, 12, 24, 48 and 96 mg As/kg were 10.66, 30.20, 54.64, 81.65, 95.94 % and ones of shoot were 11.30, 27.25, 47.14, 77.66 and 95.22%, respectively, which showed corn root was more sensitive to As than shoot. Arsenic uptake by root and shoot increased with increasing the As levels to 48 and 24 mg/kg, respectively, but at higher levels of As it decreased, this showed that up to these levels, increasing arsenic concentrations in plant parts surpassed from the decreasing dry weights of them and the amount of uptake obtained by multiplying these two factors, increased. Phosphorus concentrations in root and shoot increased and decreased, respectively, with increasing soil As concentration, and this matter showed As reduced P translocation from the root to the shoot of plants. Iron and Zinc concentrations in root and shoot decreased but Manganese concentration increased with increasing soil As concentration.

Conclusions: The results of this study showed that the corn plant is very sensitive to arsenic and its growth decreased even in the presence of low concentrations of arsenic. Arsenic accumulation in root was higher than the shoot. Arsenic changed the concentration of nutrients in the soil and the corn, So that increased the available P concentration and reduced the available concentrations Fe, Zn and Mn. It also reduced the translocation of P, the concentration of Fe and Zn in the root and shoot. The statement that toxicity limits plant As uptake to safe levels was not confirmed in our study. If corn plants are exposed to a large concentration of As, they may accumulate residues which are unacceptable for animal and human consumption.

Keywords: Arsenic, Corn, Nutrient concentration, Pollution

1, 2 and 3- PhD. Student, Professor and Assistant Professor, Department of Soil Science, College of Agriculture, University of Zanjan

(*-Corresponding author Email: t.mansouri2010@gmail.com)



بررسی روند و زمان تغییر روند بارش حوضه دریاچه ارومیه

محمد ناظری تهرودی^{۱*} - فرشاد احمدی^۲ - کیوان خلیلی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۱۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۸/۰۳

چکیده

تغییرات اقلیمی در عصر حاضر یکی از چالش‌های مهم زیست محیطی می‌باشد. درک ما از تأثیرات بشر روی محیط، به ویژه آن‌هایی که در ارتباط با گرم شدن ناشی از افزایش گازهای گلخانه‌ای هستند، نشان می‌دهد که تعدادی از پارامترها به احتمال زیاد در حال تغییر می‌باشند. بنابراین بررسی روند تغییرات زمانی بارش در برنامه‌ریزی و طراحی دقیق‌تر پروژه‌های آبی در آینده از اهمیت زیادی برخوردار می‌باشد. در این مطالعه روند تغییرات بارش حوضه دریاچه ارومیه در دو مقیاس سالانه و ماهانه با استفاده از آزمون ناپارامتری من - کندال اصلاح شده با حذف کامل ساختار خودهمبستگی مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور ۴۲ ایستگاه بارانسنجی (۲۴ ایستگاه در استان آذربایجان غربی و ۱۸ ایستگاه در استان آذربایجان شرقی) در حوضه دریاچه ارومیه انتخاب و پس از تکمیل دوره آماری ۱۳۹۲-۱۳۶۳ مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج بررسی بارش حوضه دریاچه ارومیه نشان داد که حوضه دریاچه ارومیه در طی سال‌های مورد بررسی ترکیبی از روند کاهشی و افزایشی را تجربه کرده است. روند کاهشی بارش اغلب در ایستگاه‌های مناطق غربی حوضه و مناطق غرب و جنوب غرب دریاچه ارومیه دیده شد. روند افزایشی بارش نیز در مناطق جنوبی و شمال شرقی حوضه دریاچه ارومیه مشاهده گردید. نتایج بررسی زمان تغییر روند در سری بارش حوضه دریاچه ارومیه نشان داد که شکست در سری بارش در اکثر ایستگاه‌هایی که کاهش روند بارش را تجربه کرده‌اند بین سال‌های ۱۳۷۱ تا ۱۳۷۷ بوده است. هم‌چنین نتایج پهنه‌بندی آماره Z آزمون من - کندال اصلاح شده نشان داد که در مقیاس سالانه مناطق تحت تأثیر توده هوای قطبی - قاره‌ای ورودی به ایران از روند کاهشی در بارش سالانه برخوردار هستند.

واژه‌های کلیدی: پهنه‌بندی، تست پتیت، تغییر اقلیم، من کندال اصلاح شده

مقدمه

تغییرپذیری را بصورت بخشی از اقلیم عادی خود در دوره‌های کوتاه مدت و بلند مدت تجربه می‌کنند تغییرات اقلیمی کوتاه مدت به دلیل تفاوت سالانه در مقادیر متغیرهای اقلیمی معین در دوره‌های متوسط مثل دوره‌های ۳۰ ساله می‌باشند (۲۴). دلایل و اثرات منطقه‌ای تغییر اقلیم در نقاط مختلف جهان به‌طور گسترده از جنبه‌های گوناگون مورد مطالعه قرار گرفته است. از بین متغیرهای هیدرولوژیکی، بارش مهم‌ترین پارامتر چرخه پیچیده هیدرولوژیک می‌باشد. به دنبال پدیده گرم شدن هوای سطح زمین الگوی بارش جهانی دچار دگرگونی شده است. تغییر الگوی بارش متأثر از تغییر تبخیر در اثر گرم شدن هوا و دگرگونی الگوی گردش عمومی می‌باشد. به نظر می‌رسد به دنبال تغییر الگوی عمومی، برخی نواحی مرطوب‌تر و برخی خشک‌تر از گذشته خواهند شد. گذشته از تغییر مقدار ریزش‌های جوی، زمان وقوع بارش و نوع ریزش هم در معرض دگرگونی است. بررسی روند تغییرات پارامترهای تأثیرگذار بر خشکسالی یک منطقه نظیر بارش کمک بسزایی در شناخت اقلیم منطقه دارد. در سال‌های اخیر مطالعات گسترده‌ای در این زمینه در سراسر جهان انجام شده است. از این‌رو در سالیان اخیر مطالعات متعددی در زمینه تحلیل روند متغیرهای

با توجه به این که کشور ایران در مرکز خشک کره زمین جای دارد و از بیابان‌های آسیای میانه و صحراهای خشک و گرم عربستان و آفریقا سخت متأثر است، جزو یکی از خشک‌ترین و کم بارش‌ترین نواحی زمین محسوب می‌گردد. دریاچه ارومیه نیز که در شمال غرب ایران واقع شده است، در سال‌های اخیر دچار بحران کم آبی و خشکسالی شده است. لذا مدیریت صحیح منابع آبی کشور به خصوص در مناطق بحران‌زده از اهمیت بسزایی برخوردار می‌باشد. اولین گام در اعمال مدیریت صحیح منابع آب، مطالعه عوامل اثر گذار بر این منابع از جمله تغییرات اقلیمی می‌باشد. اقلیم فرایندی پویاست که در مقیاس زمانی و مکانی تغییر می‌کند. بخش‌های زیادی از کره زمین

۱- دانشجوی دکتری گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بیرجند

(*) نویسنده مسئول: (Email: m_nazeri2007@yahoo.com)

۲- دانشجوی دکتری گروه هیدرولوژی و منابع آب، دانشگاه شهید چمران اهواز

۳- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشگاه ارومیه

راتنایاک (۱۰) روند بارش‌های سالانه سریلانکا را در طی سال‌های ۱۹۶۴ تا ۱۹۹۳ مورد بررسی قرار دادند. دلیما و همکاران (۵) روند بارش‌های ماهانه و سالانه ۱۰۷ ایستگاه هواشناسی کشور پرتغال را در دوره ۲۰۰۰-۱۹۴۱ با آزمون من - کندال مورد مطالعه قرار دادند. بیکر و همکاران (۲) روند بارش را در حوزه رودخانه یانگ تسه در چین با آزمون من - کندال تحلیل کردند. کایا و پارتال (۱۱) روند فصلی بارش‌های ترکیه را با استفاده از آزمون من - کندال مورد بررسی قرار دادند. پال و اتبء (۲۵) روند بارش‌های حدی فصلی را در فصول زمستان، بهار و پائیز منطقه کرالای در هندوستان را با استفاده از آزمون من - کندال مورد بررسی قرار دادند. دوهان و پاندی (۶) در پژوهشی به مطالعه تغییرات زمانی و مکانی بارش ۱۰۲ ساله منطقه مادها پارادش هندوستان پرداختند. آنها از آزمون من - کندال و تخمین گر شیب سن به منظور تعیین روند یکنواخت بارش و از آزمون پتیت برای تشخیص نقاط شکست استفاده کردند. چن و همکاران (۴) روند تغییرات بارش، دما و رواناب حوضه آبریز یانگتس چین را در دوره آماری ۱۹۵۵ تا ۲۰۱۱ با استفاده از آزمون من - کندال مورد بررسی قرار دادند. خلیلی و همکاران (۱۶) روند تغییرات بارش سالانه دو دهه اخیر ایران را با استفاده از آزمون من - کندال مورد بررسی قرار دادند. با توجه به مرور منابع مشاهده شد که جهت بررسی روند متغیرهای هیدرولوژیکی روش‌های پارامتری و ناپارامتری مختلفی وجود دارد که در این میان روش ناپارامتری من - کندال کاربرد گسترده‌ای داشته که برخی با در نظر گرفتن اثر خودهمبستگی اقدام به بررسی روند کرده‌اند و برخی بدون در نظر گرفتن اثر خودهمبستگی روند تغییرات پارامترهای هیدرولوژی را بررسی کرده‌اند. هم‌چنین از مرور منابع استنباط می‌شود که تحقیق‌های صورت گرفته در سطح ایران در زمینه بررسی روند تغییرات بارش‌ها از داده‌های بارش ثبت شده در ایستگاه سینوپتیک استفاده شده است در حالی که پوشش شبکه‌های باران - سنجی و ایستگاه‌های آن در سطح هر حوضه و یا هر منطقه‌ای گسترده‌تر می‌باشد و استفاده از داده‌های بارش ثبت شده در ایستگاه‌های باران سنجی تغییرات بارش‌ها را بهتر نمایش می‌دهد. با توجه به مطالب ارائه شده و هم‌چنین با توجه به تغییرات اقلیم و تغییرات آب و هوایی در سطح حوضه دریاچه ارومیه به نظر می‌رسد بررسی تغییرات روند بارش ماهانه و سالانه حوضه دریاچه ارومیه و هم‌چنین بررسی حاضر بررسی روند و زمان تغییر روند داده‌های ماهانه و سالانه ایستگاه‌های بارانسنجی حوضه دریاچه ارومیه با استفاده از آزمون من - کندال اصلاح شده و با در نظر گرفتن اثر خودهمبستگی می‌باشد.

هیدرولوژی در سراسر جهان صورت پذیرفته است که نشان از اهمیت بالایی این مطالعات دارد. روش‌های بررسی روند تغییرات پارامترهای مختلف به دو دسته پارامتری و ناپارامتری تقسیم می‌شوند. از آنجایی که روش‌های ناپارامتریک تعیین روند به مقادیر داده‌های پرت، داده‌های گم‌شده و فرض نرمال داده‌ها کمتر حساس بوده و هم‌چنین در این روش‌ها نیازی به تعیین خطی و یا غیرخطی بودن روند داده‌ها نیست، لذا روش‌های ناپارامتریک همچون روش من - کندال در طی سال‌های اخیر استفاده گسترده‌ای در تعیین روند سری‌های هیدرولوژیکی داشته است (۸). بررسی روند تغییرات بارش در نقاط مختلف دنیا توسط محققین زیادی مورد بررسی قرار گرفته است. از جمله می‌توان به موارد زیر اشاره نمود:

فورلند و همکاران (۷) با بررسی روند بارش‌های منطقه اقیانوس اطلس شمالی نشان دادند که روند بارش در شمال اروپا مثبت و در جنوب این قاره منفی می‌باشد. مانتون و همکاران (۲۲) با استفاده از آزمون من - کندال روند داده‌های بارش حداکثر روزانه و دما در دوره آماری ۱۹۶۱ تا ۱۹۹۸ در جنوب شرقی آسیا و جنوب اقیانوس آرام را مورد بررسی قرار دادند. زو و همکاران (۳۲) نیز روند تغییرات بارش ژاپن را با استفاده از دو روش من - کندال و تی-تست^۱ بررسی کردند. در واقع دو آزمون پارامتری و ناپارامتری را مورد بررسی قرار دادند. در بررسی روند تغییرات بارش در هر منطقه از دو حالت آزمون من - کندال (با حذف اثر خودهمبستگی و بدون حذف اثر خودهمبستگی) استفاده شده است. فرض اصلی مطالعات تحلیل روند با استفاده از آزمون من - کندال مستقل بودن و عدم وجود خودهمبستگی معنی‌دار در داده‌های نمونه است. با این وجود ممکن است برخی سری‌های هیدرولوژیکی مانند بارش و یا دبی جریان دارای ضریب خودهمبستگی معنی‌دار باشند. در علم آمار، خودهمبستگی یک فرآیند تصادفی همبستگی بین مقدارهای فرآیند در نقاط مختلف، زمان را به‌عنوان تابع دو زمانه یا تفاضل زمانی توصیف می‌کند. بنابراین برای حذف اثر خودهمبستگی روی آزمون من - کندال ضروری است قبل از انجام آزمون، اجزای خودهمبستگی از قبیل فرآیند خودهمبستگی مرتبه اول ($AR(1)$) از سری داده‌ها حذف گردد (۳۱). یو و هاشینو (۳۳) نیز روند بلند مدت بارش ماهانه و سالانه ژاپن را با آزمون من - کندال و با در نظر گرفتن اثر خودهمبستگی مورد بررسی قرار دادند. کارمشو (۱۲) روند تغییرات بارش و دمای سالانه شمال غرب ایالات متحده را در دوره آماری ۱۹۰۰ تا ۲۰۱۱ با استفاده از آزمون من - کندال اصلاح شده در سطح معنی‌داری ۵ درصد، بررسی کردند. خلیلی و همکاران (۱۶) نیز روند تغییرات بارش و الگوی بارش را در نیم قرن اخیر ایران با استفاده از آزمون من - کندال اصلاح شده مورد بررسی قرار دادند. هرس و

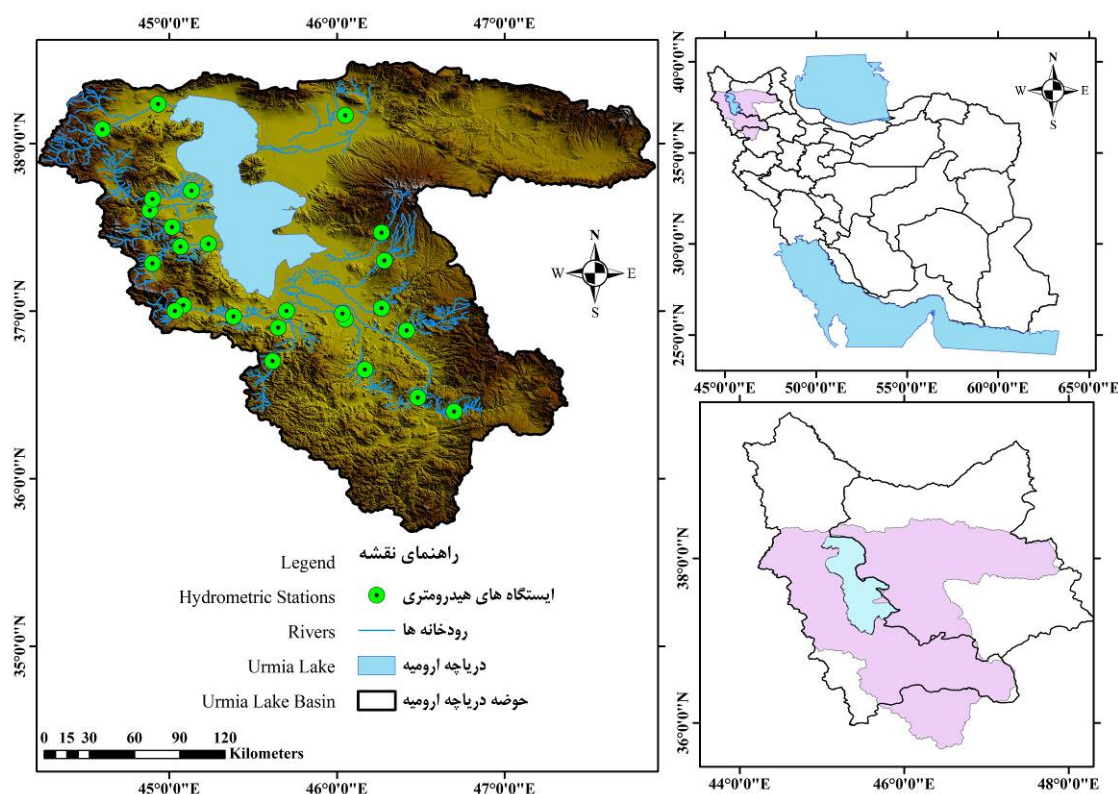
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و داده‌های استفاده شده

دریاچه ارومیه که کانون تجمع جریان‌های سطحی مازاد بر مصرف کلیه رودخانه‌های حوضه بسته ارومیه می‌باشد، با وسعت تقریبی ۵۷۵۰ کیلومتر مربع و رقوم متوسط ۱۲۷۶ متر از سطح دریا و در میانه ناحیه شمالی حوضه قرار دارد. در اطراف دریاچه ارومیه تعداد ۱۶ تالاب با وسعت‌های ۵ تا ۱۲۰ هکتار (که بعضی خشک شده‌اند) وجود دارد که اکثراً دارای آب شیرین و یا شور و شیرین بوده و از ارزش اکوسیستمی بالائی برخوردار هستند. حوضه آبریز دریاچه ارومیه بین مختصات ۱۴-۴۴ تا ۵۳-۴۷ طول شرقی و ۳۵-۴۰ تا ۳۸-۳۰ عرض شمالی واقع شده است. تغییرات بارندگی در حوضه آبریز دریاچه ارومیه ۲۲۰ تا ۹۰۰ میلی‌متر و متوسط بارش ۲۶۳ میلی‌متر می‌باشد و از مناطق مرکزی حوضه به سوی مناطق مرتفع پیرامونی بر مقدار بارندگی افزوده می‌شود. موقعیت دریاچه ارومیه، رودخانه‌ها و ایستگاه‌های بارانسنجی و هیدرومتری حوضه دریاچه ارومیه به شرح شکل ۱ ارائه گردید. در این مطالعه از داده‌های بارش سالانه و ماهانه ۴۲ ایستگاه بارانسنجی حوضه دریاچه ارومیه در دوره آماری ۹۲-

آزمون من-کندال

در این مطالعه روند تغییرات سری‌های زمانی بارش ایستگاه‌های بارانسنجی موجود در حوضه دریاچه ارومیه با آزمون ناپارامتری من-کندال مورد بررسی قرار می‌گیرد. این آزمون به‌طور وسیعی در مطالعات هیدرولوژی، کلیماتولوژی و متئورولوژی مورد استفاده قرار گرفته است. شرط لازم برای استفاده از این آزمون عدم وجود خودهمبستگی در سری زمانی داده‌ها می‌باشد، با این حال ممکن است داده‌ها دارای خودهمبستگی معنی‌دار باشند. بنابراین باید ابتدا اثر خودهمبستگی داده‌ها حذف گردد تا بتوان از آزمون من-کندال استفاده نمود (۱۶). بدین منظور در مطالعه حاضر به جای آزمون من-کندال مرسوم (MK1) از ویرایش دیگر آن شامل آزمون من-کندال با حذف کامل ساختار خودهمبستگی (MK3) استفاده شد. در ادامه روش‌های آزمون من-کندال شرح داده می‌شود.



شکل ۱- ارتفاعات حوضه دریاچه ارومیه و ایستگاه‌های بارانسنجی مورد مطالعه.

Fig 1- Urmia Lake basin highland and studied rain gaging stations.

جدول ۱- خصوصیات آماری ایستگاه‌های بارانسنجی حوضه دریاچه ارومیه در دوره آماری ۱۳۹۲-۱۳۶۳
Table 1- Statistical properties of hydrometric stations that located in Urmia Lake basin in period of 1984-2013

Station ایستگاه	Elevation (m) (ارتفاع (متر))	Latitude (m) (عرض جغرافیایی)	Longitude (m) (طول جغرافیایی)	Station ایستگاه	Elevation (m) (ارتفاع (متر))	Latitude (m) (عرض جغرافیایی)	Longitude (m) (طول جغرافیایی)	Station ایستگاه	Elevation (m) (ارتفاع (متر))	Latitude (m) (عرض جغرافیایی)	Longitude (m) (طول جغرافیایی)
Shabestar شبه‌سبز	1400	4226388	561305	Sero سرو	1628	417517	468231	Afan افان	1620	404314	557052
Pardel پردل	1415	4230498	602129	Moshabad موش آباد	1281	417599	517436	Alasagel آلاسگل	1700	403978	683041
Tasoj تسوج	1390	4241014	532053	Naqade نقده	1306	409099	534795	Urban اوربان	1840	424417	475445
Ghezelche قرلچه	1844	4219408	701672	Payam پیام	1790	4244952	569903	Babarood بابارود	1282	413958	520490
Mehraban مهربان	1608	4217210	687099	Saray سرای	1545	4231622	669248	Badamloo باداملو	2119	408136	663820
Harris هریس	1690	4190307	721473	Zamaq زرقي	1600	4217110	682713	Bagh باغچه میشه	1898	403901	658254
Ghoshchi قوشچی	1980	4184195	699604	Isfahan اسفهان	1400	4204554	598064	Pey Ghala پی قلعه	1306	409428	502663
Aghekol آغچه کهل	1710	4127289	628538	Zenjanab ذینجناب	2110	4189928	611483	Pole sorkhe پل سرخ	1350	406948	563126
Saeedabad سعید آباد	1950	4201449	639111	Basmanij باسمنج	1700	4206829	628772	Tapik تپیک	1398	417071	490988
Sari Ghamesh ساری قمیش	1391	4303843	633518	Bashsizojan باشسیزو جان	1850	4185094	655525	Tamar تمر	1387	421856	489613
Ghezel-Ghabar قرل غبار	1657	4304935	647580	Zharabad ژارآباد	1569	411990	496768	Chehreq چهریق	1611	421451	464363
Ghezel Gonbad قرل گنبد	1374	4303110	586755	Ghoshkhana قوشخانه	2260	404350	705960	Chobchole چوبچوله	1361	408209	624549
Khoshelmehr خوشه مهر	1320	4130604	600422	Gerdevaghob گردیغوب	1280	409459	563788	Dashband داسبند	1318	405698	604229
Zarneh زرینه	1390	4089831	593482	Khormazard خرمازرد	1556	4141734	603238	Zereshoran زره شوران	2100	406223	689112

آزمون من - کندال بدون در نظر گرفتن خودهمبستگی

داده‌ها

در آزمون MK1 هر مقدار در سری زمانی بصورت پیوسته و پشت سرهم با بقیه مقادیر سری، مورد مقایسه قرار می‌گیرد. آماره S بصورت زیر در نظر گرفته شد:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (۱)$$

که در آن x_j مقادیر داده‌های متوالی، n طول مجموعه داده‌ها و $\text{sgn}(\theta)$ تابع علامت بوده که بصورت زیر تعریف گردید:

$$\text{sgn}(\theta) = \begin{cases} 1 & \text{if } \theta > 0 \\ 0 & \text{if } \theta = 0 \\ -1 & \text{if } \theta < 0 \end{cases} \quad (۲)$$

من (۲۱) و کندال (۱۴) نشان دادند که وقتی $n \geq 8$ باشد، آماره S تقریباً به‌طور نرمال توزیع شده و میانگین و واریانس آن بصورت زیر می‌باشد:

$$E(S) = 0 \quad (۳)$$

$$V(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^m t_i(t_i-1)(2t_i+5)}{18} \quad (۴)$$

که در آن t_i تعداد داده‌های یکسان در دسته i ام و m برابر با تعداد گروه‌های جفتی می‌باشند. آماره آزمون استاندارد شده Z بصورت زیر محاسبه می‌شود:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & S > 0 \\ 0 & S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & S < 0 \end{cases} \quad (۵)$$

آماره آزمون MK1 استاندارد شده Z از توزیع نرمال استاندارد با میانگین صفر و واریانس ۱ پیروی می‌کند. فرض صفر به شرطی پذیرفته می‌شود که $-Z_{1-\alpha/2} \leq Z \leq Z_{1-\alpha/2}$ قرار گیرد. لازم به ذکر است که α برابر با سطح معنی‌داری می‌باشد. در شرایطی که $s=0$ باشد داده‌ها فاقد روند بوده و هیچ روند معنی‌دار یا غیر معنی‌داری در داده‌ها وجود ندارد که این شرایط ایده آل برای داده‌های هیدرولوژیکی به ندرت ممکن است اتفاق بیفتد. اما برای داده‌هایی که روند افزایشی دارند مقدار S صفر نبوده و مقداری مثبت دارد و در رابطه ارائه شده توسط من - کندال آماره Z با کسر یک واحد از S مثبت تقسیم بر انحراف معیار S به دست می‌آید و برای داده‌هایی که

روند کاهشی دارند مقدار S صفر نبوده و مقداری منفی دارد و در رابطه ارائه شده توسط من - کندال آماره Z با اضافه کردن یک واحد به S منفی تقسیم بر انحراف معیار S حاصل می‌گردد.

تخمین گر شیب سن

یک شاخص بسیار مفید در آزمون من - کندال شیب خط روند یا به اصطلاح شیب Sen می‌باشد که بزرگی روند یکنواخت را نشان می‌دهد. مقدار شیب روند با استفاده از شیوه ارائه شده توسط تیل (۳۰) و سن (۲۸) با رابطه زیر برآورد شد:

$$\beta = \text{Median} \left(\frac{x_j - x_i}{j - i} \right) \quad \forall i < j \quad (۶)$$

که در آن β برآوردگر شیب خط روند و x_i, x_j به ترتیب مقادیر مشاهداتی i ام و j ام می‌باشند. مقادیر مثبت β نشان دهنده روند افزایشی و مقادیر منفی آن روند کاهشی را نشان می‌دهند. این روش در مطالعات هیدرولوژیکی به‌طور وسیعی استفاده شده است. لازم به ذکر است که برآورد مقدار شیب سن جهت محاسبات آزمون من - کندال اصلاح شده مورد نیاز می‌باشد.

آزمون من - کندال با حذف ضریب خودهمبستگی مرتبه اول (MK2)

این روش توسط کومار و همکاران (۱۹) شرح داده شده است. در این روش اثر ضریب خودهمبستگی مرتبه اول (r_1) محاسبه و در صورتی که معنی‌دار باشد، از سری داده‌ها حذف می‌گردد. برای این کار مراحل زیر انجام شد:

۱- ضریب خودهمبستگی مرتبه اول، r_1 ، از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$r_k = \frac{\frac{1}{n-k} \sum_{i=1}^{n-k} (x_i - \bar{x})(x_{i+k} - \bar{x})}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (۷)$$

۲- سری داده‌ها در صورتی (در سطح معنی‌داری ۱۰ درصد) مستقل از هم فرض شد که در شرط $\frac{-1-1.645\sqrt{n-2}}{n-2} \leq r_1 \leq \frac{-1+1.645\sqrt{n-2}}{n-2}$ صدق می‌کرد

که در این حالت آزمون MK با روش کلاسیک (یا MK1) انجام می‌شود در غیر این صورت اثر ضریب خودهمبستگی مرتبه اول داده‌ها بر روی روند آنها به‌صورت زیر حذف می‌شد. لازم به ذکر است در صورتی که r_k در رابطه صدق کند، داده‌ها مستقل از هم بوده و نیازی به حذف اثر خود همبستگی نخواهد بود اما در غیر این صورت بایستی برای تک تک مرتبه‌های خودهمبستگی (k) این شرط بررسی شود و

$$\frac{n}{n^*} = 1 + \frac{2}{n(n-1)(n-2)} \times \sum_{i=1}^{n-1} (n-i)(n-i-1)(n-i-2) \cdot r_i \quad (12)$$

که در آن n^* اندازه مؤثر نمونه بوده و از طریق رابطه (۱۲) قابل محاسبه می‌باشد، $V(S)$ از رابطه (۴) و r_i ضریب خودهمبستگی با تأخیر i در سطح معنی‌داری ۱۰ درصد از رابطه (۷) محاسبه شدند. برای محاسبه Z من-کندال، در رابطه (۵) مقدار عبارت $V(S)$ با $V(S)^*$ جایگزین گردید. حامد و راثو (۹) نشان دادند که در این روش، معنی‌داری روند دقیق‌تر از روش من - کندال مرسوم بوده و اثری بر توان (قدرت) آزمون ندارد. این روش در تحقیقات زیادی مانند کومار و همکاران (۱۹) و خلیق و همکاران (۱۷) به کار برده شده است.

آزمون پتیت

تست پتیت آزمونی ناپارامتری است که در سال ۱۹۷۹ توسط پتیت توسعه داده شد. این روش برای پیدا کردن نقاط تغییر در یک سری زمانی به کار برده می‌شود. تست پتیت آزمونی با پایه رتبه‌ای و بدون توزیع جهت تشخیص تغییرات معنی‌دار در میانگین سری زمانی است و این موضوع زمانی اهمیت دارد که هیچ فرضیه‌ای در مورد زمان تغییر موجود نباشد. آماره آزمون پتیت به شرح زیر است (۲۶):

ابتدا سری زمانی $U_{t,n}$ به صورت زیر به دست می‌آید:

$$U_{t,n} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (13)$$

در رابطه فوق n تعداد داده‌ها و t شماره ترتیبی داده‌های سری زمانی تا نقطه تغییر و بعد از آن می‌باشد (۳۵). طول دوره آماری و n تعداد داده در سری آماری است. تابع $\text{sgn}(\cdot)$ نیز به صورت رابطه ۲ محاسبه می‌شود. مقدار k از رابطه زیر محاسبه شده و در رابطه ۱۵ جایگزین شده و آماره P به دست می‌آید:

$$k = \max [U_{t,n}] \quad (14)$$

$$P = 2 \times e^{\frac{-6k^2}{n^3 + n^2}} \quad (15)$$

در این آزمون، فرض H_0 : بیان‌گر همگنی داده‌ها و فرض H_1 نشان‌دهنده سال وقوع شکست در سری زمانی مورد مطالعه می‌باشد. در صورتی که مقدار P محاسبه شده کوچک‌تر از α یا مقدار سطح معنی‌داری (۰/۰۵) باشد می‌توان این نقطه تغییر را در سری، از نظر آماری معنی‌دار دانست. در واقع مقدار محاسبه شده P مقدار ریسک یا خطای رد کردن فرض H_0 است که اگر این خطا از پنج درصد کمتر باشد می‌توان این تغییر را معنی‌دار دانست. در آزمون پتیت با توجه به وجود ناهمگنی می‌توان به سال شکست رسید. در این مطالعه، آزمون

در صورت عدم برقراری شرط بالا، داده‌ها مستقل نبوده و بایستی اثر خودهمبستگی از داده‌ها حذف گردد (۹).

۳- شیب خط روند یا β برای سری داده‌ها از رابطه (۶) محاسبه و سری جدیدی به شرح زیر به دست آمد.

$$x'_i = x_i - (\beta \times i) \quad (8)$$

۴- ضریب r_1 داده‌های سری جدید مجدداً محاسبه شد.

۵- مؤلفه ضریب خودهمبستگی مرتبه اول $AR(1)$ ، از سری

جدید به شرح زیر حذف و سری باقیمانده‌ها (y'_i) از رابطه زیر به دست آمد:

$$y'_i = x'_i - r_1 \times x'_{i-1} \quad (9)$$

۶- بار دیگر مقدار روند $(\beta \times i)$ به سری اخیر افزوده شد و

سری نهایی (y_i) به شرح زیر به دست آمد:

$$y_i = y'_i + (\beta \times i) \quad (10)$$

اکنون با اعمال آزمون من - کندال ($MK1$) به سری داده‌های ترکیبی، وجود روند در آنها بررسی می‌شود. این کار با محاسبه آماره Z من-کندال (رابطه ۵) برای سری اخیر انجام گرفت. اگر Z محاسبه شده بزرگ‌تر از رقم ۱/۶۴۵ می‌شد روند داده‌ها در سطح ۱۰ درصد معنی‌دار فرض می‌شد و اگر Z محاسبه شده بزرگ‌تر از ارقام ۱/۹۶ و ۲/۳۳ می‌شد روند داده‌ها به ترتیب در سطح ۵ درصد و ۱ درصد معنی‌دار فرض شد. در غیر این صورت فرض صفر مینی بر وجود روند در داده‌ها در سطح معنی‌داری مورد نظر رد شد. این روش توسط بورن و همکاران (۳)، لو و همکاران (۲۰) و باندیپادهایا و همکاران (۱) نیز بکار برده شده است.

آزمون من-کندال با حذف اثر کامل ضرایب خودهمبستگی معنی‌دار (MK3)

همان‌طوری که در قسمت معنی‌داری ضرایب شرح داده شد (بخش مربوط به آزمون من کندال با حذف ضریب خودهمبستگی مرتبه اول (MK2)) اثر خودهمبستگی ضرایب در تأخیرهای مختلف بررسی شده و ممکن است در مرتبه اول یا مرتبه‌های دیگر داده‌ها مستقل نبوده و نیاز به حذف اثر خودهمبستگی در مرتبه اول یا برای باقی ضرایب صورت گیرد. آزمون من-کندال اصلاح شده به منظور حذف اثر کامل ضرایب خودهمبستگی معنی‌دار توسط حامد و راثو (۹) ارائه گردید. در این آزمون همه ساختار خودهمبستگی معنی‌دار در سری زمانی بررسی و حذف می‌گردد. ابتدا واریانس اصلاح شده که با $V(S)^*$ نشان داده می‌شود به شرح زیر حساب شد:

$$V(S)^* = V(S) \cdot \frac{n}{n^*} \quad (11)$$

پتیت بر اساس شبیه‌سازی ۱۰۰۰۰ تایی مونت کارلو انجام شد.

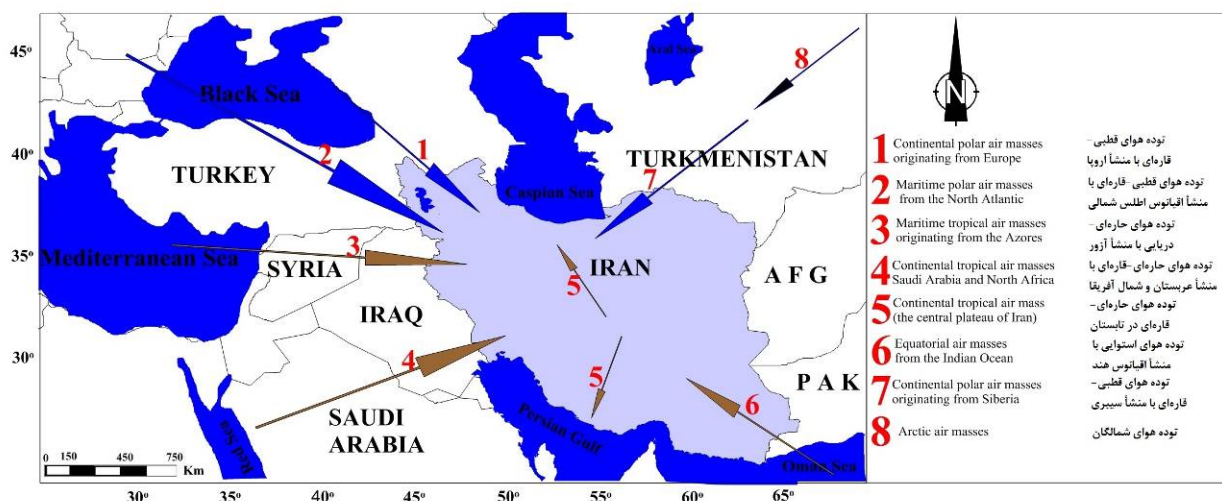
نتایج و بحث

در این مطالعه روند تغییرات داده‌های بارش ماهانه و سالانه ایستگاه‌های حوزه دریاچه ارومیه با استفاده از آزمون من-کندال اصلاح شده محاسبه گردید. جهت بررسی اثرات غیرمستقیم توده هوای ورودی به کشور ایران بر بارش حوزه دریاچه ارومیه از اطلس بلایای طبیعی که به صورت شکل ۲ ارائه شده است، کمک گرفته شد. مقادیر آماره Z بارش‌های حوزه دریاچه ارومیه در دو مقیاس زمانی ماهانه و سالانه محاسبه و نتایج به شرح شکل‌های ۳ تا ۵ ارائه گردید. شکل ۳ نیز موقعیت و اسامی این ایستگاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل‌ها مشاهده می‌شود که روند غالب در سری‌های ماهانه و سالانه این حوزه کاهشی است.

لازم به ذکر است در اشکال مربوط به پهنه‌بندی آماره Z من-کندال رنگ قرمز بیانگر روند افزایشی و معنی‌دار در سطح ۵ درصد، رنگ نارنجی بیانگر روند افزایشی و غیر معنی‌دار، رنگ پسته‌ای بیانگر روند کاهشی و غیر معنی‌دار و رنگ سبز بیانگر روند کاهشی و معنی‌دار در سطح ۵ درصد می‌باشد. نتایج بررسی روند تغییرات بارش ماهانه در شهریور نشان داد که روند کاهشی معنی‌داری در این ماه مشاهده نمی‌شود. بیشترین تغییر در روند بارش در این ماه افزایشی و غیر معنی‌دار می‌باشد. قسمت غربی دریاچه ارومیه در این ماه روند افزایشی نسبتاً معنی‌داری را مشاهده کرده است. تنها قسمت کوچکی در جنوب دریاچه ارومیه روند کاهشی خفیفی را تجربه کرده است. نوارهای حاشیه شرقی حوزه دریاچه ارومیه نیز در این ماه

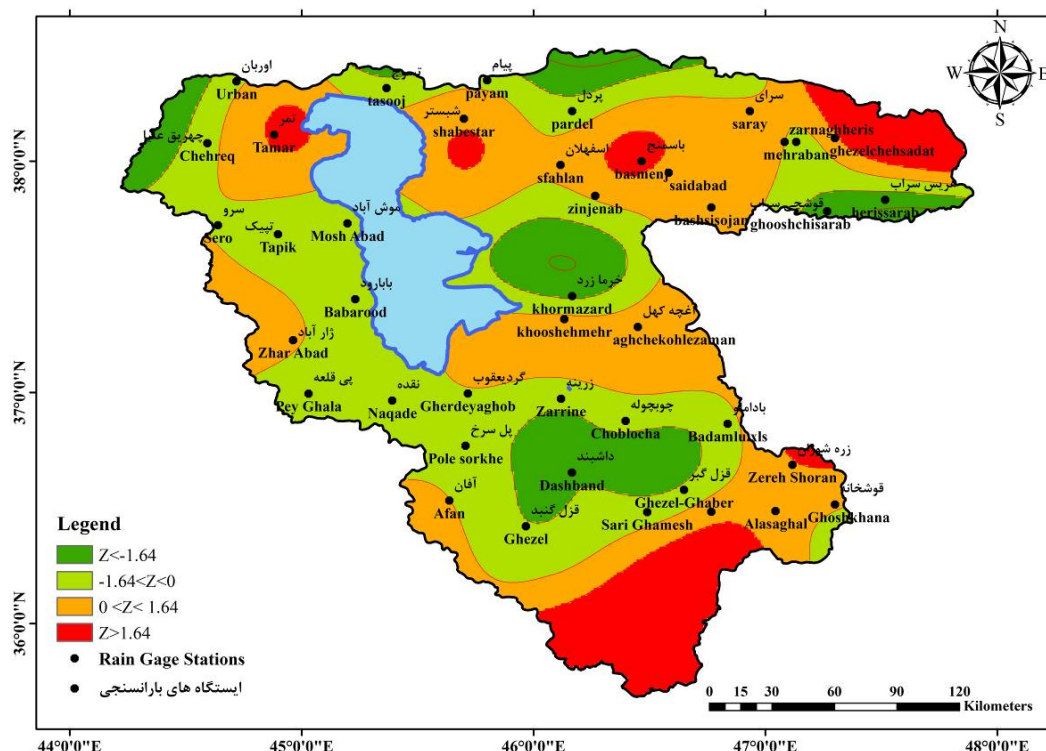
افزایشی و معنی‌دار می‌باشد. نتایج پهنه‌بندی آماره Z آزمون من-کندال اصلاح شده در روند بارش ماهانه مهر نشان داد که تقریباً تمام نواحی حوزه دریاچه ارومیه را روند کاهشی بارش را در بر دارد. نواحی اطراف دریاچه ارومیه روند کاهشی خفیف و هر چه از دریاچه ارومیه فاصله گرفته می‌شود روند کاهشی بارش بیشتر و معنی‌دار می‌شود. دو ایستگاه در شمال غرب و شمال شرق دریاچه ارومیه در این ماه روندی افزایشی را در بارش‌ها نشان می‌دهند. قسمت کوچکی از شمال شرق حوزه نیز روندی افزایشی و معنی‌دار را نشان می‌دهد. در ماه آبان نیز بیشتر نواحی حوزه دریاچه ارومیه روندی کاهشی را در بارش‌ها تجربه کرده است.

همان‌طور که از شکل ۵ قابل مشاهده است، نواحی شمال غرب و جنوبی دریاچه ارومیه و همچنین شمال شرق حوزه دریاچه ارومیه در این ماه روندی افزایشی را تجربه کرده است. قسمتی از شرق دریاچه ارومیه نیز در این ماه با روندی کاهشی و معنی‌دار روبرو شده است. نتایج بررسی روند تغییرات بارش ماه آذر نشان داد که اکثر نواحی حوزه دریاچه ارومیه در این ماه از روندی کاهشی برخوردار است که این روند در اطراف دریاچه ارومیه شدیدتر می‌شود. نواحی جنوبی حوزه دریاچه ارومیه روندی افزایشی را تجربه کرده‌اند. ماه دی نیز همانند اکثر ماه‌ها، روند غالب بر داده‌های بارش ماهانه کاهشی می‌باشد. نسبت به ماه آذر روند افزایشی در نواحی مرکز حوزه دریاچه ارومیه افزایش یافته است. در این ماه روند کاهشی بارش در شرق و غرب دریاچه ارومیه شدیدتر شده است. در ماه بهمن کم‌کم از روند کاهشی کاسته شده و اغلب نواحی حوزه دریاچه ارومیه را روند افزایشی در بر رفته است.



شکل ۲- توده هوای ورودی به ایران (اطلس بلایای طبیعی) خلیلی و همکاران (۱۴).

Fig 2- Effective air masses upon Iran in the (Atlantic atmospheric and climatic disasters), Khalili et al (14)



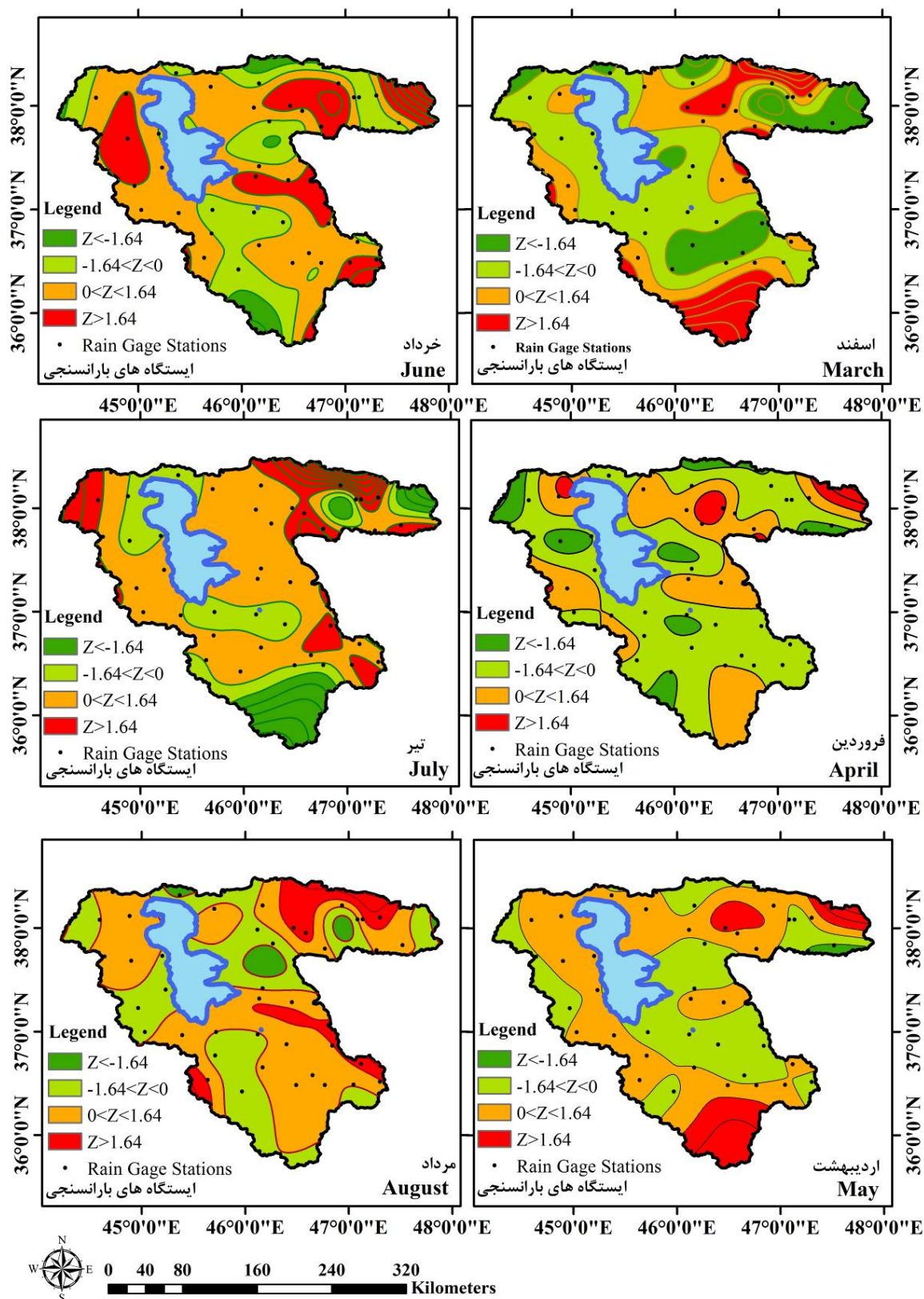
شکل ۳- نتایج آزمون من - کندال اصلاح شده در بررسی روند سالانه بارش

Fig 3- Results of modified Mann-Kendall test in evaluation the trend of annual precipitation

ماه تیر نیز این روند شدیدتر شده و اکثر ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه از روندی افزایشی برخوردار می‌باشد. در این ماه تنها مناطق جنوبی حوضه دریاچه ارومیه و قسمت‌های جنوبی و شمالی دریاچه ارومیه از روندی کاهشی برخوردار می‌باشد. سایر مناطق روندی افزایشی را شامل می‌شود. ماه مرداد ترکیبی از روند افزایشی و کاهشی را نشان می‌دهد. مناطق شمال شرقی، شرق و جنوب غرب دریاچه ارومیه روندی کاهشی و سایر نقاط با روندی افزایشی روبرو می‌باشد. شمال شرق حوضه نیز با روندی افزایشی و شدید برخوردار است. در مقیاس سالانه نیز نتایج نشان داد که ایستگاه‌های غربی و شرقی دریاچه ارومیه روندی کاهشی را شامل می‌شود. ایستگاه‌های شمال شرقی و جنوبی حوضه دریاچه ارومیه نیز با روندی افزایشی و شدید در بارش‌های سالانه مواجه هستند. سایر ایستگاه‌های موجود در حوضه دریاچه ارومیه نیز با روندی افزایشی روبرو هستند. به‌طور کلی نتایج نشان داد که ایستگاه‌های غربی حوضه دریاچه با روندی کاهشی و ایستگاه‌های شرقی حوضه با روندی افزایشی روبرو هستند. با توجه به شکل ۲ (اطلس بالایی طبیعی) می‌توان نتیجه گرفت که مناطق تحت تأثیر توده هوای قطبی - قاره‌ای با منشأ اروپا که از دریای سیاه منشأ می‌گیرد، روندی کاهشی در بارش‌های سالانه دارند و این توده هوا در طی سی سال دوره آماری دچار کاهش در بارش‌های ورودی شده است.

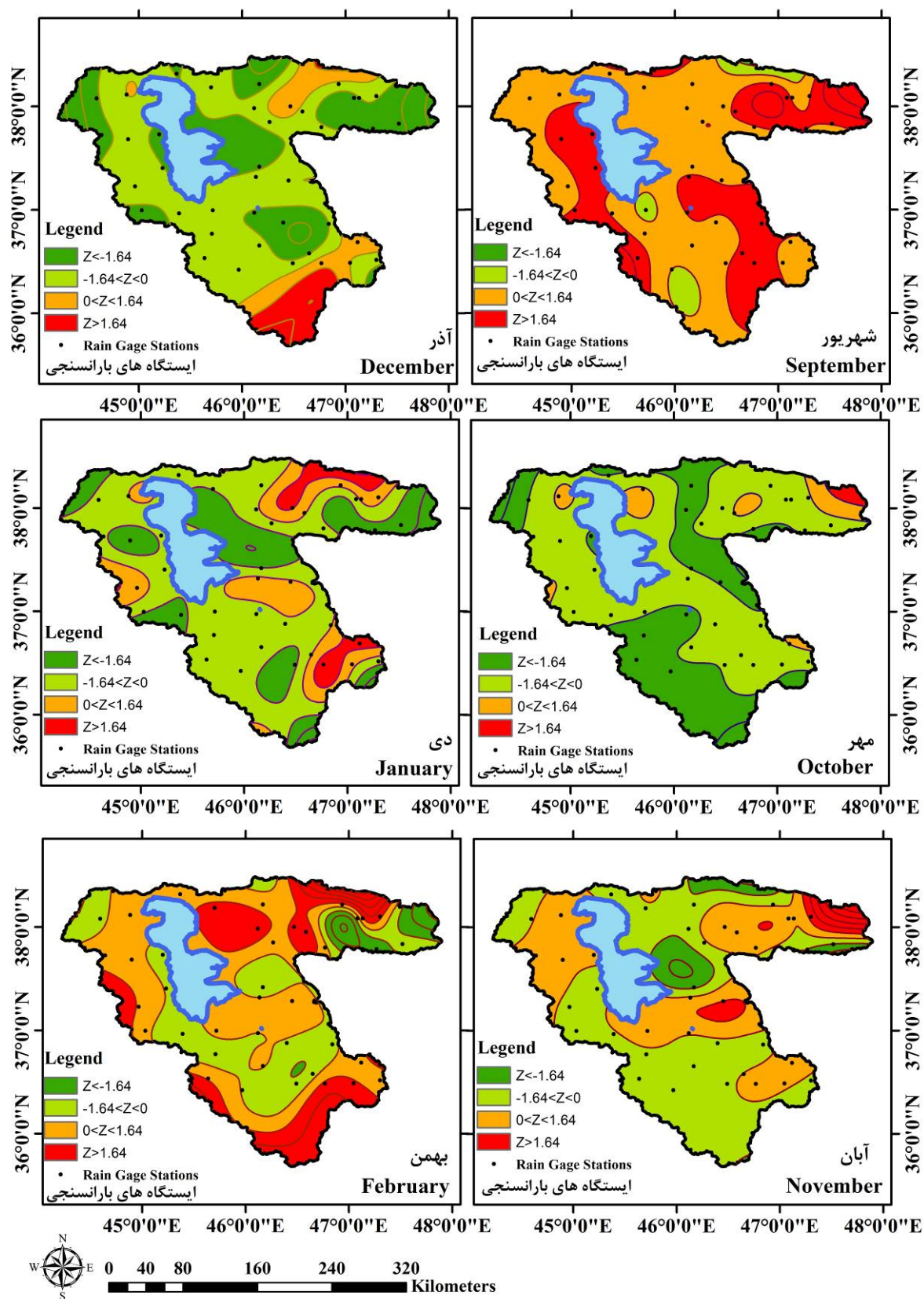
روند افزایشی بارش در نواحی جنوبی و شمال شرق حوضه دریاچه ارومیه شدیدتر می‌شود. قسمتی از جنوب غرب و غرب دریاچه نیز روندی کاهشی و خفیف را نشان می‌دهد. نتایج بررسی روند بارش ماهانه در ماه اسفند نشان داد که حوالی دریاچه ارومیه روندی کاهشی را شامل می‌شود و هر چه از دریاچه فاصله رفته می‌شود روند تغییرات بارش افزایشی می‌شود به‌طوری که در جنوب و قسمتی از شمال شرق حوضه دریاچه ارومیه افزایش شدید بارش‌ها را نشان می‌دهد. قسمتی از شمال شرق حوضه نیز روندی کاهشی و شدید را نشان می‌دهد. ماه فروردین ترکیبی از روند کاهشی و افزایش خفیف را نشان می‌دهد به‌طوری که نواحی اطراف دریاچه ارومیه به غیر از شمال غرب دریاچه روندی کاهشی و شمال غرب دریاچه روندی افزایشی را در بارش ماهانه نشان می‌دهد.

همانند سایر ماه‌ها، در این ماه نیز روندی افزایشی و معنی‌دار در قسمتی از شمال شرق حوضه دیده می‌شود. در ماه اردیبهشت کم‌کم از روند کاهشی بارش کاسته می‌شود به‌طوری که نوار مرزی شمال غرب و قسمتی از شمال شرق حوضه دریاچه ارومیه و منطقه جنوب شرق دریاچه روندی کاهشی و سایر نقاط حوضه دریاچه ارومیه با روندی افزایشی روبرو است. روند غالب بر بارش ماهانه خرداد در حوضه دریاچه ارومیه افزایشی بوده و تنها قسمتی از جنوب غرب حوضه دریاچه ارومیه روندی کاهشی را در بر داشت. نواحی مرزی دریاچه ارومیه نیز با روند افزایشی در بارش ماهانه روبرو بوده است. در



شکل ۴- پهنه‌بندی آماره Z من - کندال (بارش ماه‌های اسفند تا مرداد)

Fig 4- Mann-Kendall Z values zoning (March-August)



شکل ۵- پهنه‌بندی آماره Z من - کندال (بارش ماه‌های شهریور تا بهمن)

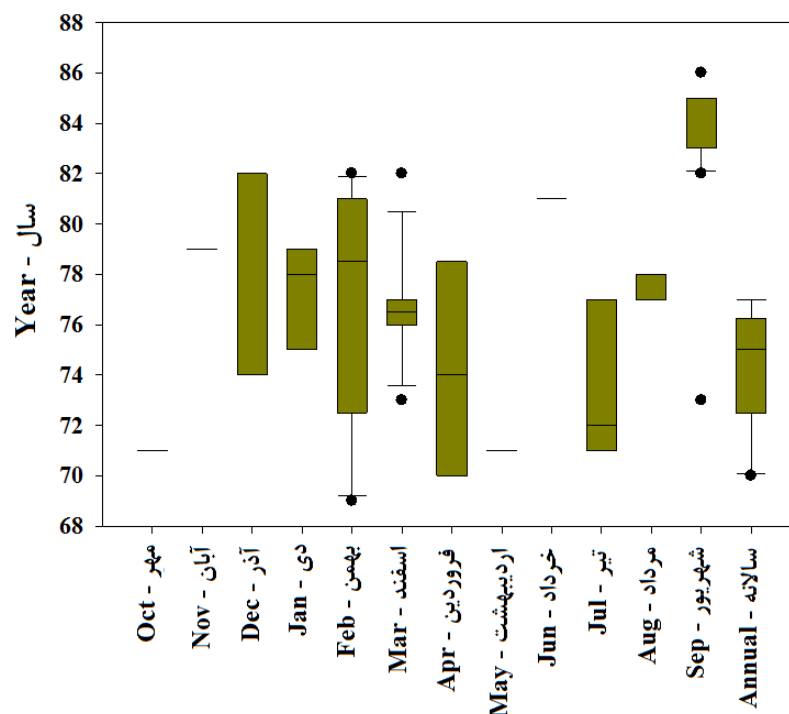
Fig 5- Mann-Kendall Z values zoning (September-February)

ارومیه در مقیاس ماهانه و سالانه، نمودار جعبه‌ای آماره Z آزمون MMK در شکل ۷ ارائه شده است. در این شکل خط رسم شده در داخل مستطیل‌ها نشان دهنده میانه Z های ایستگاه‌ها می‌باشد. عرض مستطیل‌ها در قسمت فوقانی صدک ۷۵ و در قسمت تحتانی صدک ۲۵ را نشان می‌دهد. همچنین قسمت‌های انتهایی خطوط قائم در قسمت فوقانی و تحتانی به ترتیب حداکثر و حداقل مقدار آماره Z را نشان می‌دهد. با توجه به شکل ۷ مشاهده می‌شود که در ماه‌های مهر، آذر، دی، اسفند و فروردین (۵ ماه از سال) روند غالب در بارش‌های حوضه آبریز دریاچه ارومیه کاهشی بوده و میانه Z ها نشان دهنده مقادیر کمتر از صفر می‌باشد. در ماه‌های آبان و اردیبهشت نیز تغییرات محسوسی در بارش‌ها رخ نداده است. در مقیاس سالانه نیز روند غالب کاهشی می‌باشد. نتایج زمان تغییر روند داده‌های بارش سالانه و ماهانه ایستگاه‌های بارانسنجی مورد مطالعه که با استفاده از آزمون پتیت محاسبه شده است، نیز به شرح شکل ۶ ارائه گردید. با توجه به شکل ۶ می‌توان نتیجه گرفت که ماه‌های فروردین، آبان و اردیبهشت کمترین میزان شکست و ماه‌های شهریور، بهمن، آذر و تیر بیشترین تعداد تغییر روند را در داده‌های بارش ماهانه دارند.

هنگامی که در یک منطقه معین، علامت روند یک ایستگاه با ایستگاه‌های دیگر متفاوت است، بیشترین احتمال می‌تواند به تغییرات عوامل محلی مربوط باشد. در این حالت به نظر می‌رسد که تغییر در شرایط محلی ایستگاه، مهم‌ترین علت باشد. این تغییر ممکن است ناشی از تغییر شرایط خرد اقلیمی در اطراف ایستگاه باشد و یا تغییراتی که به‌طور ناگهانی اتفاق افتاده‌اند. به‌طور مثال ایستگاه تغییر مکان یابد، پل یا سدی در اطراف آن احداث شود، دستگاه اندازه‌گیری یا دیده‌بان یا نوع ایستگاه تعویض شود. از طرفی ممکن است این تغییرات به‌صورت تدریجی باشد، مثلاً رشد درختان یا احداث تدریجی ساختمان در اطراف ایستگاه یا به‌طور کلی تغییر تدریجی محیط اطراف ایستگاه، عامل این امر باشد. برای تشخیص میزان روند واقعی، باید موارد زیادی از این قبیل را بررسی کرد (۱۳). این کار با مطالعه تفصیلی شناسه کاملاً دقیق داده‌ها و ترجیحاً مکتوب ایستگاه، میسر است. پس از مشخص شدن نوع روند می‌توان انتظار داشت که نتایج مدل‌سازی‌های اقلیمی نیز با نوع روند هماهنگی داشته باشد.

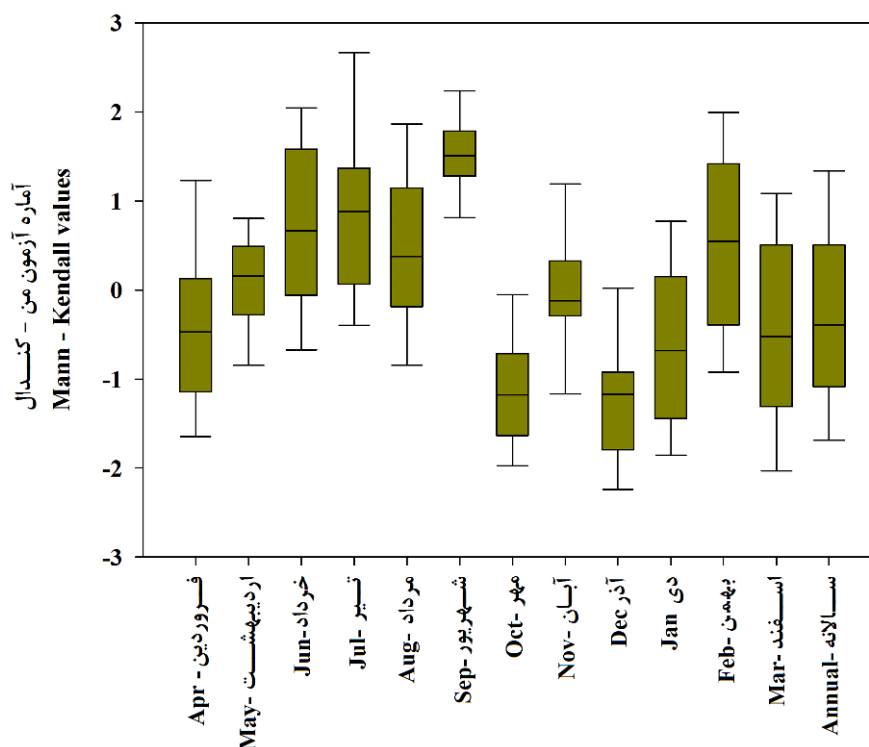
وضعیت تغییرات کلی بارش‌های حوضه آبریز دریاچه ارومیه

به منظور بررسی تغییرات کلی بارش‌های حوضه آبریز دریاچه



شکل ۶- نتایج بررسی زمان تغییر روند سری بارش سالانه و ماهانه ایستگاه‌های بارانسنجی مورد مطالعه

Fig 6- Results of evaluation the time of trend changing in annual and seasonal precipitation of studied rain gaging stations



شکل ۷- نمودار جعبه‌ای آماره Z من-کندال اصلاح شده (MMK) برای بارش‌های حوضه آبریز دریاچه ارومیه.
Fig 7- Box plot of Mann – Kendall Z values for Urmia Lake basin's precipitations

(۳۴) نشان دادند که روند افزایشی دما در پهنه کشور ایران به ویژه در ماه‌های سرد سال وجود دارد و از این رو می‌توان تغییرات دمایی را به‌عنوان یکی از دلایل کاهش بارندگی در منطقه مورد مطالعه دانست. میرعباسی و دین‌پژوه (۲۳) نیز به یافته‌های مشابهی با مطالعه حاضر دست یافته و کاهش بارندگی در شمال غرب کشور را با تغییرات دمایی منطقه مرتبط دانستند. همچنین نتایج نشان داد که کاهش بارش‌ها در مسیر توده هوای قطبی – قاره‌ای با منشأ اروپا قرار دارد که این موضوع در تحقیقات خلیلی و همکاران (۱۶) نیز اشاره شده است.

نتیجه‌گیری کلی

در این مطالعه روند تغییرات دراز مدت (۳۰ ساله) مجموع بارش ماهانه و سالانه ایستگاه‌های منتخب در حوضه دریاچه ارومیه با استفاده از آزمون ناپارامتری من – کندال، پس از حذف اثر خودهمبستگی معنی‌دار، در دوره آماری ۱۳۹۲-۱۳۶۳ مورد بررسی قرار گرفت. به‌طور خلاصه نتایج حاصله به شرح زیر ارائه می‌گردد: در مورد داده‌های ایستگاه‌های بارانسنجی نتایج نشان داد که مناطق تحت تأثیر توده هوای قطبی – قاره‌ای با منشأ اروپا که از دریای سیاه سرچشمه می‌گیرد، روندی کاهشی را شامل می‌شوند. اطراف دریاچه ارومیه در تمامی ماه‌ها و در مقیاس سالانه با روندی

با توجه به نتایج بررسی زمان تغییر روند داده‌های بارش ماهانه و سالانه ایستگاه‌های بارانسنجی مورد مطالعه (شکل ۶)، حدود ۶۰ درصد از زمان تغییر روند در سری بارش سالانه و ماهانه بین سال‌های ۱۳۷۱ تا ۱۳۷۷ رخ داده است. همچنین نتایج نشان داد که در دو ماه اردیبهشت و آبان در هیچ یک از ایستگاه‌های بارانسنجی موجود در غرب دریاچه ارومیه شکست رخ نداده است. در مقیاس سالانه نیز زمان تغییر روند داده‌های مورد بررسی بین سال‌های ۱۳۷۱ تا ۱۳۷۷ رخ داده است.

به‌طور کلی نتایج نشان داد که در مقیاس ایستگاهی حدود ۴۹ درصد ماه‌های مورد مطالعه در بارش ماهانه طی سی سال اخیر دارای روند کاهشی و ۴۹ درصد ماه‌های مورد مطالعه نیز روندی افزایشی و حدود ۲ درصد ماه‌های مورد مطالعه نیز روندی نزدیک به صفر داشته‌اند. افزایش بارش‌ها تقریباً در مناطق شمال شرق حوضه دریاچه ارومیه صورت گرفته است و بقیه نقاط با کاهش بارش در دوره آماری روبرو هستند. روندهای کاهشی تقریباً در تمام مناطق حوضه مورد مطالعه مشاهده شد و به وضوح می‌توان کاهش بارندگی را در تمام ایستگاه‌ها مشاهده کرد. خلیلی و همکاران (۱۶) نیز در تحقیقات خود روند کاهشی بارش را برای بیشتر مناطق ایران در دو دهه گذشته مشاهده کردند. از طرفی طبری و حسین‌زاده (۲۹)، صبوحی و همکاران (۲۷)، کوثری و همکاران (۱۸) و زارع نیستانک و همکاران

سال‌های بین ۱۳۷۱ تا ۱۳۷۷ دچار شکست در سری زمانی بارش ماهانه شده‌اند. در این بین دو ماه آبان و اردیبهشت کمترین میزان تعداد شکست در داده‌های بارش ماهانه را دارند. مهر ماه نیز در طول دوره آماری مورد بررسی تنها در سال ۱۳۷۱ دچار شکست شده‌اند و در سایر سال‌ها شکستی در داده‌های بارش ماهانه رخ نداده است.

سیاسگزاری

این مقاله برگرفته از طرح تحقیقاتی مصوب باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان با کد طرح ۹۴۰۳۵ و با عنوان بررسی روند تغییرات دبی و بارش حوضه دریاچه ارومیه می‌باشد. از این رو نویسندگان مقاله از باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان واحد دانشگاه آزاد ارومیه به خاطر تأمین هزینه‌های مالی کمال تشکر را دارند.

کاهش موافقه بوده است. بیشترین تغییرات کاهش در بارش ماهانه نیز در ماه شهریور مشاهده شد. در تمامی ماه‌ها روند افزایشی در شمال شرق حوضه دریاچه ارومیه مشاهده شد. به‌طور کلی نتایج بررسی روند تغییرات بارش نشان داد که در کل دوره آماری مورد بررسی نیمی از ماه‌های مورد بررسی روند کاهشی و نیمی روند افزایشی داشته است. در این بین ایستگاه‌های با روند کاهشی در غرب حوضه و ایستگاه‌های دارای روند افزایشی در شرق حوضه قرار دارند. به نظر می‌رسد تجمع گازهای گلخانه‌ای، تغییر کاربری اراضی و پدیده گرمایش جهانی در حوضه دریاچه ارومیه از جمله عواملی هستند که سبب کاهش بارش در منطقه می‌گردد.

نتایج حاصل از آزمون پتیت تأییدکننده وجود نقطه جهش کاهشی و افزایشی در بارش‌های ماهانه و سالانه حوضه دریاچه ارومیه است. نتایج آزمون پتیت در بررسی زمان تغییر روند داده‌های بارش سالانه و ماهانه ایستگاه‌های مورد بررسی نیز نشان داد که اکثر ایستگاه‌ها در

منابع

- 1- Bandyopadhyay A., Bhadra A., Raghuwanshi N.S., and Singh R. 2009. Temporal Trends in Estimates of Reference Evapotranspiration over India. *Journal of Hydrology Engineering*. 14(5):508-515.
- 2- Becker S., Gemmer M., and Jiang T. 2006. Spatiotemporal analysis of precipitation trends in the Yangtze River catchment. *Stochastic Environ and Research Risk Assessment*. 20:435-444.
- 3- Burn D.H., Cunderlik J.M., and Pietroniro A. 2004. Hydrological trends and variability in the Liard River basin. *Hydrological Sciences*. 49(1):53-67.
- 4- Chen j., Wub X., Finlayson B., Webber M., Wei T., and Li M. 2014. Variability and trend in the hydrology of the Yangtze River, China: Annual precipitation and runoff. *Journal of Hydrology*. 513:403-412.
- 5- De Lima M.I.P., Marques A.C., De Lima J.L.M.P., and Coelho F.E.S. 2005. Precipitation Trends in Mainland Portugal in the period 1941-2000. *Water in Celtic Countries: Quantity, Quality and Climate Variability - Actas do Fourth Inter-Celtic Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources*. Guimarães, 11-13 de Julho de 2005, 12 p.
- 6- Duhan D., and Pandey A. 2013. Statistical analysis of long term spatial and temporal trends of precipitation during 1901-2002 at Madhya Pradesh, India. *Atmospheric Research*. 122:136-149.
- 7- Forland E.J., Van England A., Ashcroft J., Dahlstrom B., Damaree G., Frich P., Hanssen-Bauer I., Heino R., Jonsson T., Meitus M., Muller-Westemeier G., Palsdottir T., Tuomenvirta H., and Vedin H. 1996. Change in Normal Precipitation in the North Atlantic Region. (2nd edn.) DNMI Report 7/96 Klima.
- 8- Ghareh Chayi R., Salajegheh A., Noorolahi M., and Khosravi H. 2016. Effects excluding the effect of autocorrelation in analysis trend of hydro-climatic variables (Fars Province). *Desert Management*, 3(6): 13-24. (In Persian).
- 9- Hamed K.H., and Rao A.R. 1998. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology*. 204:182-196.
- 10- Herath S., and Ratnayake U. 2004. Monitoring Rainfall Trends to Predict Adverse Impacts: A Case Study from Sri Lanka (1964- 1993). *Global Environ Change*. 14:71-79.
- 11- Kahya E., and Partal T. 2007. Is seasonal precipitation decreasing or increasing in Turkey?. *Online Journal of Earth Sciences*. 1(1): 43-46.
- 12- Karmeshu N. 2012. Trend Detection in Annual Temperature & Precipitation using the Mann Kendall Test-A Case Study to Assess Climate Change on Select States in the Northeastern United States.
- 13- Katiraei P. S., Hajjam S., and Iran Nezhad P. 2007. The share of changes in the frequency and intensity of daily rainfall precipitation trend in Iran over the period 1960 to 2001. *Journal of Physics of the Earth and Space*, 33(1): 67-83. (in Persian).
- 14- Kendall M.G. 1975. Rank Correlation Measures, Charles Griffin, London.
- 15- Khalili K., Nazeri Tahrudi M., and Khanmohammadi N. 2014. Trend Analysis of Precipitation in Recent two Decades over Iran. *Journal of Applied Environment and Biological Science*. 4(1s):5-10.

- 16- Khalili K., Tahoudi M.N., Mirabbasi R., and Ahmadi F. 2016. Investigation of spatial and temporal variability of precipitation in Iran over the last half century. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 30(4):1205-1221.
- 17- Khaliq M.N., Ouarda T.B.M.J., and Gachon P. 2009. Identification of temporal trends in annual and seasonal low flows occurring in Canadian rivers: The effect of short- and long-term persistence. *Journal of Hydrology*. 369:183-197.
- 18- Kousari MR., Ahani H., and Hendi-Zadeh R. 2013. Temporal and spatial trend detection of maximum air temperature in Iran during 1960-2005. *Global and Planetary Change*. 111:97-110.
- 19- Kumar S., Merwade V., Kam J., and Thurner K. 2009. Streamflow trends in Indiana: Effects of long term persistence, precipitation and subsurface drains. *Journal of Hydrology*, 374(1-2): 171-183.
- 20- Luo Y., Liu S., Fu S.L., Liu J.S., Wang G.Q., and Zhou G.Y. 2008. Trends of precipitation in Beijiang River Basin, Guangdong Province, China, *Hydrological Processes*. 22: 2377-2386.
- 21- Mann H.B. 1945. Non-parametric tests against trend. *Econometrica*, 13:245-259.
- 22- Manton M.J., Dellamartab P.M., Haylock M.R., Hennessy K.J., Nicholls N., Chambers L.E., Collins D.A., Daw G., Finet A., Gunawan D., Inape K., Isobe H., Kestin T.S., Lefale P., Leyu C.H., Lwin T., Maitrepierre L., Ouprasitwong N., Page C.M., Pahalad J., Plummer N., Salinger M.J., Suppiah R., Tran V.L., Trewin B., Tibig I., and Yee D. 2001. Trends in extreme daily rainfall and temperature in Southeast Asia and the South Pacific: 1961-1998. *International Journal of Climatology*. 21:269-284.
- 23- Mirabbasi R., and Dinpashoh Y. 2012. Trend Analysis of Precipitation of NW of Iran Over The Past Half of The Century. *Journal of Irrigation Science and Engineering*. 35(4):59-73. (In Persian).
- 24- Mirabbasi R. 2010. Evaluation the time's properties of precipitation trend (Case study: North-west of Iran). Research plan report, East Azarbaijan Regional Water Company. (in Peesian).
- 25- Pal Al-Tabbaa A. 2009. Trends in seasonal precipitation extremes an indicator of 'climate change' in Kerala, India. *Journal of Hydrology* 367:62-69.
- 26- Pettitt A.N. 1979. A non-parametric approach to the change-point problem. *Applied statistics*. 126-135.
- 27- Saboohi R., Soltani S., and khodaghohi M. 2012. Trend analysis of temperature parameters in Iran. *Theatrical Applied Climatology*. 109:529-547.
- 28- Sen P.K. 1968. Estimates of the regression coefficients based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*. 63(324):1379-1389.
- 29- Tabari H., and Hosseinzadeh-Talaei P. 2011. Analysis trends in temperature data in arid and semi-arid regions of Iran. *Atmospheric Research*. 79:1-10.
- 30- Thiel H. 1950. A rank-invariant method of linear and polynomial analysis, part 3.
- 31- Torabi H., and Emamgholizadeh S. 2015. Analysis of stream flow and effect of autocorrelation coefficient watershed trend across Karkheh on the trend of flow. *Iranian Water Research*, 9(1): 143-151
- 32- Xu Z.X., Takeuchi K., and Ishidaira H. 2003. Monotonic trend and step changes in Japanese precipitation, *Journal of Hydrology*. 279:144-150.
- 33- Yue S., and Hashino M. 2003. Long term trends of annual and monthly precipitation in Japan. *J. of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 39(3): 587-596.
- 34- Zarenistanak M., Dhorde AG., Kripalani RH. 2014. Temperature analysis over southwest Iran: trends and projections. *Theatrical Applied Climatology*. 116:103-117. DOI 10.1007/s00704-013-0913-1.
- 35- Zhang W., Yan Y., Zheng J., Li L., Dong X., and Cai H. 2009. Temporal and spatial variability of annual extreme water level in the Pearl River Delta region, China. *Global and Planetary Change*, 69, 35-47.



Evaluation the Trend and Trend Chang Point of Urmia Lake Basin Precipitation

M. Nazeri Tahroudi^{1*} - F. Ahmadi² - K. Khalili³

Received: 01-06-2016

Accepted: 24-10-2016

Introduction: Given the fact that Iran is located in the center of the dryland of earth and is significantly influenced by the deserts of Central Asia and hot dry deserts of Arabia and Africa, is one of the most arid and low rainfall land areas. So is the proper management of water resources is of critical importance. The first step in the proper management of water resources is studying the factors that affected these resources including climate change. In fact climate change is a dynamic process in terms of time and place. Large parts of the Earth's climate as part of their normal variability in short-term and long-term experience. Short-term climate changes due to the difference in terms of average annual values of specific climate variables in average periods such as 30 years. Causes and effects of regional climate change in several parts of the world have been widely studied from various aspects. Among hydrological parameters, precipitation is the most important parameter in the complex hydrologic cycle. Follow the phenomenon of global warming on the Earth's surface, the rainfall pattern has changed. Trends of rainfall in different parts of the world have been studied by many researchers. Due to climate change in Iran and climate change in the Basin of Urmia Lake it seems that evaluation the trend of monthly and annual precipitation and its time of change point in the basin of Urmia Lake changes is important. The goal of this study is evaluating the trend and time of the change point trend of monthly and annual precipitation of rain gage stations in Urmia Lake basin.

Material and methods: Lake Urmia is the focus of surplus accumulation of surface currents all the rivers of the basin, with an area of approximately 5750 square kilometers and the average elevation of 1276 m above sea level and is located in the middle of the northern basin. Around of Lake Urmia there are 16 wetlands with an area of 5 to 120 hectares (some have dried up) that mostly have sweet or salty and fresh water and a high value of ecosystems. Urmia Lake Basin is situated in eastern of 44-14 to 47-53 and north of 40-35 to 30-38 coordinates. Urmia Lake Basin rainfall changes is 220 to 900 mm and have mean precipitation about 263 mm that added in central parts of the basin to the highlands.

Trend analysis: The aim of process test is to specify whether an ascending or a descending trend exists in data series. Since parametric tests have some assumptions including normality, stability, and independence of variables, where most of these assumptions do not apply to hydrologic variables, the nonparametric methods are more preferred in meteorological and hydrological studies. The nonparametric methods are less sensitive to extreme values compared to parametric tests in the examination of trends. Nonparametric tests can also be utilized for data time series regardless of linearity or nonlinearity of the trend (Khalili et al. 2014). One of the most well-known nonparametric tests is Mann-Kendall test (Mann 1945; Kendall 1975).

The modified Mann-Kendall test (MMK): The main assumption of Mann-Kendall test is that the sample data has no significant autocorrelation. However, some hydrological series might have a significant autocorrelation coefficient. When a series has a positive autocorrelation coefficient, there is an increased chance for Mann-Kendall test to reveal the existence of a trend in this series. In this case, the null hypothesis i.e. lack of trend is rejected, yet this hypothesis should not actually be. The modified Mann-Kendall test was presented by Hamed and Rao (1998) and has been used by Kumar et al (2009) for the analysis of the trend of Indian rivers. In this method, the effect of all significant autocorrelation coefficients is removed from the time series and is applied to a series whose autocorrelation coefficients are significant in one or more cases.

Change point test: Pettit test is a non-parametric test that was developed in 1979 by Pettit. The method is used in order to find change points in a time series (Salarijazi et al 2012). In this study, the statistic was used to find a sudden change in temperature data. This statistic is a test with rank basis and without a distribution in order to detect significant changes in the mean of the time series and it is important when there is no assumption about the

1 - Ph.D. Student, Department of Sciences and Water Engineering, Birjand University, Birjand, Iran

(* - Corresponding Author Email: m_nazeri2007@yahoo.com)

2- Ph.D. Student, Department of Hydrology and Water Resources, Shahid Chamran University of Ahvaz, Iran

3- Assistant Professor, Department of Water Engineering, Urmia University, Urmia, Iran

change time.

Results and discussion: In this study the trend of monthly and annual precipitation of rain gage stations that located in Urmia Lake basin were investigated using modified Mann-Kendall test. Z values of case study were calculated in two monthly and annual scales. The results of evaluation the trend of precipitation of rain gage stations of Urmia Lake basin showed that in October, December, January, February and March (five months of the year) the trend of precipitation is decreasing and the mean of Z values showed the less than zero values. In April and May there is no sensible changing in precipitation trend. Also the results showed that the March, April and May have a low failure rate and February, December and July have a most of change point of monthly precipitation data. About 60 percentages of the time of change point in precipitation trend are between 1992 and 1998. Also the results showed that two months of May and November there is no changing point in west Urmia Lake rain gage stations. In annual scale the time of changing trend is between 1992 and 1998.

Conclusion: The results of evaluation the trend of Lake Urmia precipitations showed that the Urmia Lake basin has a combination of decreasing and increasing trend in studied time period. The decreasing trend in precipitation often seen in west stations of the basin and west and south-west of Urmia Lake. The increasing trend also seen in south and north-east of Urmia Lake basin. Also the results of zoning the Z values of Mann-Kendall test showed that in annual scale the regions that influenced by polar-continental air mass that they entered Iran have a decreasing trend.

Keywords: Climate Change, Modified Mann-Kendall, Pettitt Test, Zoning



اعتبارسنجی بازیابی‌های رطوبت خاک ماهواره مایکروویو اسموس

مژده جامعی^۱ - محمد موسوی بایگی^{۲*} - امین علیزاده^۳ - پرویز ایران‌نژاد^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۷/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۳/۰۱

چکیده

رطوبت خاک یکی از مهمترین متغیرهای چرخه هیدرولوژیکی است که نقش کلیدی در پیش‌بینی‌های هواشناسی، مدل‌سازی هیدرولوژیکی، مطالعات تغییر اقلیم و مدیریت منابع آب دارد. در سال‌های اخیر برآوردهای جهانی رطوبت خاک از طریق سنجنده‌های مایکروویو ماهواره‌ای میسر شده و داده‌های آنها در دسترس قرار گرفته‌اند. اسموس نخستین مأموریت ماهواره‌ای آژانس فضایی اروپا برای پایش جهانی رطوبت خاک است که در سال ۲۰۰۹ آغاز و هم‌اکنون نیز در حال بهره‌برداری می‌باشد. این ماهواره حامل اولین رادیومتر مایکروویو دوبعدی باند-L است که رطوبت سطحی خاک را در فرکانس ۱/۴ گیگاهرتز بازیابی می‌نماید. هدف تحقیق حاضر اعتبارسنجی بازیابی‌های رطوبت خاک ماهواره اسموس در پنج محدوده مطالعاتی غرب و جنوب‌غربی کشور است. اعتبارسنجی داده‌های اسموس با استفاده از داده‌های رطوبت خاک اندازه‌گیری شده در پنج ایستگاه‌های هواشناسی انجام گردید. نتایج تحقیق نشان داد که بین برآوردهای رطوبت خاک اسموس و اندازه‌گیری‌های زمینی در ایستگاه‌ها همبستگی خوبی ($R=0.75$ تا 0.88) وجود دارد. ارزیابی خطای اعتبارسنجی‌ها مشخص نمود که بازیابی‌های اسموس در ایستگاه‌های اهواز، سرارود و سرابله به ترتیب با مقادیر $0.04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ، $0.048/0.11$ و $0.048/0.11$ MBE مقداری کم‌برآوردی و در ایستگاه‌های داراب و اکباتان با -0.031 و $-0.1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ MBE مقداری بیش‌برآوردی دارند. تحلیل شاخص RMSD نیز بیانگر آن بود که داده‌های ماهواره در مقایسه با داده‌های رطوبت خاک ایستگاه‌ها از دقت مناسبی ($0.062 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ تا 0.02 RMSD) برخوردارند. در ایستگاه اهواز بازیابی‌های اسموس با بالاترین ضریب همبستگی ($R=0.88$) و $0.048 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ RMSD نزدیک‌ترین دقت را به دقت هدف مأموریت اسموس ($0.04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ RMSD) دارند. در مجموع داده‌های ماهواره اسموس با دقت و کیفیت مطلوبی که در منطقه مطالعاتی دارند می‌توانند ابزار مناسبی برای تهیه نقشه‌های رطوبت خاک باشند.

واژه‌های کلیدی: باند-L، سنجش از دور، رادیومتر مایکروویو، محصول MIR_SMUDP2، نقشه رطوبت خاک

مقدمه

ولی در شرایطی که رطوبت خاک زیاد باشد، رواناب افزایش یافته و احتمال وقوع سیلاب را بالا می‌رود (۵). سال ۲۰۱۰ رطوبت خاک به عنوان یکی از متغیرهای اساسی اقلیمی توسط سازمان جهانی هواشناسی، سیستم مشاهدات اقلیم جهانی و کمیته ماهواره‌های مشاهداتی زمین معرفی گردید (۲۲). به طور معمول اندازه‌گیری‌های رطوبت خاک فقط در مقیاس نقطه‌ای و به صورت مستقیم انجام می‌شوند که تنها بیانگر وضعیت بخش محدودی از خاک می‌باشند. اگرچه اندازه‌گیری‌های متعدد در بسیاری از نقاط یک منطقه می‌تواند مقدار متوسط رطوبت خاک را برای آن منطقه تعیین کند (۹) اما هنگامی که اندازه‌گیری‌های زیاد و در مقیاس گسترده مورد نیاز باشد، چنین روش‌هایی دشوار، پرهزینه و وقت‌گیر بوده و استفاده از آنها برای دوره‌های طولانی مدت عملی نمی‌باشد.

برآورد رطوبت خاک با روش‌های سنجش از دور می‌تواند اطلاعات منطقه‌ای گسترده‌ای در مورد رطوبت خاک در مقیاس‌های مختلف ارائه دهند. رادیومتری مایکروویو در فرکانس‌های پائین (باند-

رطوبت خاک یکی از مهمترین متغیرهای چرخه هیدرولوژیکی است (۱۸) که نقش کلیدی در کاربری‌های علمی و عملی نظیر مدل‌سازی هیدرولوژیکی، پیش‌بینی عددی هواشناسی (۳۳)، پایش وقایع حدی مانند: سیلاب، خشکسالی و جنگل‌سوزی‌ها (۲۳ و ۲۷)، مطالعات تغییر اقلیم (۱۹) و مدیریت منابع آب (۲۴) دارد. رطوبت خاک بدلیل ویژگی‌های خاک، توپوگرافی، بارش و تبخیر و تعرق، از نظر زمانی و مکانی بسیار تغییرپذیر است (۸). تغییرات رطوبت خاک بر رواناب و فرسایش خاک تاثیرگذار بوده به نحوی که کمبود رطوبت خاک در هنگام بارش سبب نفوذپذیری زیاد و کاهش رواناب می‌شود

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی دکتری هواشناسی کشاورزی، استاد هواشناسی و استاد گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*) نویسنده مسئول: (Email: mousavib@um.ac.ir)

۴- دانشیار گروه فیزیک فضا، دانشگاه تهران

برای مدل‌سازی‌های هواشناسی و هیدرولوژیکی و همچنین برای برنامه‌ریزی و مدیریت صحیح منابع آب، وجود داده‌های رطوبت خاک منطقه‌ای ضروری است. این در حالی که است که اندازه‌گیری رطوبت خاک در ایران فقط در تعداد محدودی از ایستگاه‌های سازمان هواشناسی کشور انجام می‌شود و داده‌های ثبت شده نیز به‌صورت دوره‌های آماری کوتاه مدت، ناپیوسته و ناقص وجود دارد. بنابراین نظر به توانایی‌های ماهواره مایکروویو اسموس در برآورد جهانی رطوبت خاک و همچنین نتایج مطلوب سوابق تحقیقاتی مذکور در این زمینه، هدف تحقیق حاضر اعتبارسنجی بازیابی‌های رطوبت خاک ماهواره اسموس در پنج محدوده مطالعاتی وزارت نیرو است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد بررسی این تحقیق شامل پنج محدوده مطالعاتی وزارت نیرو در بخش‌های غرب و جنوب‌غرب کشور است که خصوصیات آن‌ها در جدول ۱- و موقعیت آن‌ها در کشور در شکل ۱- ارائه شده است.

ماهواره اسموس

ماموریت اسموس نخستین ماموریت ایسا برای پایش جهانی رطوبت خاک است که در ۲ نوامبر ۲۰۰۹ با موفقیت پرتاب شد. این ماهواره با همکاری مرکز ملی مطالعات فضایی (CNES)^۵ در فرانسه و مرکز توسعه صنعت و فناوری (CDTI)^۶ در اسپانیا رهبری می‌شود. اسموس حامل اولین رادیومتر مایکروویو روزنه ترکیبی (MIRAS)^۷ دو بعدی باند-L می‌باشد که دریافت کننده تابش گسیل شده از سطح زمین در فرکانس ۱/۴ گیگاهرتز (باند-L مایکروویو، ۲۱ سانتی‌متر) بوده و با رطوبت خاک در چند سانتی‌متری سطح خاک و با شوری سطحی اقیانوس‌ها مرتبط است. این رادیومتر دماهای درخشندگی (قطبیده دوگانه یا قطبیده کامل) را در زوایای فرودی بین صفر تا ۵۵ درجه با تفکیک مکانی ۳۵ کیلومتر در مرکز میدان دید برآورد می‌نماید. دمای درخشندگی چند زاویه‌ای با استفاده از الگوریتم‌های اسموس، محصولات رطوبت خاک را با دقت $0.04 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ و گام زمانی کمتر از ۳ روز در سطح جهان برآورد می‌نماید.

L: ۱/۴ گیگاهرتز) فنی است که اخیراً برای برآورد جهانی رطوبت سطحی خاک با دقت مناسب توسعه یافته است (۱۷). در سال‌های اخیر ماموریت‌های ماهواره‌ای اختصاصی برای پایش جهانی رطوبت خاک از طریق سنجده‌های مایکروویو طراحی شده و هم‌اکنون این ماهواره‌ها در حال بهره‌برداری هستند و داده‌های رطوبت خاک آن‌ها در دسترس هستند (۱۸). ماموریت اسموس^۱ نخستین ماموریت ماهواره‌ای آژانس فضایی اروپا (ایسا)^۲ با هدف ارائه داده‌های جهانی رطوبت خاک و شوری آب اقیانوس‌ها می‌باشد که در سال ۲۰۰۹ با موفقیت آغاز شده است. این ماهواره حامل اولین رادیومتر مایکروویو دوبعدی باند-L است که رطوبت سطحی خاک را در فرکانس ۱/۴ گیگاهرتز برای پیش‌بینی‌های هواشناسی، پایش‌های اقلیمی و چرخه هیدرولوژیکی با دقت $0.04 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ بازیابی می‌نماید (۱۹). مطالعات متعددی در خصوص اعتبارسنجی بازیابی‌های رطوبت خاک اسموس، بررسی کیفیت و دقت بازیابی‌ها و نیز تشخیص خطاهای احتمالی موجود در این داده‌ها صورت گرفته است. همچنین تحقیقاتی در مورد ارزیابی دقت محصولات اسموس در مقایسه با داده‌های مشاهداتی و استفاده از آن‌ها در سطوح وسیع و تحت شرایط اقلیمی مختلف انجام شده است. در مقیاس جهانی ارزیابی محصولات اسموس از مقایسه داده‌های رطوبت خاک این ماهواره با محصولات رطوبت خاک ASCAT و AMSR-E^۳ و همچنین داده‌های LDAS^۴ (۲۰، ۱) صورت گرفته است. در مقیاس منطقه‌ای نیز ارزیابی کیفیت بازیابی‌های رطوبت خاک اسموس با استفاده از شبکه داده‌های مشاهداتی در قاره اروپا (۳، ۶، ۱۱، ۲۵ و ۲۸)، کانادا (۷، ۸ و ۱۰)، ایالات متحده (۲، ۴، ۱۳، ۱۹، ۲۴ و ۳۱)، استرالیا (۲۶ و ۲۹)، قاره آفریقا (۲۱ و ۲۳) و در قاره آسیا در فلات تبت (۳۲ و ۳۴) انجام شده است. آنالیز نتایج مختلف نشان می‌دهد که محصولات رطوبت خاک اسموس همبستگی خوبی با رطوبت خاک مشاهداتی و یا مدل‌سازی شده دارند (۲، ۱۴ و ۲۹). همچنین در شرایط اسمی بازیابی‌های اسموس نزدیک به مقدار هدف ماهواره یعنی $0.04 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ RMSE می‌باشند (۲، ۱۴ و ۲۵). در مجموع نتایج اعتبارسنجی‌های اسموس در تحقیقات مختلف، بیانگر کارایی خوب این داده‌ها نسبت به دیگر ماهواره‌ها و مدل‌های برآورد رطوبت خاک منطقه‌ای است (۲۹ و ۲۷).

از جمع‌بندی سوابق تحقیقاتی مذکور چنین استنباط می‌شود که بیشتر مطالعات انجام شده بر روی محصولات اسموس، محدود به قاره‌های اروپا و آمریکا بوده و فعالیت‌های راستی‌آزمایی کمتری در قاره آسیا انجام گردیده است. در ایران نیز مانند دیگر مناطق دنیا

5- Centre National d'Etudes Spatiales

6- Center for Technological and Industrial Development

7- Microwave Imaging Radiometer by Aperture Synthesis

1- Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS)

2- European Space Agency

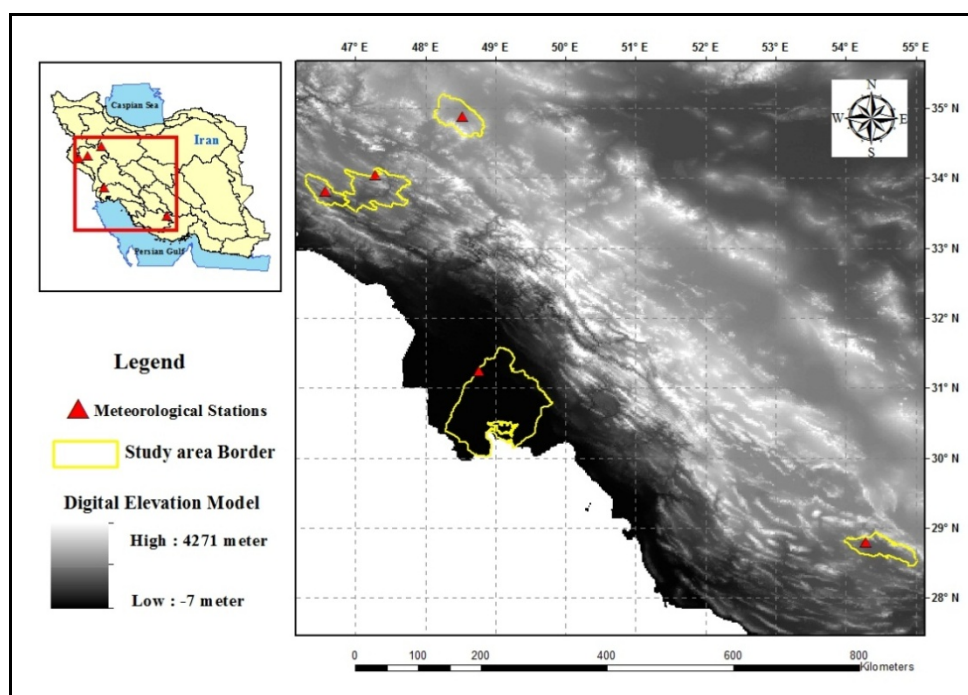
3- Advanced Microwave Scanning Radiometer (AMSR-E)

4- land surface data assimilation system

جدول ۱- مشخصات محدوده‌های مطالعاتی

Table 1- Specifications of study areas

نام محدوده مطالعاتی Study area name	نام حوضه آبریز Catchments name	طول جغرافیایی Longitude	عرض جغرافیایی Latitude	ارتفاع (مترمربع) Area (m)
هلیلان Helilan	کرخه Karkheh	From 46° 47' 5" to 47° 49' 42" E	From 33° 27' 40" to 34° 10' 50" N	3625
چرداول Chardaval	کرخه Karkheh	From 46° 15' 7" to 46° 56' 26" E	From 33° 33' 32" to 34° 5' N	1368
شادگان Shadegan	زهره-جراحی Zohreh-Jarahi	From 48° 11' 4" to 49° 53' 3" E	From 29° 57' 11" to 31° 38' 28" N	13328
داراب Darab	کل-مهران Kal-Mehran	From 53° 58' 10" to 55° 0' 52" E	From 28° 26' 48" to 28° 56' 15" N	2365
همدان-بهار Hamedan-Bahar	دریاچه نمک Salt Lake	From 48° 4' 53" to 48° 53' 12" E	From 34° 33' 25" to 35° 13' 15" N	2492



شکل ۱- موقعیت محدوده‌های مطالعاتی و ایستگاه‌های هواشناسی منتخب

Figure 1- Situation of study areas and selected meteorological stations

دو اسموس^۲ مورد ارزیابی قرار می‌گیرد.

ساختار محصولات رطوبت خاک سطح دو اسموس

بطور کلی محصولات رطوبت خاک سطح دو اسموس از دو فایل مجزا یکی فایل هدر و دیگری فایل بلوک داده‌ها تشکیل شده‌اند که این دو فایل در یک دایرکتوری زیپ شده قرار دارند.

سیستم شبکه‌بندی محصولات اسموس، شبکه ISEA4H9^۱ بوده که دارای سلول‌ها شش‌وجهی شکل است و فواصل گره‌های این شبکه به طور مساوی ۱۵ کیلومتری می‌باشد (۱۶، ۱۷). ماهواره اسموس چندین سری محصولات مختلف دارد که در این تحقیق اعتبارسنجی داده‌های رطوبت خاک از محصولات رطوبت خاک سطح

1- Icosahedral Snyder Equal Area projection with aperture 4, resolution 9

2- SMOS Level 2 Soil Moisture

در محدوده‌های مطالعاتی در شکل (۱) آمده است.

داده‌های ماهواره‌ای مورد نیاز تحقیق

محصول رطوبت خاک سطح دو اسموس (MIR_SMUDP2) شامل داده‌هایی مانند: بازیابی‌های رطوبت خاک، مقدار آب پوشش گیاهی، دماهای درختندگی محاسبه شده در ۴۲/۵ درجه، ثابت دی الکتریک سطح و... با تفکیک مکانی ۳۵ کیلومتر در مرکز میدان دید است. هدف این تحقیق اعتبارسنجی بازیابی‌های رطوبت خاک محصول MIR_SMUDP2، نسخه ۵۵۱ طی سال‌های ۲۰۱۲ و ۲۰۱۳ می‌باشد. در پروسه اعتبارسنجی داده‌های ماهواره‌ای بررسی می‌شوند که از نظر زمانی منطبق با روزهای دارای داده رطوبت خاک در ایستگاه‌های مطالعاتی (جدول ۲) باشند. تطبیق زمانی داده ماهواره و داده زمینی پس از بازکردن محصولات اسموس و استخراج اطلاعات از آن‌ها انجام می‌شود.

فرآیند خواندن و استخراج داده از محصولات ماهواره اسموس

دانشمندان ایسا براساس الگوریتم‌های اسموس مجموعه‌ای از کدها را برای بازکردن و خواندن محصولات سطح دو اسموس در زبان برنامه نویسی متلب تحت لینوکس توسعه داده‌اند. در تحقیق حاضر با استفاده از این کدها، خواندن و بازکردن محصول MIR_SMUDP2 و استخراج داده‌های مورد نیاز از هدر فایل و فایل بلوک داده‌های باینری این محصول، مانند: بازیابی‌های رطوبت خاک، زمان گذر ماهواره از منطقه (تاریخ و ساعت شروع و خاتمه تصویربرداری)، مختصات مکانی و اطلاعات مورد نیاز دیگر انجام گردید.

فرآیند کولوکیشن

کولوکیشن (هم‌مکانی و هم‌زمانی) روشی برای تجزیه و تحلیل داده‌های ژئوفیزیکی در سنجش از دور است که برای بررسی تطابق اندازه‌گیری‌های دو یا چند ابزار مختلف بکار می‌رود. کولوکیشن کردن می‌تواند برای اندازه‌گیری‌های سنجنده‌های هوابرد با خروجی مدل‌ها، مشاهدات سنجنده‌های مختلف با یکدیگر و مشاهدات سنجنده‌ها با داده‌های زمینی انجام شود (۱۲). در مطالعه حاضر با کولوکیشن محصولات MIR_SMUDP2 با داده‌های زمینی، داده‌های رطوبت خاک ماهواره‌ای برای اعتبارسنجی انتخاب می‌شوند که از لحاظ مکانی کمترین فاصله را با محل ایستگاه و از نظر زمانی نیز کمترین اختلاف زمانی را با اندازه‌گیری‌های ایستگاه‌های هواشناسی داشته باشند.

هدر فایل^۱، یک فایل ASCII XML با پسوند HDR است که دارای یک ساختار مشترک در همه محصولات اسموس بوده و از دو بخش هدر ثابت و هدر متغیر تشکیل شده است.

فایل بلوک داده‌ها^۲ (باینری) با پسوند DBL که شامل یک یا چندین مجموعه داده است و هر مجموعه داده شامل تعدادی از رکوردهای یکسان می‌باشد. بازیابی‌های رطوبت خاک به همراه داده‌های دیگر در این مجموعه داده‌ها قرار دارند. محصولات سطح دو رطوبت خاک اسموس شامل دو محصول MIR_SMUDP2^۳ و MIR_SMDAP2^۴ هستند.

اعتبارسنجی داده‌های ماهواره‌ای با داده‌های زمینی

در این مطالعه اعتبارسنجی بازیابی‌های رطوبت خاک محصول MIR_SMUDP2 با استفاده از اندازه‌گیری‌های رطوبت خاک در ایستگاه‌های هواشناسی در دوره آماری ۲۰۱۳-۲۰۱۲ انجام شده است. پروسه اعتبارسنجی به کمک روش کولوکیشن^۵ (هم‌مکانی و هم‌زمانی کردن) طی چند مرحله مختلف صورت پذیرفت که در ادامه توضیحات هر مرحله ارائه شده است.

۲-۳-۱- آماده‌سازی داده‌های زمین

برای اعتبارسنجی داده‌های ماهواره‌ای، از اندازه‌گیری‌های مستقیم رطوبت خاک در پنج ایستگاه تحقیقات هواشناسی کشاورزی (سازمان هواشناسی کشور) در محدوده‌های مطالعاتی منتخب استفاده گردید. رطوبت خاک در این ایستگاه‌ها در اعماق مختلف ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۵۰، ۷۰، ۱۰۰ سانتی‌متری و در مقیاس‌های زمانی: هفتگی، روزانه و ساعتی ثبت می‌شوند. باتوجه به این که ماهواره اسموس رطوبت خاک را در ۵ سانتی‌متری بالای خاک برآورد می‌نماید، لذا جهت اعتبارسنجی فقط از داده‌های ایستگاهی ثبت شده در عمق ۵ سانتی‌متری استفاده شد. در بررسی کمی و کیفی داده‌های ایستگاه‌های منتخب طی دوره آماری (۲۰۱۳-۲۰۱۲)، روزی که اندازه‌گیری رطوبت خاک در ایستگاه انجام شده و بارش نیز در آن روز رخ داده بود، از داده‌های مورد بررسی حذف گردید. سپس برای هر ایستگاه یک فایل شامل کلیه داده‌های روزانه رطوبت خاک، تاریخ و زمان اندازه‌گیری و مختصات مکانی (طول و عرض جغرافیایی) محل برداشت داده، با فرمت واحد به عنوان ورودی‌های اولیه مدل اعتبارسنجی تهیه شد. مشخصات ایستگاه‌های منتخب و تعداد روزهای مورد بررسی هر ایستگاه در جدول (۲) و موقعیت مکانی آن‌ها

- 1- Header File
- 2- Data Block File
- 3- Level 2 Soil Moisture User Data Product
- 4- Level 2 Soil Moisture Data Analysis Product
- 5- Collocation

جدول ۲- مشخصات ایستگاه‌های هواشناسی کشاورزی

Table 2- Specifications of meteorological stations

نام ایستگاه Station Name	طول جغرافیایی Longitude	عرض جغرافیایی Latitude	ارتفاع (متر) Altitude (m)	تعداد روز Number of Days
اهواز Ahvaz	48.77	31.23	12	105
داراب Darab	54.28	28.78	1098	50
اکباتان Ekbatan	48.53	34.87	1370	45
سرابله Sarableh	46.58	33.80	1030	142
سرارود Sararood	47.30	34.03	1361.7	101

داده برآوردی با سری داده‌های مشاهداتی می‌باشد. این روش خلاصه‌سازی گرافیکی شباهت بین دو سری داده را از لحاظ ضریب همبستگی (R)، اختلاف ریشه میانگین مربعات متمرکز شده (cRMSD) و انحراف معیار (σ) آنها (معادلات ۶-۷) کمی می‌نماید. موقعیت داده برآوردی روی نمودار تیلور براساس مقدار ضریب همبستگی و cRMSD آن با داده‌های زمینی و نیز انحراف معیار داده برآوردی تعیین می‌گردد (۳۰). رابطه بین سه شاخص آماری در نمودار تیلور بصورت معادله (۵) است.

$$cRMSD^2 = \sigma_{SM_{InSitu}}^2 + \sigma_{SM_{SMOS}}^2 - 2 * \sigma_{SM_{InSitu}} * \sigma_{SM_{SMOS}} * R \quad (5)$$

$$\sigma_{SM_{SMOS}}^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (SM_{SMOS_i} - \overline{SM_{SMOS}})^2 \quad (6)$$

$$\sigma_{SM_{InSitu}}^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (SM_{InSitu_i} - \overline{SM_{InSitu}})^2 \quad (7)$$

نتایج و بحث

دستیابی به مدل اعتبارسنجی داده‌های اسموس

همانگونه که ذکر گردید پروسه اعتبارسنجی داده‌های ماهواره اسموس شامل چندین مرحله مختلف می‌باشد. براساس الگوریتمی که در این تحقیق تعریف شده است و با استفاده از زبان برنامه نویسی متلب تحت سیستم عامل لینوکس Red Hat، بخش‌های مختلف پروسه اعتبارسنجی بصورت یکپارچه درآمد و در نهایت مدل اعتبارسنجی داده‌های رطوبت خاک اسموس حاصل گردید. مدل اعتبارسنجی برای پنج ایستگاه منتخب اجرا شده و در نهایت داده‌های رطوبت خاک محصولات اسموس و داده‌های زمینی متناظر با آنها، به

شاخص‌های اندازه‌گیری خطاهای اعتبارسنجی

ارزیابی خطای اعتبارسنجی محصولات اسموس در این مطالعه، با استفاده از شاخص‌های آماری مختلف و نمودار تیلور انجام گردید. برای اندازه‌گیری تفاوت بین سری داده‌های ماهواره‌ای و مشاهدات زمینی از شاخص‌های آماری اختلاف ریشه میانگین مربعات (RMSD)^۱، اختلاف ریشه میانگین مربعات متمرکز شده (cRMSD)^۲ برای جلوگیری از بایاس‌های احتمالی ایجاد شده بین دو سری داده توسط RMSD بکار می‌رود (۱۱)، میانگین خطای اریبی^۳ یا بایاس (MBE) و از ضریب همبستگی (R) نیز برای اندازه‌گیری رابطه بین دو سری داده استفاده شد (معادله‌های ۱-۴). در این معادلات SM_{InSitu} و SM_{SMOS} به ترتیب رطوبت خاک ماهواره‌ای و رطوبت خاک اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌ها می‌باشند.

$$RMSD = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(SM_{InSitu_i} - SM_{SMOS_i})^2}{n}} \quad (1)$$

$$cRMSD = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{[(SM_{InSitu_i} - \overline{SM_{InSitu}}) - (SM_{SMOS_i} - \overline{SM_{SMOS}})]^2}{n}} \quad (2)$$

$$MBE = \frac{\sum_{i=1}^n (SM_{InSitu_i} - SM_{SMOS_i})}{n} \quad (3)$$

$$R = \frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (SM_{InSitu_i} - \overline{SM_{InSitu}})(SM_{SMOS_i} - \overline{SM_{SMOS}})}{\sigma_{SM_{InSitu}} \sigma_{SM_{SMOS}}} \quad (4)$$

نمودار تیلور روشی برای پلات کردن سه شاخص آماری در یک نموداری دو بعدی است که نشان دهنده چگونگی نزدیکی یک سری

- 1 - Root Mean Square Difference
- 2 - Centered Root Mean Square Difference
- 3 - Mean Bias Error

عنوان خروجی مدل در فایل‌هایی برای ارزیابی خطا در مرحله بعدی ذخیره شدند. الگوریتم مدل اعتبارسنجی در شکل ۲ ارائه شده است.

نتایج ارزیابی خطای اعتبارسنجی رطوبت خاک ماهواره‌ای

به منظور بررسی دقت بازیابی‌های رطوبت خاک اسموس در محدوده‌های مطالعاتی، داده‌های رطوبت خاک اسموس و داده‌های زمینی (حاصل از مدل اعتبارسنجی) با استفاده از شاخص‌های آماری مختلف مورد ارزیابی قرار گرفتند که نتایج آنها در جدول ۳ آمده است.

بررسی ضرایب همبستگی بین داده‌های رطوبت خاک اسموس و داده‌های زمینی (جدول ۳) نشان داد که در ایستگاه‌های منتخب ضریب همبستگی بین ۰/۷۵ تا ۰/۸۸ متغیر است. بطوری‌که بیشترین مقدار ضریب همبستگی مربوط به ایستگاه اهواز ($R=0/88$) و کمترین ضریب همبستگی متعلق به ایستگاه سرابله ($R=0/75$) بود. لذا این مقادیر بیانگر همبستگی خوب بین برآوردهای اسموس با اندازه‌گیری‌های زمینی در ایستگاه‌های منتخب است.

بررسی مقادیر اریبی محاسبه شده در ایستگاه‌های مختلف (جدول ۳) بیانگر آن است که در ایستگاه‌های اهواز ($MBE=0/04m^3m^{-3}$)، سرارود ($MBE=0/01m^3m^{-3}$) و سرابله ($MBE=0/04m^3m^{-3}$) با توجه به مقادیر مثبت اریبی، مقداری کم برآوردی در بازیابی‌های رطوبت خاک اسموس در مقایسه با اندازه‌گیری‌های مستقیم رطوبت خاک در ایستگاه‌های هواشناسی وجود دارد. اما در ایستگاه‌های داراب ($MBE=-0/01m^3m^{-3}$) و اکباتان

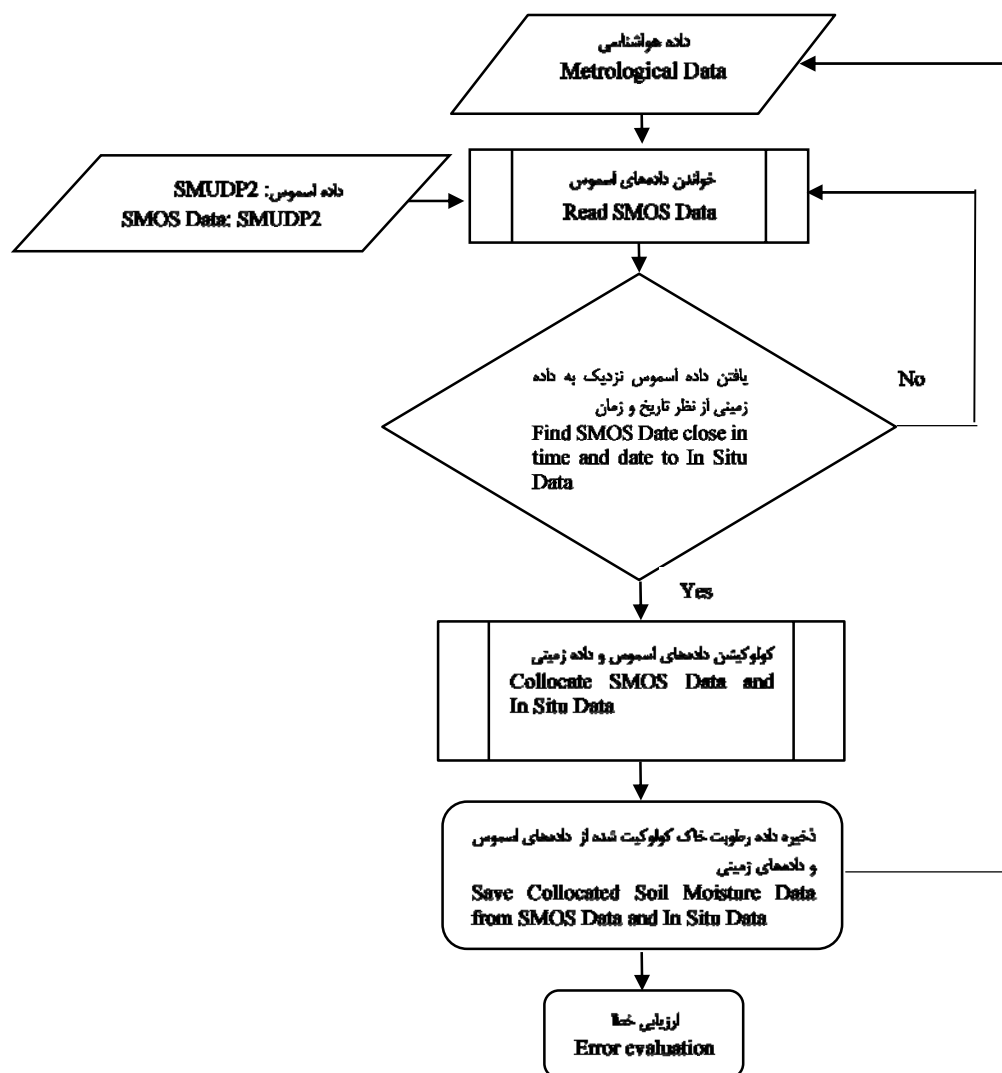
($MBE=-0/03m^3m^{-3}$) با داشتن مقادیر منفی اریبی، برآوردهای رطوبت خاک اسموس دارای مقداری جزئی بیش‌برآوردی هستند. ارزیابی مقادیر شاخص آماری اختلاف ریشه میانگین مربعات (جدول ۳) مشخص نمود که RMSD بین سری داده‌های برآوردی ماهواره و مشاهدات زمینی در ایستگاه‌های مختلف بین $0/062m^3m^{-3}$ تا $0/02m^3m^{-3}$ متغیر است. در بین ایستگاه‌های مختلف در ایستگاه اهواز، داده‌های رطوبت خاک ماهواره‌ای با $RMSD=0/04m^3m^{-3}$ نزدیک‌ترین دقت را به مقدار هدف اسموس ($RMSD=0/04m^3m^{-3}$) داشتند و در ایستگاه سرابله با $RMSD=0/062m^3m^{-3}$ بیشترین اختلاف‌ریشه میانگین مربعات بین سری داده‌های ماهواره‌ای و داده‌های زمینی وجود دارد.

در این تحقیق از نمودار تیلور برای بررسی تطابق سری داده‌های برآوردی اسموس با سری داده‌های زمینی استفاده شده است (شکل ۳). در نمودار تیلور ضریب همبستگی دو سری داده به شکل شعاع‌های دایره روی قوس اصلی و cRMSD داده برآوردی و مشاهداتی بصورت نیم‌دایره‌های خط‌چین نسبت به مقدار اندازه‌گیری زمینی (InSitu) روی محور xها نشان داده شده‌اند. فواصل شعاعی از مبدا نمودار نیز مربوط به مقادیر انحراف معیار می‌باشند. در نمودار تیلور هرچه موقعیت مکانی داده برآوردی (SMOS) به مقدار مشاهداتی (InSitu) نزدیک‌تر باشد، بیانگر آن است که برآوردهای ماهواره‌ای از دقت بالاتری برخوردارند. در شکل ۳- نمودارهای تیلور برای پنج ایستگاه مطالعاتی محاسبه شده‌اند.

جدول ۳- ارزیابی خطای مقایسه رطوبت خاک اسموس با اندازه‌گیری‌های رطوبت خاک در ایستگاه‌های هواشناسی

Table 3- Error evaluation for Compare of SMOS soil moisture and soil moisture measurements at meteorological stations

نام ایستگاه Station Name	RMSD (m^3m^{-3})	MBE (m^3m^{-3})	cRMSD (m^3m^{-3})	ضریب همبستگی R	انحراف معیار (m^3m^{-3}) Standard Deviation	
					SMOS	In situ
اهواز Ahvaz	0.048	0.040	0.021	0.88	0.045	0.029
سرارود Sararod	0.059	0.011	0.058	0.86	0.087	0.110
سرابله Sarableh	0.062	0.048	0.050	0.75	0.077	0.076
داراب Darab	0.028	-0.01	0.008	0.82	0.008	0.013
اکباتان Ekbatan	0.020	-0.031	0.025	0.80	0.041	0.023



شکل ۲- الگوریتم مدل اعتبارسنجی داده‌های رطوبت خاک اسموس
Figure 2- Algorithm for validation of SMOS soil moisture data

دارد و دامنه تغییرات مکانی داده‌های اسموس در این ایستگاه نیز مانند سرابله مناسب می‌باشد.

بطور کلی در نمودار تیلور هر چه ضریب همبستگی بین دو سری داده بالاتر، cRMSD بین داده‌ها پایین‌تر و اختلاف انحراف معیار دو سری داده کمتر باشد، تطابق داده‌های برآوردی و مشاهداتی بیشتر می‌شود. بنابراین ایستگاه اهواز با بالاترین ضریب همبستگی، cRMSD برابر $0.21 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ و اختلاف انحراف معیار ناچیز دو سری داده، بهترین تطابق بین بازیابی‌های رطوبت خاک اسموس و داده‌های اندازه‌گیری شده زمینی وجود دارد.

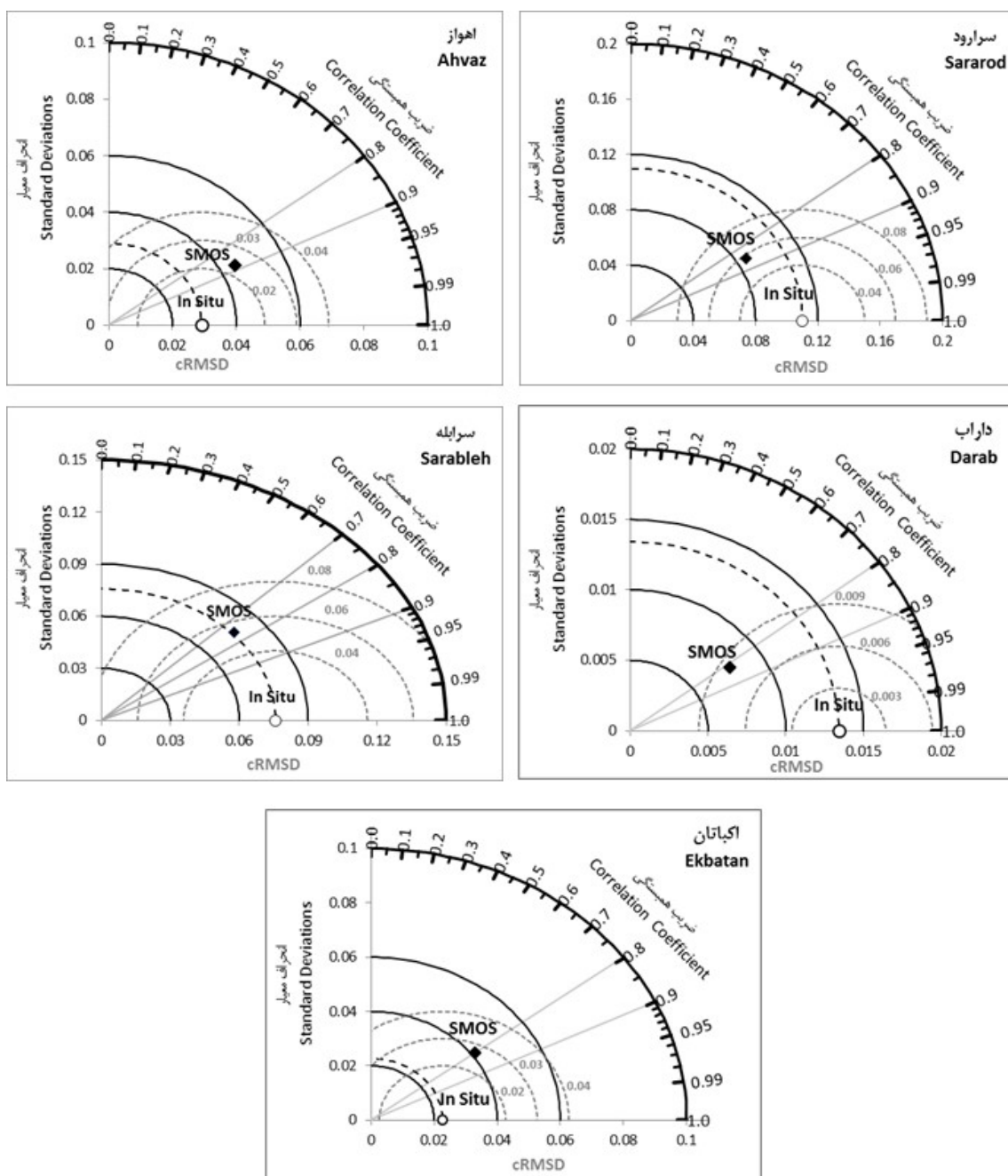
با توجه به دقت و کیفیت مطلوب داده‌های اسموس در منطقه مطالعاتی، محصولات این ماهواره می‌توانند ابزار مناسبی برای استخراج نقشه‌های رطوبت خاک باشند. در تحقیق حاضر برای نمونه نقشه

در نمودار تیلور ایستگاه اهواز، بالاترین ضریب همبستگی ($R=0.88$) بین دو سری داده در بین همه ایستگاه‌ها وجود داشته، همچنین دامنه تغییرپذیر مکانی داده‌های اسموس با توجه به اختلاف انحراف معیار دو سری داده بسیار ناچیز است. در ایستگاه سرابله داده‌های اسموس با انحراف معیار $0.077 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ، دقیقاً منطبق بر قوس انحراف معیار داده‌های مشاهداتی می‌باشند. داده‌های اسموس در این ایستگاه انحراف معیار درستی داشته و نسبت به دیگر ایستگاه‌ها از دامنه تغییرات مکانی مناسب‌تری برخوردارند. اما کمترین ضریب همبستگی بین دو سری داده ($R=0.75$) در این ایستگاه دیده می‌شود.

در نمودار تیلور ایستگاه داراب، کمترین اختلاف بین سری داده‌های ماهواره‌ای و زمینی ($cRMSD = 0.008 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) وجود

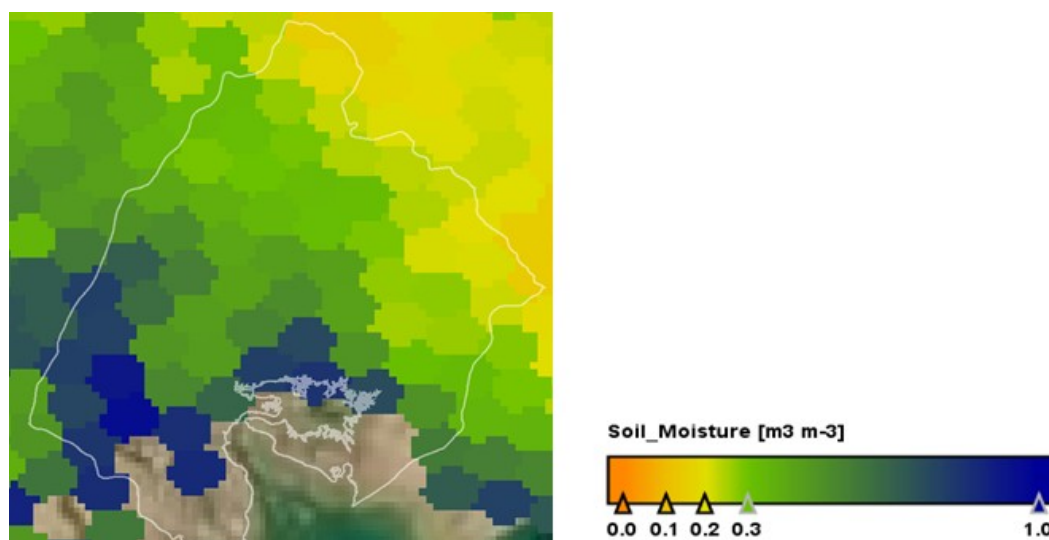
(شکل ۴).

رطوبت خاک روز ۱۴ نوامبر سال ۲۰۱۳ در محدوده مطالعاتی شادگان، از محصولات رطوبت خاک سطح دو اسموس استخراج گردیده است



شکل ۳- نمودارهای تیلور نشان دهنده دقت داده‌های اسموس در مقایسه با اندازه‌گیری‌های ایستگاهی

Figure 3- Taylor Diagrams showing accuracy of SMOS as compared to the in situ measurement



شکل ۴- نقشه رطوبت خاک روز ۱۴ نوامبر ۲۰۱۳ در محدوده مطالعاتی شادگان
Figure 4- Soil Moisture map for 14 November 2013 at Shadegan study area

نتیجه گیری کلی

با اندازه گیری های رطوبت خاک در ایستگاه دارند. در مجموع چنین نتیجه گیری می شود که بازیابی های رطوبت خاک اسموس در مقایسه با داده های اندازه گیری شده در ایستگاه های مطالعاتی از دقت مناسبی برخوردار هستند.

کمبود و فقدان داده های رطوبت خاک در اغلب مناطق کشور همواره از مشکلات مهم در مدل سازی هیدرولوژیکی، پیش بینی های هواشناسی و مدیریت و برنامه ریزی منابع آب می باشد. بنابراین براساس نتایج تحقیق حاضر، برآوردهای رطوبت خاک ماهواره اسموس می تواند ابزار مناسبی برای تهیه نقشه های رطوبت خاک و ارزیابی تغییرات زمانی و مکانی رطوبت خاک در محدوده های مطالعاتی مورد بررسی باشد.

تشکر

نگارندگان مقاله از آژانس فضایی اروپا به دلیل در اختیار قرار دادن داده های ماهواره اسموس و همچنین از آقای دکتر اسحاق مردای دانشیار پژوهشی مرکز تحقیقات فضایی ناسا گودارد دانشگاه مریلند آمریکا به خاطر راهنمایی ها ارزنده و فراهم آوردن زمینه انجام این طرح در مرکز علوم زمین (ESSIC) دانشگاه مریلند کمال تشکر را دارند.

در این مطالعه اعتبارسنجی بازیابی های رطوبت خاک محصول SMUDP2 ماهواره میکروویو اسموس با استفاده از داده های رطوبت خاک اندازه گیری شده در عمق ۵ سانتی متری سطح زمین، در پنج ایستگاه ها هواشناسی طی سال های ۲۰۱۳-۲۰۱۲ انجام گردید. اعتبارسنجی داده های اسموس براساس الگوریتم تعریف شده در این مطالعه و با استفاده از مدل اعتبارسنجی توسعه داده شده صورت پذیرفت.

نتایج ارزیابی خطای اعتبارسنجی ها در ایستگاه های منتخب مشخص کرد که بازیابی های رطوبت خاک اسموس در ایستگاه های اهواز، سرارود و سرابله دارای مقداری کم برآوردی و در ایستگاه های داراب و اکباتان مقدار ناچیزی بیش برآوردی دارند.

در بین پنج ایستگاه مطالعاتی، براساس نتایج ارزیابی خطا و نمودار تیلور، بازیابی های رطوبت خاک اسموس در ایستگاه اهواز با بالاترین ضریب همبستگی ($R=0.88$)، $RMSD=0.048 m^3 m^{-3}$ و $cRMSD=0.021 m^3 m^{-3}$ بهترین تطابق را با اندازه گیری های زمینی داشته و نزدیک ترین دقت را به مقدار هدف اسموس ($RMSD=0.04 m^3 m^{-3}$) دارند. پس از آن برآوردهای اسموس در ایستگاه داراب با ضریب همبستگی $R=0.82$ ، $RMSD=0.028 m^3 m^{-3}$ و $cRMSD=0.008 m^3 m^{-3}$ تطابق خوبی

منابع

- 1- Al-Yaari A., Wigneron, J.-P., Ducharne, A., Kerr, Y., De Rosnay, P., De Jeu, R., Govind, A., Al Bitar, A., Albergel, C., and Munoz-Sabater J. 2014. Global-scale evaluation of two satellite-based passive microwave soil moisture

- datasets (SMOS and AMSR-E) with respect to Land Data Assimilation System estimates, *Remote Sensing of Environment*, 149: 181-195.
- 2- Al Bitar A., Leroux D., Kerr Y. H., Merlin O., Richaume P., Sahoo A., and Wood E. F. 2012. Evaluation of SMOS soil moisture products over continental US using the SCAN/SNOTEL network, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50 (5): 1572-1586.
 - 3- Bircher S., Skou N., Kerr Y.H., and Member S. 2013. Validation of SMOS L1C and L2 Products and Important Parameters of the Retrieval Algorithm in the Skjern River Catchment , Western Denmark, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 51:2969-85.
 - 4- Coopersmith E.J., Cosh M.H., Petersen W.A., Prueger J., and Niemeier J.J. 2015. Soil Moisture Model Calibration and Validation: An ARS Watershed On the South Fork of the Iowa River, *Journal of Hydrometeorology*, 16, 1087-1101.
 - 5- Dall'Amico J.T. 2012. Multiscale analysis of soil moisture using satellite and aircraft microwave remote sensing, in situ measurements and numerical modelling , Dissertation, University of Munich, Department of Geography, Munich, Germany.
 - 6- Dall'Amico J.T., Schlenz F., Loew A., Mauser W. 2012. First Results of SMOS Soil Moisture Validation in the Upper Danube Catchment, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50:1507-16.
 - 7- Djamai N., Magagi R., Goïta K., Hosseini M., Cosh M.H., Berg A., and Toth B. 2015. Evaluation of SMOS soil moisture products over the CanEx-SM10 area, *Journal of Hydrology*, 520:254-67.
 - 8- Djamai N., Magagi R., Goïta K., Merlin O., Kerr Y., and Walker A. 2015. Disaggregation of SMOS soil moisture over the Canadian Prairies, *Remote Sensing of Environment*, 170:255-68.
 - 9- Famiglietti J.S., Ryu D., Berg A.A., Rodell M., and Jackson T.J. 2008. Field observations of soil moisture variability across scales, *Water Resources Research*, 44:1-16.
 - 10- Gherboudj I., Magagi R., Goïta K., Berg A.A., Toth B., and Walker A. 2012. Validation of SMOS Data Over Agricultural and Boreal Forest Areas in Canada, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50(5):1623-35.
 - 11- González-Zamora Á., Sánchez N., Martínez-Fernández J., Gumuzzio Á., Piles M., Olmedo E. 2015. Long-term SMOS soil moisture products: A comprehensive evaluation across scales and methods in the Duero Basin (Spain), *Physics and Chemistry of the Earth*, 83:123-36.
 - 12- Holl G. 2012. Collocations Toolkit in Atmlab (version 2-1-70).
 - 13- Jackson T.J., Bindlish R., Cosh M., and Zhao T. 2011. SMOS Soil Moisture validation with U.S. in situ networks, *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*: 21-3.
 - 14- Jackson T.J., Bindlish R., Member S., Cosh M.H., Zhao T., Member S., et al. 2012. Validation of Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS) Soil Moisture Over Watershed Networks in the U.S., *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50(5) :1530-43.
 - 15- Kerr Y.H., Waldteufel P., Richaume P., Wigneron J.P., Ferrazzoli P., Mahmoodi A., et al. 2012. The SMOS soil moisture retrieval algorithm, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50(5):1384-403.
 - 16- Kerr Y.H., Waldteufel P., Wigneron J.-P., Delwart S., Cabot F.O., Boutin J., et al. 2010. The SMOS mission: New tool for monitoring key elements of the global water cycle, *Proceedings of the IEEE*, 98(5):666-87.
 - 17- Kerr Y.H., Waldteufel P., Wigneron J.-P., Martinuzzi J.-M., Font J., and Berger M. 2001. Soil moisture retrieval from space: The Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS) mission, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39(8):1729-35.
 - 18- Kornelsen K.C., and Coulbaly P. 2015. Reducing multiplicative bias of satellite soil moisture retrievals, *Remote Sensing of Environment*, 165:109-22.
 - 19- Leroux D.J., Kerr Y.H., Al Bitar A., Bindlish R., Jackson T.J., Berthelot B., et al. 2014. Comparison between SMOS, VUA, ASCAT, and ECMWF soil moisture products over four watersheds in U.S., *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(3):1562-71.
 - 20- Leroux D.J., Kerr Y.H., Richaume P., and Fieuzal R. 2013. Spatial distribution and possible sources of SMOS errors at the global scale, *Remote Sensing of Environment*, 133:240-50.
 - 21- Louvet S., Pellarin T., al Bitar A., Cappelaere B., Galle S., Grippa M., et al. 2015. SMOS soil moisture product evaluation over West-Africa from local to regional scale, *Remote Sensing of Environment*, 156:383-94.
 - 22- Mason P., Zillman J., Simmons A., Lindstrom E., Harrison D., Dolman H., et al. 2010. Implementation plan for the global observing system for climate in support of the UNFCCC (2010 Update), Geneva: GOOS-184, GTOS-76, WMO-TD/No. 1523, 2010.
 - 23- McNally A., Husak G.J., Brown M., Carroll M., Funk C., Yatheendradas S., Arsenault K., Peters-Lidard C., and Verdin, J.P. 2015. Calculating Crop Water Requirement Satisfaction in the West Africa Sahel with Remotely Sensed Soil Moisture., *Journal of Hydrometeorology*, 16:295-305.
 - 24- Pan M., Sahoo a.K., Wood E.F., Al Bitar A., Leroux D., and Kerr Y.H. 2012. An Initial Assessment of SMOS Derived Soil Moisture over the Continental United States, *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 5(5):1448-57.

- 25-Sánchez N., Martínez-fernández J., Scaini A., and Pérez-gutiérrez C. 2012.Validation of the SMOS L2 Soil Moisture Data in the REMEDHUS Network (Spain), *EEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50(5):1602-11.
- 26-Schalie R., Parinussa R.M., Renzullo L.J., van Dijk A.I.J.M., Su C.H., and de Jeu R.A.M. 2015. SMOS soilmoisture retrievals using the land parameter retrievalmodel: Evaluation over the Murrumbidgee Catchment, southeast Australia, *Remote Sensing of Environment*, 163:70-9.
- 27-Schalie R.v.d., Kerr Y.H., Wigneron J.P., Rodríguez-Fernández N.J., Al-Yaari A., and Jeu R.A.M.d. 2016. Global SMOS Soil Moisture Retrievals from The Land Parameter Retrieval Model, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 45:125-34.
- 28-Schlenz F., Dall'Amico J.T., Loew A., and Mauser W. 2012. Uncertainty Assessment of the SMOS Validation in the Upper Danube Catchment., *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50 (5):1517-29.
- 29-Su C.-H., Ryu D., Young R.I., Western A.W., and Wagner W. 2013. Inter-comparison of microwave satellite soil moisture retrievals over the Murrumbidgee Basin, southeast Australia, *Remote Sensing of Environment*,134:1-11.
- 30- Taylor K.E. 2001. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 106(D7):7183-92.
- 31-Wagner W., Brocca L., Naeimi V., Reichle R., Draper C., De Jeu R., et al. 2014. Clarifications on the "comparison between SMOS, VUA, ASCAT, and ECMWF Soil Moisture Products over Four Watersheds in U.S.", *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*,52(3):1901-6.
- 32-Zeng J., Li Z., Chen Q., Bi H. 2014. Method for Soil Moisture and Surface Temperature Estimation in the Tibetan Plateau Using Spaceborne Radiometer Observations, *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*,12(1):97-101.
- 33- Zeng J., Li Z., Chen Q., Bi H., Qiu J., and Zou P. 2015. Evaluation of remotely sensed and reanalysis soil moisture products over the Tibetan Plateau using in-situ observations, *Remote Sensing of Environment*,163:91-110.
- 34-Zhao L., Yang K., Qin J., Chen Y., Tang W., Lu H., and Yang Z.L. 2014.The scale-dependence of SMOS soil moisture accuracy and its improvement through land data assimilation in the central Tibetan Plateau, *Remote Sensing of Environment*,152:345-55.



Validation of Soil Moisture Retrievals from SMOS Microwave Satellite

M. Jamei¹-M. Mousavi Baygi^{2*}- A. Alizadeh³- P. Irannejad⁴

Received: 19-10-2016

Accepted: 22-05-2017

Introduction: Surface soil moisture is one of the most important variables in the hydrological cycle, and plays a key role in scientific and practical applications such as hydrological modelling, weather forecasting, climate change studies and water resources managements. Microwave radiometry at low frequencies (1.4GHz) is an established technique for estimating global surface soil moisture with a suitable accuracy. In recent years, soil moisture measurements have become increasingly available from satellite-based microwave sensors. The ESA's Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS) satellite was launched in November 2009. It carries the first L-band 2-D synthetic aperture microwave radiometer to provide global estimates of soil moisture with an averaged ground resolution of 43 km over the field of view. The main objective of this research was to validate SMOS soil moisture retrievals over the west and south west of Iran.

Materials and Methods: The study area is located in the west and southwest of Iran which contains five areas belonging to the Ministry of Power. For the validation of SMOS data over the study area, the SMOS soil moisture retrievals from MIR_SMUDP2 products were compared with ground-based in situ measurements. The validation process was carried out using Collocation technique for the period 2012-2013. Collocation technique is a method used in the field of remote sensing to verify compliance measurements from two or more different instruments. In this study, the collocation codes were developed in Matlab Linux programming language. The ground-based in situ measurements included direct soil moisture measurements at the 5cm depth which were collected from five meteorological stations in the study area. We prepared a file for each station which contained daily soil moisture, date and time, geographical coordinates of meteorological stations as input for validation model. The SMOS Level 2 Soil Moisture User Data Product (MIR_SMUDP2 files) version 551, which were provided through the ESA, contains the retrieved soil moisture and simulated TB, dielectric constants, etc. In this work, the ESA's SMOS Matlab tool on RedHat Linux was used to read and derive soil moisture data from MIR_SMUDP2 files. Four statistical metrics and Taylor diagram were used for the evaluation error of validation; the Root Mean Squared Difference (RMSD), the centered Root Mean Square Difference (cRMSD), the Mean Bias Error or bias and the correlation coefficient (R).

The Taylor diagrams were used to represent three different statistical metrics (R, centered Root Mean Square Difference (cRMSD) and standard deviation) on two dimensional plots to graphically describe how closely SMOS dataset matched ground-based observations.

Results and Discussion: Based on the research algorithm and using MATLAB, the Validation model for SMOS soil moisture data was obtained. This model was applied for five meteorological stations and the collocated soil moisture data from SMOS data and in situ data was saved as output of model to error evaluation. The results of validation error showed a good correlation between the SMOS soil moisture and in situ measurements. The highest and lowest correlation coefficients were shown at Ahvaz ($R=0.88$) and Sarableh ($R=0.75$) stations, respectively. According to the bias values, the SMOS soil moisture retrievals had underestimation at Ahvaz ($MBE=0.04 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$), Sararod ($MBE=0.011 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$), Sarableh ($MBE=0.048 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$) stations, whereas a slight overestimation of the SMOS product was detected at the Darab ($MBE=-0.01 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$) and Ekbatan ($MBE=-0.031 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$) stations. In addition, the Root Mean Squared Difference (RMSD) values between the SMOS data and in situ data varied from 0.02 to $0.062 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ and at Ahvaz station with $RMSD=0.048 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ is close to the targeted SMOS accuracy of $0.04 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$. Based on the Taylor diagrams, SMOS data had the highest correlation ($R=0.88$) with in situ measurements at Ahvaz station and the lowest difference ($cRMSD=0.008 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$) between two data sets was found at Darab station.

Conclusions: The objective of this paper was to validate ESA's SMOS (Soil Moisture and Ocean Salinity) satellite products in the west and southwest of Iran for the period of 2012-2013. The validation of SMOS soil moisture retrievals from MIR_SMUDP2 products was done by using soil moisture measurements from five meteorological stations. The SMOS soil moisture retrievals showed underestimations at Ahvaz, Sararod

1, 2 and 3- PhD Student of Agrometeorology, Professor of Meteorology and Professor of Water Science and Engineering Department, Ferdowsi University of Mashhad

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

4- Associate Professor, Space Physics Department, University of Tehran

and Sarableh stations, whereas a slight overestimation were found at Darab, Ekbatan stations. The validation results and Taylor diagrams showed that the SMOS soil moisture retrievals with $R=0.88$, $RMSD=0.048 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$, $cRMSD=0.021 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ at Ahvaz station was very close to the targeted SMOS accuracy objective of $0.04 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ and then at Darab station SMOS data with $R=0.82$, $RMSD=0.028 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$, $cRMSD=0.008 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ indicated a good agreement with ground soil moisture measurements. Overall, the SMOS soil moisture data had an acceptable accuracy and agreement with in situ data at all stations. Therefore, we can use these data sets as a tool to derive soil moisture maps at study areas.

Keywords: L- Band, Microwave Radiometry, MIR_SMUDP2 Product, Remote Sensing, Soil Moisture Map

Contents

Investigating the effect of the Environmental Parameters and Suspended Sediment in Coliform Contamination Transport Using numerical model	358
J. Javadi Orte cheshme - S.M. Kashefipour	
Reduction of variable nitrogen river water loading model by variance based sensitivity analysis, Case Study: Tweedriverbasin	371
M. Janfada - D. Shahsavani	
Optimization of Land and Irrigation Water Allocation Based on Water Balance Approach Using Linear Programming	385
H.R. Moradi –K. Jalili – O. Bozorg Hadad	
The Relationship Between Integral Energy (EI) of Different Soil Moisture Ranges and S-Index in Medium to Coarse-textured Soils	398
M. Zangiabadi - M. Gorji - M. Shorafa - P. Keshavarz - S. Saadat	
Maximum Length of Solute Diffusion in a Parabolic Channel under Permeable and Impermeable Bed Conditions	410
S. Zebardast – S. H. Tabatabaei – F. Abbasi – M. Heidarpour – C. Gualtieri	
The Effect of Controlled drainage and Irrigation Management on Growth Characteristics and Rice Yield in the arid and semi-arid	421
S.M. Mirabolghasemi - M. Ghobadinia- A.R. Ghasemi- M.R. Nouri-Emamzadeie	
Using the Concept of Virtual Water Footprint in Main Crops Production for Crossing the water crisis in Qazvin	433
H. Ramezani Etedali - A.R. Shokoohi- S. A. Mojtavavi	
A Multi-Objective Bargaining and Fuzzy Programming Approaches for Optimal Water Allocation with Emphasis on Deficit Irrigation	448
O. Nasiri-Gheidari - S. Marofi	
The Ability of two Plant Species to Uptake of Iron from Substrates Containing Muscovite and Phlogopite	459
M. Soleimanzadeh - H. Khademi - M. Sepehri	
Effects of Cadmium and Zinc Interactions on Growth and Chemical Composition of Corn (<i>Zea mays</i> cv. single cross)	477
S. Sadeghi - S. Ostan - N. Najafi - M. Valizadeh - H. Monirifar	
Study of Magnetic Susceptibility of the Soils of a Toposequence	489
Case Study: Beshar Plain, Kohgilouye Province	
M. Enjavinejad - H.R. Owliaie- E. Adhami	
Evaluation of Dryland Barley (<i>Hordum vulgare</i>) Genotypes Response to the Nitrogen Rates and Application Times	508
V. Feiziasl	
Change in Availability and Fractions of Copper in the Rhizosphere of Sunflower in a Contaminated Soil Treated With Chelators	521
M. Rahmanian - A.R. Hosseinpour -E. Adhami- H.R. Motaghian	
Land Suitability Evaluation for Irrigated Wheat in Zanjan Plain Using Limitation Scores	532
Y. Safari - M.A. Delavar- Z. Noori	
Use of Geostatistical Method to Determine the Most Effective Aggregate Component for Estimating Soil Structural Stability	544
S. Bardsirizadeh - I. Esfandiarpour Borujeni- A.A. Besalatpour- P. Abbaszadeh Dehaji	
Role of Biological Soil Crusts Enrichment through Bacteria Inoculation and Stimulation of Nitrogen Increasing in an Erosion-Prone Soil	556
Hossein Kheirfam - Mehdi Homaei - Seyed Hamidreza Sadeghi	
Effect of Pistachio Residue Biochar Prepared at Two Different Temperatures and Different Nitrogen and Phosphorus Levels on Some Macronutrients Concentration and Spinach Growth	569
H. Rajabi - S. Safarzadeh-A. Ronaghi	

Determining the Optimum Level of the Nutrient Elements and Evaluating the Nutritional Status of Lisbon Lemon and Perl Tangerine in Dezful using DRIS Method	580
S. Mirzaee - MH. Rasouli-Sadaghiani - N. Miran	
Mineralization of Organic Carbon and Nitrogen of Wheat strawresidue in Cadmium Contaminated Soils	596
Z. Bigdeli - A. Golchin- S. Shafiei	
Effects of <i>Aspergillus Niger</i> and Green Manure on Soil Phosphorus Solubility in the Incubation Conditions	608
A. Ehsani nezhad - A. Abbaspour - H. R. Asghari - H.R. Samadlouie	
Effect of Sugarcane Bagasse Made Biochar on Maize Plant Growth, Grown in Lead and Cadmium Contaminated Soil	626
M. Biria - A. A. Moezzi- H. AmeriKhah	
The Effect of Arsenic on Phosphorus, Iron, Zinc and Manganese Concentrations in Soil and Corn Plant	643
T. Mansouri - A. Golchin- M. Babaakbari Sari	
Evaluation the Trend and Trend Chang Point of Urmia Lake Basin Precipitation	659
M. Nazeri Tahroudi - F. Ahmadi- K. Khalili	
Validation of Soil Moisture retrievals from SMOS Microwave Satellite	672
M. Jamei - M. Mousavi Baygi- A. Alizadeh- P. Irannejad	

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 31 No. 2 May.-Jun. 2017

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
Davari, K.	Irrigation and Drainage	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
Khademi, H.	Soil Science	Prof., Isfahan University of Technology
Khanjani, M.J.	Irrigation and Civil Eng.	Prof., Shahid Bahonar University of Kerman
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: Faculty of Agriculture, 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).