

- طراحی و تحلیل رژیم جریان مطلوب اکولوژیکی رودخانه زرین گل با استفاده از روش های
هیدرولوژیکی و مدل اکوهیدرولیکی شبیه سازی زیستگاه ۵۱۵
محمدحسن نادری- مهدی ذاکری-نیا- میثم سالاری جزی
بررسی تأثیر مدیریت آبیاری بر نوسانات سطح آب زیرزمینی کم عمق
(یک مطالعه موردی: مناطق میانداوب و مهاباد) ۵۳۳
عبدالرحیم فیروزی- سید مجید میرلطیفی- حامد ابراهیمیان
اثر توأم رژیم های آبیاری و کود نیتروژن بر تغییرات رطوبتی خاک و عملکرد ذرت دانه ای با سامانه
آبیاری قطره ای تیپ ۵۴۹
نادر کوهی چله کران- حسین دهقانی سانج- امین علیزاده- الهه کتغانی
بررسی کمبود آب با در نظر گرفتن همزمان کمیت و کیفیت آب و جریان زیست محیطی زیرنه رود ۵۶۵
بهجت سرچشمه- جواد بهمنش- وحید رضاردی نژاد
شبیه سازی عملکرد، تبخیر-تعرق، نیاز آبی و کارایی مصرف آب گندم با استفاده از مدل
CERES-WHEAT-DSSAT در دشت شهرکرد ۵۷۹
صغری توفیق- داریوش رحیمی- حجت الله یزدان پناه
کارایی نیتروژن آسید در آشوبی و پالایش کادمیوم از خاک توسط گیاه ذرت ۵۹۳
نرگس محراب- مصطفی چرم- مجتبی نوروزی مصیر
نقش ورمی کمپوست در تغییر مؤلفه های فیزیکی، شیمیایی، هیدرولیکی و آشوبی یک خاک لومی شنی ۶۰۹
حسین باقری- حمید زارع ابیانه- عزیزالله ایزدی
قابلیت طیفسنجی مرنی-مادون فرمزدیک (VIS-NIR) در پیش بینی درصد ذرات خاک با استفاده از شبکه
عصبی مصنوعی و رگرسیون حداقل مربعات جزئی ۶۲۳
الهام مهرابی گوهری- حمید رضا متین فر- روح الله تقی زاده مهرجردی- اعظم جعفری
اثرات حذف کربنات ها و ماده آلی بر جذب فسفر در برخی خاک های آهکی استان کرمان ۶۳۷
هدی حسینی- مجید فکری- محمدهادی فرپور- مجید محمودآبادی
اثر تلقیح باکتری های ازتوباکتر و آزوسپیریلیوم بر خصوصیات رشدی و فیزیولوژیکی گیاه جو تحت تنش شوری ۶۴۹
رضا خدادادی- رضا قربانی نصرآبادی- محسن علمانی- سید علیرضا موحدی نائینی
ارزیابی تأثیر نسبت های مختلف اجزاء کود زیستی بر انحلال پتاسیم توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens* ۶۶۱
ساناز اشرفی سعیدلو- عباس صدقی- میرحسن رسولی صدقیانی- محسن برین- ابراهیم سپهر
برهمکنش مصرف کود اوره و آب مغناطیس شده بر عملکرد و کارایی مصرف آب و کود در گیاه خیار
(*Cucumis sativus* cv. Kish F) ۶۷۵
جعفر نیکبخت- وحید عشقی- طاهر برزگر- علیرضا واعظی
کاربرد دو تکنیک داده کاوی برای تهیه نقشه پراکنش مکانی کربن آلی خاک
(مطالعه موردی: کرانه شرقی دریاچه ارومیه) ۶۸۹
امین موسوی- فرزین شهبازی- شاهین اوستان- علی اصغر جعفرزاده- بودیمین میناسنی

Contents

- Design and Analysis of Optimal Ecological Flow Regime Zarrin-Gol River Using
Hydrological Methods and Ecohydraulic Habitat Simulation Model 532
M.H. Naderi - M. Zakerinia- M. Salarijazi
Effects of Irrigation Water Management on Fluctuations of Shallow Groundwater Level
(Case Study: Miandoab and Mahabad Regions) 547
A. Firoozi - S.M. Mirlatifi - H. Ebrahimian
Interaction of Irrigation Regimes and Nitrogen Fertilizer on Soil Moisture Variation and
Grain Yield under Tape-Drip Irrigation System 563
N. Kouhi Chelle Karan - H. Dehghanisanij - A. Alizadeh - E. Kanani
Evaluation of Water Scarcity by Determining Quantity and Quality and Environmental
Flow Requirement of Zarrinehrood 577
B. Sarcheshmeh - J. Behmanesh- V. Rezaverdinejad
Simulation of Yield, Evapotranspiration, Water Requirement and Water Use Efficiency of
Wheat Using CERES-WHEAT-DSSAT Model in Shahrekord Plain 592
S. Tofiq - D. Rahimi - H. Yazadnpanah
Efficiency of Nitrilo Triacetic Acid (NTA) on Leaching and Refining of Cadmium from Soil by Maize 608
N. Mehrab - M. Chorom - M. Norouzi Masir
The Role of Vermicompost on the Change of Physical, Chemical, Hydraulic and Leaching
Components of a Sandy Loam Soil 622
H. Bagheri - H. Zare Abyaneh- A. Izady
Visible-Near Infrared (VIS-NIR) Spectrophotometry in Predicting Soil Particle Percentage
Using Artificial Neural Network and Partial Least Squares Regression 635
E. Mehrabi Gohari - H.R. Matinfar - R. Taghizadeh-Mehrjardi - A. Jafari
Removal of Carbonates and Organic Matter from Soil Influences Phosphorous Sorption in
Calcareous Soil of Kerman Province 648
H. Hosseini - M. Fekri - M.H. Farpoor- M. Mahmoodabadi
Effect of *Azotobacter* and *Azospirillum* on Growth and Physiological Characteristics of
Barley (*Hordeum vulgare*) under Salinity Stress 660
R. Khodadadi - R. Ghorbani Nasrabadi- M. Olamaee- S.A. Movahedi-Naini
Evaluation of Different Ratios of Biofertilizer Components Impact on Potassium
Dissolution by *Pseudomonas fluorescens* 673
S. Ashrafi-Saeidlou - A. Samadi- MH. Rasouli-Sadaghiani- M. Barin- E.Sepehr
Interaction of Urea Fertilizer and Magnetized Water on Yield and Water and Fertilizer Use
Efficiency in Cucumber (*Cucumis sativus* cv. Kish F) 688
J. Nikbakht - V. Eshghi- T. Barzegar- A.R. Vaezi
Application of Two Data Mining Techniques for Mapping the Spatial Distribution of Soil
Organic Carbon (Case Study: East Shore of Urmia Lake) 705
A. Mousavi - F. Shahbazi- S. Oustan- A.A. Jafarzadeh- B. Minasny

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 ۳۴ شماره ۳ مرداد - شهریور سال ۱۳۹۹

بر اساس مصوبه وزارت عتف از سال ۱۳۹۸، کلیه نشریات دارای درجه "علمی-پژوهشی" به نشریه "علمی" تغییر نام یافتند.

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد

مدیر مسئول:

رضا ولی زاده

استاد - تغذیه نشخوارکنندگان (دانشگاه فردوسی مشهد)

سر دبیر:

امیر فتوت

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

اعضای هیئت تحریریه:

اوستان، شاهین

استاد - علوم خاک (دانشگاه تبریز)

تقوایان، صالح

استادیار - آبیاری (دانشگاه اوکلاهما، آمریکا)

خرمائی، فرهاد

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

علیزاده، امین

استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)

فتوت، امیر

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

قدیری، حسین

استاد - خاکشناسی (دانشگاه گریفیت، استرالیا)

کمالی، غلامعلی

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

لکزیان، امیر

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

لیاقت، عبدالمجید

استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه تهران)

مساعدی، ابوالفضل

استاد - آبیاری و مهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)

موسوی بایگی، محمد

استاد - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

ناشر: انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

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

این نشریه در پایگاههای زیر نمایه شده است:

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

پست الکترونیکی: jswa3@um.ac.ir

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

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

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

مندرجات

- طراحی و تحلیل رژیم جریان مطلوب اکولوژیکی رودخانه زرین گل با استفاده از روش های هیدرولوژیکی و مدل اکوهیدرولیکی
شبیه سازی زیستگاه
محمد حسن نادری - مهدی ذاکری نیا - میثم سالاری جزی ۵۱۵
- بررسی تأثیر مدیریت آبیاری بر نوسانات سطح آب زیرزمینی کم عمق (یک مطالعه موردی: مناطق میاندوآب و مهاباد)
عبدالرحیم فیروزی - سید مجید میرلطیفی - حامد ابراهیمیان ۵۳۳
- اثر توأم رژیم های آبیاری و کود نیتروژن بر تغییرات رطوبتی خاک و عملکرد ذرت دانه ای با سامانه آبیاری قطره ای تیپ
نادر کوهی چله کران - حسین دهقانی سانج - امین علیزاده - الهه کنعانی ۵۴۹
- بررسی کمبود آب با در نظر گرفتن همزمان کمیت و کیفیت آب و جریان زیست محیطی زربینه رود
بهجت سرچشمه - جواد بهمنش - وحید رضавوردی نژاد ۵۶۵
- شبیه سازی عملکرد، تبخیر تفرق، نیاز آبی و کارآیی مصرف آب گندم با استفاده از مدل CERES-WHEAT-DSSAT در دشت
شهرکرد
صغری توفیق - داریوش رحیمی - حجت الله یزدان پناه ۵۷۹
- کارایی نیتروتری استیک اسید در آشوبی و پالایش کادمیوم از خاک توسط گیاه ذرت
نرگس محراب - مصطفی چرم - مجتبی نوروژی مصیر ۵۹۳
- نقش ورمی کمپوست در تغییر مؤلفه های فیزیکی، شیمیایی، هیدرولیکی و آشوبی یک خاک لومی شنی
حسین باقری - حمید زارع ایبانه - عزیزالله ایزدی ۶۰۹
- قابلیت طیف سنجی مرئی - مادون قرمز نزدیک (VIS-NIR) در پیش بینی درصد ذرات خاک با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی و
رگرسیون حداقل مربعات جزئی
الهام مهرابی گوهری - حمید رضا متین فر - روح الله تقی زاده مهرجردی - اعظم جعفری ۶۲۳
- اثرات حذف کربنات ها و ماده آلی بر جذب فسفر در برخی خاک های آهکی استان کرمان
هدی حسینی - مجید فکری - محمد هادی فرپور - مجید محمودآبادی ۶۳۷
- اثر تلقیح باکتری های ازتوباکترو آزوسپیریلیوم بر خصوصیات رشدی و فیزیولوژیکی گیاه جو تحت تنش شوری
رضا خدادادی - رضا قربانی نصرآبادی - محسن علمائی - سید علیرضا موحدی نائینی ۶۴۹
- ارزیابی تأثیر نسبت های مختلف اجزاء کود زیستی بر انحلال پتاسیم توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens*
ساناز اشرفی سعیدلو - عباس صمدی - میرحسن رسولی صدقیانی - محسن برین - ابراهیم سپهر ۶۶۱
- برهمکنش مصرف کود اوره و آب مغناطیس شده بر عملکرد و کارایی مصرف آب و کود در گیاه خیار (*Cucumis sativus* cv. Kish F)
جعفر نیکبخت - وحید عشقی - طاهر برزگر - علیرضا واعظی ۶۷۵
- کاربرد دو تکنیک داده کاوی برای تهیه نقشه پراکنش مکانی کربن آلی خاک (مطالعه موردی: کرانه شرقی دریاچه ارومیه)
امین موسوی - فرزین شهبازی - شاهین اوستان - علی اصغر جعفرزاده - بودیمن میناسنی ۶۸۹
- تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی از شاخص های فیزیکی و شیمیایی کیفیت خاک، منطقه بازفت، (استان چهارمحال و بختیاری)
محمد مولانی آرپناهی - محمد حسن صالحی - مصطفی کریمیان اقبال - زهره مصلح ۷۰۷

مقاله علمی-پژوهشی

طراحی و تحلیل رژیم جریان مطلوب اکولوژیکی رودخانه زرین گل با استفاده از روش‌های هیدرولوژیکی و مدل اکوهیدرولیکی شبیه‌سازی زیستگاه

محمدحسن نادری^۱ - مهدی ذاکری‌نیا^{۲*} - میثم سالاری جزی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۲/۱۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۱/۲۴

چکیده

در مطالعات برنامه‌ریزی توسعه پایدار منابع آب در حوضه‌های آبخیز، درک، توصیف و طراحی رژیم جریان، نقش مهمی در برقراری تعادل فرآیندهای هیدرولوژیکی و اکولوژیکی و تداوم حیات اکوسیستم‌های رودخانه‌ای دارد. جریان اکولوژیکی پایه و اساس حفاظت از زیستگاه ماهیان رودخانه‌ای و از ارکان مدیریت اکوسیستم رودخانه است که بایستی به رسمیت شناخته شود، اما بدان اهمیت خاصی داده نمی‌شود. پایش جریان زیست‌محیطی در طول رودخانه، برای اطمینان از انتقال و توزیع جریان مطلوب اکولوژیکی مورد نیاز به اکوسیستم‌های آبی پایین‌دست، ضروری است. از این رو در پژوهش حاضر به منظور ایجاد شرایط پایدار اکولوژیک در رودخانه زرین گل استان گلستان، طی محاسبات گام به گام تحلیل اکوهیدرولیکی زیستگاه گونه سیاه‌ماهی (*Capoeta gracilis* (Keyserling, 1861) و تحلیل جریان اکولوژیکی با استفاده از روش‌های هیدرولوژیکی تنانت و انتقال منحنی تداوم جریان و مدل شبیه‌سازی زیستگاه، مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد با انجام شبیه‌سازی هیدرولیکی و آنالیز سری زمانی دبی - فیزیک زیستگاه با استفاده از منحنی‌های شاخص مطلوبیت، محدوده رژیم جریان مورد نیاز برای تأمین پتانسیل اکولوژیکی زیستگاه گونه شاخص، بین ۲/۴۹ و ۰/۵۸ مترمکعب بر ثانیه به ترتیب در ماه‌های فروردین و آبان، با میانگین دبی سالانه ۱/۲۵ مترمکعب بر ثانیه (معادل ۵۹ درصد جریان طبیعی رودخانه) می‌باشد. همچنین مقایسه میزان تخصیص آب برای تأمین جریان زیست‌محیطی با روش تنانت در رودخانه مورد مطالعه نشان داد، کمبود جریان در فصول تابستان و زمستان (جریان رودخانه کمتر از جریان زیست‌محیطی است) مشاهده می‌شود. در نهایت این نتیجه به عمل آمد که روش‌های دیگر تأمین جریان زیست‌محیطی (انتقال منحنی تداوم جریان و شبیه‌سازی زیستگاه)، مقادیر بالاتر از ۳۰ درصد میانگین جریان سالانه را فراهم می‌کند، که محافظت بهتر جریان را برای زیستگاه رودخانه فراهم می‌کنند. بر اساس نتایج این مطالعه، توزیع مطلوبیت زیستگاهی در طول رودخانه زرین گل، تحت تأثیر پارامترهای هندسی، هیدرولیکی و میزان دبی جریان، بیانگر شرایط مطلوب زیستگاهی گونه سیاه‌ماهی در محدوده پایین‌دست و شرایط ضعیف در محدوده بالادست رودخانه می‌باشد. در نهایت، رویکرد مدل اکوهیدرولیکی شبیه‌سازی زیستگاه، نسبت به روش‌های هیدرولوژیکی بسیار انعطاف‌پذیرتر بوده و می‌تواند برای تجزیه و تحلیل‌های میزان مطلوبیت زیستگاه ماهیان در مدیریت اکوسیستم رودخانه، مورد استفاده قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: جریان زیست‌محیطی، رودخانه زرین گل، سیاه‌ماهی، مساحت قابل استفاده وزنی، مطلوبیت زیستگاه

مقدمه

بخش‌های محیط‌زیستی آبی است. رژیم هیدرولوژیکی جریان، یک عامل کنترل‌کننده پارامترهای کلیدی زیستگاه رودخانه مانند عمق و سرعت آب بوده و همچنین نقش کلیدی در شکل‌گیری تنوع‌زیستی و حفظ سلامت و پایداری اکوسیستم رودخانه دارد (۵، ۸ و ۲۹). جریان‌های زیست‌محیطی رودخانه به عنوان مهم‌ترین اجزای رژیم اکولوژیکی می‌باشند. جریان زیست‌محیطی را می‌توان ابزاری به منظور اعمال مدیریت صحیح زیست‌محیطی، کنترل آلودگی منابع آب و حفظ اکوسیستم رودخانه در چهارچوب مدیریت جامع حوضه‌های آبخیز در نظر گرفت (۴، ۱۵ و ۲۵). برای تخمین حق‌آبه زیست‌محیطی رودخانه‌ها در مدیریت پایدار منابع آب و حفظ

از مهم‌ترین اصول در یکپارچه‌سازی موضوعات مربوط به مدیریت اکوسیستم‌های رودخانه‌ای و رژیم جریان آب، برقراری تعادل پایدار در شرایط اکولوژیکی رودخانه‌ها و در حداقل نگه‌داشتن آسیب وارده به

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب، دانشیار و استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
(Email: mzakerinia@gau.ac.ir)

(*)- نویسنده مسئول:

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.79294

است. وانگ و همکاران (۲۷) از مدل شبیه‌سازی فیزیکی زیستگاه با استفاده از حداکثر مساحت قابل استفاده وزنی برای تعیین جریان زیست‌محیطی در پایین‌دست رودخانه یانگ‌تسه چین برای ده گونه شاخص ماهی بومی استفاده کردند. نتایج ایشان نشان داد، رژیم اکولوژیکی مورد نیاز بدست آمده از این روش معادل ۲۳۹۵ مترمکعب بر ثانیه برای تأمین و حفاظت از زیستگاه رودخانه می‌باشد.

در ایران نیز مطالعات اندکی در مورد کاربرد روش‌های مختلف هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و نیز مدل اکوهیدرولیکی شبیه‌سازی زیستگاه رودخانه‌ای در تحلیل رژیم جریان زیست‌محیطی رودخانه انجام شده است: از جمله، نیک‌قلب و همکاران (۲۰) برآورد رژیم اکولوژیکی جریان رودخانه کاظم‌رود واقع در جنوب‌غربی دریای خزر برای ماهی زرده‌پر *Luciobarbus capito* با روش شبیه‌سازی زیستگاه، صدیق‌کیا و همکاران (۲۳) شبیه‌سازی اکولوژیکی-هیدرولیکی زیستگاه ماهی قزل‌آلای خال قرمز *Salmo trutta* در رودخانه‌های ال‌رم، آب سفید و دلیچای واقع در پارک ملی لار در حوضه جنوبی دریای خزر با مدل شبیه‌سازی فیزیکی زیستگاه، نادری و همکاران (۱۵) بکارگیری مدل شبیه‌سازی زیستگاه PHABSIM جهت تأمین حداقل شرایط زیستگاه گونه سیاه‌ماهی *Capoeta gracilis* (Keyserling, 1861) در رودخانه قره‌سو استان گلستان، مصطفوی و یاسی (۱۴) تعیین حداقل جریان زیست‌محیطی با استفاده از روش‌های اکوهیدرولوژیکی به منظور حفاظت از اکوسیستم رودخانه باراندوزچای، زرکانی و شکوهی (۲۹) معرفی رژیم جامع اکولوژیکی رودخانه آزارود در حوضه چالوس با روش اجزای سازنده، صدیق‌کیا و همکاران (۲۲) برآورد جریان زیست‌محیطی حوضه آبخیز سیمین‌دشت استان تهران با اصلاح روش تنانت و محیط خیس شده، و اسماعیلی و همکاران (۱۰) برآورد حقابه محیط زیستی رودخانه گرگانرود با استفاده از روش‌های هیدرولوژیکی، می‌توان اشاره کرد.

با توجه به جدید بودن علم مدل‌سازی زیستگاه‌های رودخانه‌ای در جهان، مطالعات اندکی در زمینه تعیین رژیم جریان زیست‌محیطی با مدل‌های اکوهیدرولیکی و شبیه‌سازی زیستگاه رودخانه‌ای (PHABSIM) در کشور ایران صورت گرفته است. بر این اساس در پژوهش حاضر جهت برنامه‌ریزی و مدیریت اکوسیستمی رودخانه زرین‌گل استان گلستان، سعی می‌شود ضمن پیاده‌سازی و ارزیابی رژیم جریان زیست‌محیطی با روش‌های مختلف هیدرولوژیکی (تنانت و انتقال منحنی تداوم جریان) و مدل اکوهیدرولیکی شبیه‌سازی زیستگاه، راهی نو را بر اساس نتایج این تحقیق دقیق‌تر و سازگارتر با شرایط جریان رودخانه‌ای، معرفی نماید.

اکوسیستم‌های موجود در حوضه‌های آبخیز، روش‌های مختلف با در نظر گرفتن شرایط هیدرولوژیکی، اکولوژیکی و هیدرولیکی و انعطاف‌پذیری و سازگاری با منطقه مورد بررسی قرار می‌گیرد (۴، ۲۵ و ۲۶). با توجه به اثرات زیان‌بار تغییرات رژیم‌های طبیعی جریان رودخانه‌ها توسط سدها و دیگر سازه‌های آبی و تهدید اکوسیستم‌های آبی وابسته به رژیم جریان رودخانه، نیاز به یک راه‌حل جامع برای مدیریت اکوسیستمی رودخانه می‌باشد. نیاز دینامیک اکوسیستم رودخانه، پایه گذار علم جدیدی تحت عنوان اکوهیدرولیک شده است. تحقیقات حوزه اکوهیدرولیک در زمینه تحلیل ارتباطات پیچیده میان عوامل مختلف تأثیرگذار بر اکوسیستم آبی، درک و مدل‌سازی عملکرد شبکه رودخانه‌ای به عنوان راهروهای زیست‌محیطی برای مهاجرت گونه‌های ماهیان، عملیات آزمایشگاهی و میدانی برای ایجاد یک چارچوب یکپارچه اکوهیدرولوژیکی برای حفاظت از تنوع زیستی در حوضه رودخانه، تاکنون پیشرفت داشته است (۶، ۱۶، ۱۷ و ۲۳).

محققین بسیاری به تحلیل مباحث مربوط به شبیه‌سازی زیستگاه‌های رودخانه‌ای و برآورد جریان زیست‌محیطی در جهان پرداخته‌اند. در ادامه به نمونه‌هایی از مطالعات انجام شده پرداخته می‌شود. در پژوهشی بورگیس و همکاران (۸) رابطه بین پراکنش و مساحت قابل استفاده وزنی^۱ ماهی قزل‌آلا در رودخانه کاتاماران بروک کانادا را با مدل شبیه‌سازی فیزیکی زیستگاه^۲ مورد بررسی قرار دادند. نتایج پژوهش ایشان نشان داد، با اجرای سناریوهای مختلف جریان، حداکثر مساحت قابل استفاده وزنی در زیستگاه‌های مختلف در ۸۵ درصد متوسط جریان سالیانه^۳ می‌باشد. در تحقیقی دیگر، وای و همکاران (۲۸) با مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه آبیان با استفاده از مدل یک بعدی شبیه‌سازی فیزیکی زیستگاه (PHABSIM)، نشان دادند در پروژه‌های احیا و باززنده‌سازی زیستگاه^۴ رودخانه، با ارزیابی شاخص مطلوبیت زیستگاه در مراحل مختلف زندگی گونه شاخص، بایستی اقدامات لازم جهت تنظیم جریان اکولوژیکی را به‌عمل آورد. ناکاواچارا و همکاران (۱۹) در مطالعه ارزیابی جریان زیست‌محیطی رودخانه ناخون ناپوک تایلند با استفاده از روش‌های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و مدل شبیه‌سازی زیستگاه بیان کردند، برای حفاظت از زیستگاه رودخانه، رویکردهای هیدرولوژیکی و هیدرولیکی، رژیم جریان زیست‌محیطی را خیلی زیاد و یا خیلی کم برآورد کرده در حالی که مدل شبیه‌سازی زیستگاه، نیازهای اکولوژیکی را با توجه به شرایط بیولوژیکی و تعاملات موجودات آبی در رودخانه پیشنهاد داده

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

- 1- Weighted Usable Area: WUA
- 2- Physical HABitat SIMulation: PHABSIM
- 3- Mean Annually Flow: MAF
- 4- Habitat Restoration Projections

ماهیان بومی منطقه می باشد (۱۱، ۱۲ و ۲۴). بر اساس آمار و اطلاعات دوره ۴۲ ساله (۱۳۹۵-۱۳۵۳) ایستگاه هیدرومتری زرین گل از شرکت آب منطقه ای استان گلستان که در ۳۶ درجه و ۵۲ دقیقه عرض شمالی و ۵۴ درجه و ۵۷ دقیقه طول شرقی واقع شده است، متوسط آبدهی سالانه، حداکثر و حداقل دبی به ترتیب معادل ۲/۱۱، ۵/۹۳ و ۱/۰۵ متر مکعب بر ثانیه می باشد.

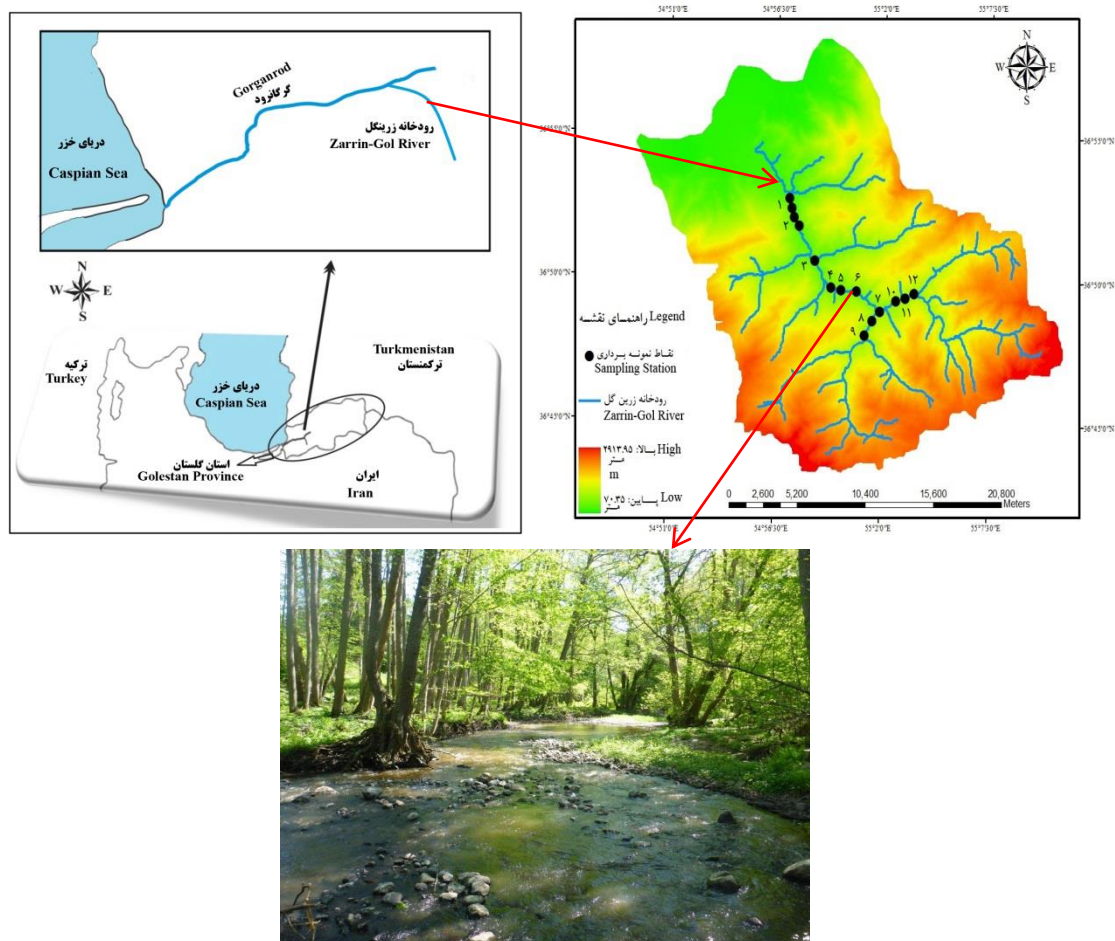
روش های استفاده شده در تعیین جریان زیست محیطی

روش های هیدرولوژیکی

تنانت (۲۶) جریان های مشخصی که هر یک معرف کیفیت زندگی ماهیان بودند را در غالب سه پارامتر عمق، سرعت و درصد محیط خیس شده همراه با ملاحظات بیولوژیکی و تفرج برای زندگی ماهیان به صورت زیستگاه بقای کوتاه مدت، زیستگاه حیاتی و زیستگاه عالی برای بقاء تعریف کرد.

حوضه آبخیز زرین گل به عنوان حوضه ای مرطوب در جنوب شرقی شهرستان علی آبادکول استان گلستان، در مختصات جغرافیایی $36^{\circ}43'$ تا $36^{\circ}54'$ عرض شمالی و $53^{\circ}54'$ تا $54^{\circ}36'$ طول شرقی گسترده شده است (شکل ۱). این حوضه با حداکثر و حداقل ارتفاع ۲۹۹۷ و ۲۸۰ متر با میانگین ارتفاعی ۱۵۳۵ متر از سطح دریا، دارای شیب متوسط ۱۲ درصدی می باشد. رودخانه زرین گل به عنوان یکی از سرشاخه های گرگانود، به طول ۲۲ کیلومتر و با بستر سنگی-شنی، از ارتفاعات سرخان، میلان، آقند و کمر، سرچشمه گرفته و در حوالی روستای باغ یلمه سالیان به رودخانه گرگانود می پیوندد.

رودخانه زرین گل از جمله رودخانه های دائمی استان گلستان است که از آبدهی مناسب و سیلاب بالایی برخوردار است و در اواخر فصل زمستان و اوایل بهار فصل به علت بارش های فصلی باران و همچنین ذوب برف ها در ماه های اسفند و فرودین، قابلیت سیلابی شدن را دارد (۱۶ و ۱۷). رودخانه زرین گل با توجه به دانه بندی ذرات بستر از جمله رودخانه های با بستر درشت دانه است و دارای پراکنش گونه ای مختلف



شکل ۱- موقعیت منطقه مطالعاتی و ایستگاه های نمونه برداری در رودخانه زرین گل
Figure 1- Location of the study area and sampling stations in Zarrin-Gol river

جریان بر میزان زیستگاه در دسترس، مورد بررسی قرار می‌گیرد. خروجی مدل PHABSIM، منحنی‌های مساحت قابل استفاده وزنی است. با داشتن دبی، میزان مساحت قابل استفاده وزنی برای تمامی دوره‌های هیدرولوژیکی قابل استخراج خواهد بود (رابطه ۱).

$$WUA = \left[\frac{\sum_{i=1}^n A_i \times CSI_i}{L} \right] * 1000 \quad (1)$$

$$CSI = SI_d \times SI_v \times SI_b \quad (2)$$

که در روابط فوق: A_i : سطح هر سلول زیستگاهی، CSI_i شاخص مطلوبیت ترکیبی^۳ هر سلول، L طول بازه، WUA (مساحت قابل استفاده وزنی) تابعی از Q (دبی جریان) و SI_i شاخص مطلوبیت^۴ هر متغیر می‌باشند.

پارامترهای هیدرولوژیکی و ژئومورفیکی زیستگاه رودخانه

شکل بستر رودخانه، تأثیر مشخصی بر روی زبری بستر و در نتیجه مقاومت جریان دارد. در واقع شکل بستر، تابعی از دبی عبوری، ژئومورفولوژی منطقه و نیروی هیدرودینامیک رودخانه است (۷ و ۱۳). اشکال مختلف بستر رودخانه به صورت خیزاب^۵ و گوداب^۶ می‌باشد (شکل ۲). بسترهای شامل توپوگرافی گوداب - خیزاب محل پرورش و تخم‌ریزی آبزیان از جمله ماهی‌ها می‌باشد (۲، ۵ و ۱۷). ماهیان رودخانه‌ای بر اساس سازگاری‌های رفتاری، فیزیولوژیکی و مورفولوژیکی، زیستگاه خاصی را ترجیح می‌دهند که برای بقا و پایداری افراد و جمعیت‌ها، حائز اهمیت می‌باشند (۱۳ و ۳۰). شرایط هیدرولوژیکی و ژئومورفولوژیکی رودخانه‌ها پیوسته در حال تغییر بوده و زیستگاه‌های متنوعی را برای ماهیان و دیگر آبزیان فراهم می‌سازد. شکل بستر گوداب، شکل طبیعی بستر رودخانه است و با عمق زیاد و سرعت کم شناسایی می‌شوند و یک زیستگاه حیاتی برای موجودات آبی و ماهیان به‌شمار می‌روند (۵، ۶ و ۹). این نوع بسترها نامتقارن بوده و در مجاورت تپه‌های شنی قرار دارند. همچنین گوداب‌ها در دبی‌های پایین، سرعت کمی دارند. زیستگاه خیزاب مناطق کم عمق رودخانه هستند و در رودخانه‌های با شیب تند تا ملایم و در دشت‌های سیلابی کاملاً توسعه یافته بین خمیدگی‌ها ایجاد می‌شوند و یکی از خصوصیات رودخانه‌های شنی محسوب می‌شوند (۱۸). در محل پیچ رودخانه، عموماً به دلیل فرسایش در مقطع رودخانه، زیستگاه گوداب تشکیل خواهد شد، در حالی که در مقاطع قبل پیچ رودخانه که دارای پوشش اغلب قله‌سنگی هستند، زیستگاه خیزاب تشکیل می‌شود (۶).

زیستگاه حیاتی کوتاه‌مدت، با حفظ ۱۰ درصد جریان متوسط سالانه باقی می‌ماند. زیستگاه حیاتی در ۳۰ درصد جریان متوسط سالانه و زیستگاه عالی برای حیات در جریان‌های بیش از ۶۰ درصد متوسط سالانه احراز می‌شوند (۲۰، ۲۶ و ۲۹).

روش انتقال منحنی تداوم جریان^۱ برای اولین بار توسط اسمختین و آنپوتاس (۲۵) به‌منظور ارزیابی جریان زیست‌محیطی در سامانه رودخانه معرفی شده است. در برآورد جریان زیست‌محیطی در روش انتقال منحنی تداوم جریان، از داده‌های دبی جریان ماهیانه رودخانه استفاده شده و بر مبنای منحنی تداوم جریان طبیعی و موجود رودخانه، منحنی تداوم جریان زیست‌محیطی برای هر کلاس موردنظر از مدیریت زیست‌محیطی تعیین می‌گردد (۱۴). برای محاسبه جریان زیست‌محیطی از روش تغییر منحنی تداوم جریان از اولین نسخه نرم‌افزار GEFC^۲ استفاده می‌شود. در این روش چهار مرحله اصلی وجود دارد که عبارت‌اند از: ۱) شبیه‌سازی وضعیت‌های هیدرولوژیکی موجود، ۲) تعریف کلاس‌های مدیریت زیست‌محیطی، ۳) تولید منحنی‌های تداوم جریان زیست‌محیطی و ۴) تولید سری زمانی جریان زیست‌محیطی ماهیانه (۱۴ و ۲۵).

روش شبیه‌سازی زیستگاه

شبیه‌سازی زیستگاه‌های رودخانه‌ای، یکی از جنبه‌های مهم در علم هیدرولیک زیستی محسوب می‌گردد. اولین مدل تجاری مهم در زمینه شبیه‌سازی زیستگاه، مدل هیدرولوژیکی-زیستگاهی PHABSIM می‌باشد. PHABSIM یک مدل اکوهیدرولوژیکی است که مجموعه‌ای از ابزار را برای مدل‌سازی هیدرولوژیکی مطلوبیت زیستگاه‌های ماهیان فراهم می‌نماید که توسط مرکز مطالعات ژئوفیزیک آمریکا در دهه ۱۹۷۰ ارائه شد (۶، ۱۵ و ۲۳). عملکرد مدل به این صورت است که در ابتدا اطلاعات هیدرولوژیکی مربوط به رودخانه، شامل دبی، عمق و سرعت جریان و همچنین هندسه مقاطع معرف رودخانه وارد نرم‌افزار می‌شوند (۳، ۲۰ و ۲۷). زیرمدل هیدرولوژیکی نرم‌افزار به کمک این اطلاعات قادر است شرایط جریان را برای دبی‌های دلخواه شبیه‌سازی نماید. در منابعی مانند (۶)، (۱۵) و (۱۷) شرح تفصیلی این مدل آمده است. با انجام شبیه‌سازی هیدرولوژیکی و زیستگاهی، منحنی‌های دبی-فیزیک زیستگاه برای گونه هدف در بازه مورد مطالعه و در دوره زیستی مورد بررسی، استخراج می‌شود و با داده‌های سری زمانی دبی جریان رودخانه ترکیب و در نهایت منحنی تداوم فیزیک زیستگاه ایجاد می‌شود. با توجه به منحنی تداوم فیزیک زیستگاه، سناریوهای مختلف مدیریت جریان قابل اجرا بوده و تأثیر رژیم‌های مختلف

3- Combined Suitability Index

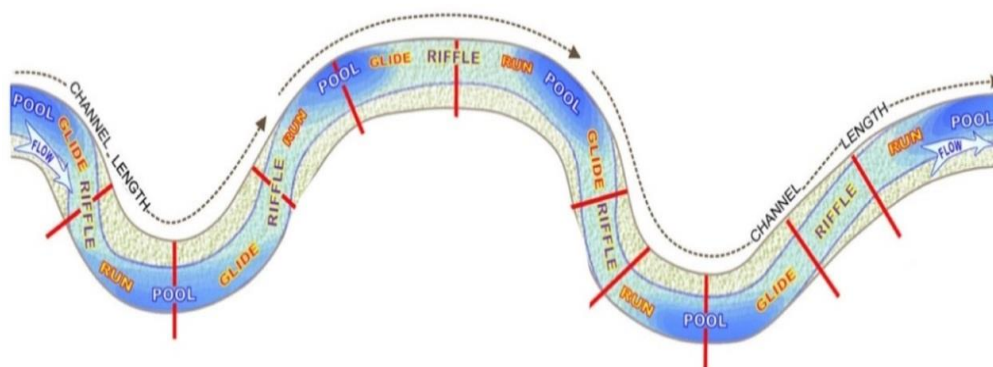
4- Suitability Index

5- Riffle

6- Pool

1- Flow Duration Curve Shifting; FDC Shifting

2- Global Environmental Flow Calculator



شکل ۲- نمایش توالی های گوداب و خیزاب (۱۶)

Figure 2- Shows pool -riffle sequence (16)

منحنی های مطلوبیت، با بازدیدهای میدانی و بهره‌مندی از نظرات متخصصان اکولوژی آبریان، داده‌های مورد نیاز جهت برآزش منحنی های مطلوبیت زیستگاه مهیا شد. سنجش و اندازه گیری پارامترهای محیطی و هیدرولیکی (مقاطع عرضی رودخانه شامل فاصله هر مقطع از مقطع پایین دست، موقعیت جغرافیایی و ارتفاع از سطح دریا، عمق، عرض و سرعت آب، ساختار بستر) و نمونه برداری از ماهیان (جهت تخمین سن و مرحله زندگی آن) از طریق صید الکتریکی^۲، جهت تولید منحنی های شاخص مطلوبیت در فصول مختلف سال ۱۳۹۶ از ۱۲ ایستگاه نمونه برداری (جدول ۱ و شکل ۱) با حضور تیم عملیاتی (متشکل از پژوهشگران اکولوژی آبریان و مهندسی آب)، از پایین دست رودخانه زرین گل به سمت بالادست انجام شد. در انتخاب ایستگاه مطالعاتی و نمونه برداری میکروزیستگاه، فاکتورهایی شامل قرار داشتن مرزهای محدوده مطالعاتی تحت تأثیر رژیم جریان (با بررسی نقشه توپوگرافی و نیز سیستم اطلاعات جغرافیایی GIS و الحاقی HEC-GeoRAS)، دارا بودن هیدروگراف یکسان در نواحی دارای شرایط مشابه هیدرولوژیکی، تنوع در ریخت شناسی رودخانه (عرض کم رودخانه، گودال های مسیر رودخانه، زیستگاه های سنگلاخی و ایستگاه های گیاهی حاشیه رودخانه) و قطعه بندی نواحی هیدرولوژیکی به زیر نواحی ژئومورفولوژیکی که دارای هیدروگراف یکسان ولی شیب متفاوت باشند، مدنظر قرار گرفتند. در مجموع از ۱۲ ایستگاه نمونه برداری رودخانه زرین گل، گونه های سیاه ماهی، خیاطه، سگ ماهی جویباری و گاو ماهی شنی خزری صید گردید (جدول ۲). جدول ۳، فراوانی ماهیان (قطعه در هر متر مربع) در ایستگاه های نمونه برداری را نشان می دهد.

ضریب زبری برای بررسی جنبه های اکولوژیکی یک رودخانه در شبیه سازی شرایط جریان مرتبط با زیستگاه مناسب، نیز مهم می باشد (۱۳). ضریب زبری عمدتاً منعکس کننده مقاومت رودخانه در برابر جریان است که به جهت موثر بودن بر روی شرایط جریان رودخانه (تراز سطح آب و سرعت) مهم می باشد. مقدار ضریب زبری مانینگ با توجه به دانه بندی مصالح بستر رودخانه زرین گل از طریق بازدید میدانی و روابط تجربی در روش چاو (که به قطر ذرات تشکیل دهنده جدار و بستر آبراهه بستگی دارد)، در طول رودخانه مورد مطالعه و در ایستگاه های انتخابی، بین ۰/۰۲۹ تا ۰/۰۵ متفاوت می باشد و با توجه به اینکه عواملی همچون نامنظمی کناره ها و همچنین وجود پوشش گیاهی، زبری کناره ها را افزایش می دهد و دیگر شرایط حاکم بر رودخانه در مقاطع مختلف همچون درجه ناهمواری، وجود موانع و شکل مسیر، با استفاده از جداول تعیین ضریب زبری ونتی چاو و تطبیق آن با مشاهدات میدانی به عمل آمده در بازه پایین دست مطالعاتی، مقدار این پارامتر در قسمت های انتهایی ایستگاه های مورد مطالعه به دلیل وجود پوشش گیاهی در بستر رودخانه ۰/۰۳۵ منظور و به مدل معرفی گردیده است.

مطالعات میدانی اندازه گیری پارامترهای هیدرولیکی و

اکولوژیکی

به طور کلی شاخص های اکوهیدرولیکی رودخانه عبارتند از شاخص هایی از هیدرولیک رودخانه که بر حیات آبریان رودخانه مخصوصاً ماهیان و شرایط اکولوژیکی رودخانه مؤثر هستند. برای برقراری رابطه میان فرآیندهای هیدرولوژیکی، مورفولوژیکی و اکولوژیکی در اکوسیستم های رودخانه ای، نیاز به منحنی های شاخص مطلوبیت زیستگاه^۱ است (۱۶، ۱۷، ۲۸ و ۳۰). به دلیل نیاز به

جدول ۱- موقعیت جغرافیایی و مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه زرین‌گل

Table 1- Geographic location and characteristics of sampling stations in Zarrin-Gol river

موقعیت جغرافیایی Geographical Location				پارامترهای محیطی Environmental Parameters			
ایستگاه Station	طول جغرافیایی Longitude	عرض جغرافیایی Latitude	ارتفاع از سطح دریا Above Sea Level (m)	سرعت Velocity (m/s)	عمق Depth (m)	عرض Width (m)	فرم مورفولوژی بستر Form morphology substrate
1	54° 93' 07"	36° 90' 41"	261.9	0.82	0.48	3.93	Pool
2	54° 93' 47"	36° 89' 98"	296.3	0.71	0.41	3.81	Pool
3	54° 94' 65"	36° 88' 68"	352.7	0.63	0.61	3.93	Pool
4	54° 95' 13"	36° 88' 18"	496.2	0.44	0.51	5.25	Pool
5	54° 95' 43"	36° 87' 46"	567.1	0.54	0.45	4.85	Riffle
6	54° 95' 55"	36° 87' 14"	639.8	0.66	0.48	4.64	Riffle
7	54° 96' 67"	36° 85' 91"	667.1	0.54	0.57	4.28	Pool
8	54° 96' 93"	36° 85' 29"	721.9	0.53	0.41	4.81	Riffle
9	54° 97' 02"	36° 84' 75"	848.5	0.72	0.38	5.93	Pool
10	55° 02' 28"	36° 81' 67"	916.7	0.92	0.53	5.81	Riffle
11	55° 03' 15"	36° 81' 45"	985.2	1.14	0.58	5.65	Riffle
12	55° 03' 49"	36° 81' 78"	1067.2	1.13	0.51	5.18	Riffle

جدول ۲- فراوانی (قطعه در متر مربع) ماهیان در فصول مختلف نمونه‌برداری رودخانه زرین‌گل

Table 2- Frequency (Piece /m²) of fishes in sampling different stations Zarrin-Gol river

فصل/گونه Species/Season	گاوماهی شنی خزری <i>Neogobius fluviatilis pallasii</i>	سگ‌ماهی جویباری <i>Paracobitis malapterura</i>	ماهی خیاطه <i>Albernoides eichwaldii</i>	سیاه‌ماهی <i>Capoeta gracilis</i> (Keyserling, 1861)	کل Total
بهار (Spring)	0.07	0.15	0.7	0.7	1.62
تابستان (Summer)	0.09	0.45	0.98	1.11	2.63
پاییز (Autumn)	0.03	0.36	0.54	1.67	2.6
زمستان (Winter)	0.05	0.36	0.36	0.48	1.25

جدول ۳- فراوانی (قطعه در متر مربع) ماهیان در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری رودخانه زرین‌گل

Table 3- Frequency (Piece /m²) of fishes in sampling different seasons Zarrin-Gol river

ایستگاه/گونه Species /Station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
سیاه‌ماهی <i>Capoeta gracilis</i> (Keyserling, 1861)	0.074	0.215	0.234	0.227	0.099	0.01	0.01	0.047	0.001	0	0	0
ماهی خیاطه <i>Albernoides eichwaldii</i>	0.05	0.097	0.888	0.229	0.04	0.056	0.004	0.003	0	0	0	0
سگ‌ماهی جویباری <i>Paracobitis malapterura</i>	0.015	0.072	0.057	0.028	0.044	0.185	0.017	0.063	0.002	0.017	0.099	0
گاوماهی شنی خزری <i>Neogobius fluviatilis pallasii</i>	0	0	0.131	0.001	0	0	0	0	0	0	0	0
کل Total	0.139	0.384	1.309	0.564	0.184	0.251	0.031	0.113	0.003	0.017	0.099	0

انتخاب مدل بیولوژیک

قابلیت شنای بالای این ماهی برای مهاجرت‌های درون رودخانه‌ای است. گونه سیاه‌ماهی (*Capoeta gracilis* (Keyserling, 1861) از خانواده کپورماهیان و یکی از گونه‌های غالب و بومی حوضه آبخیز جنوبی دریای خزر و از لحاظ حفظ ذخایر ژنتیکی، صید ورزشی و

مطالعه فراوانی سیاه‌ماهی در فصول و ایستگاه‌های مختلف به خوبی نشان می‌دهد این گونه در اکثر ایستگاه‌های مطالعاتی قابل مشاهده است که خود گواهی بر قدرت تحمل وسیع سیاه‌ماهی و

و ۵ و مقادیر توزیع جریان زیست محیطی ماهانه این روش ها در جدول ۶ ارائه شده است. در روش تنانت پیشنهاد شده است که پایین ترین حد ممکن برای نیاز آب زیست محیطی مطابق با شرایط بسیار ضعیف یک اکوسیستم رودخانه ای، ۱۰ درصد متوسط جریان سالانه برای ماه های مهر تا اسفند و ۳۰ درصد متوسط جریان سالانه برای ماه های فروردین تا شهریور در نظر گرفته شده قادر به حفظ وضعیت های بقای نسبتاً قابل قبول است. نتایج پیشنهادی حاصل از روش تنانت در درصدهای مختلفی از متوسط جریان سالانه به عنوان جریان زیست محیطی رودخانه زرین گل، در جدول ۴ ارائه شده است. مطابق جدول ۴، برای آنکه وضعیت عادلانه ای (قابل قبول) در رودخانه زرین گل برقرار باشد، در شش ماه اول سال (برای فروردین تا شهریور)، باید جریانی معادل ۰/۶۳ متر مکعب بر ثانیه و در شش ماه دوم سال (برای مهرماه تا اسفند)، دبی برابر ۰/۲۱ متر مکعب بر ثانیه با میانگین ۰/۴۸ متر مکعب بر ثانیه در رودخانه زرین گل برقرار باشد. روش انتقال منحنی تداوم جریان به عنوان یک روش ترکیبی هیدرولوژیکی - اکولوژیکی به منظور حفظ الگوی کلی تغییر پذیری جریان، جریان زیست محیطی را بر اساس دید اکولوژیکی در کلاس های مدیریت زیست محیطی مختلف با توجه به شرایط زیستی رودخانه و با استفاده از آمار دبی های ماهیانه ایستگاه هیدرومتری موجود بر روی رودخانه ارائه می کند.

مطالعه جغرافیای جانوری حائز اهمیت است (۱ و ۲۴). حداکثر طول کل سیاه ماهی ۳۵ سانتی متر و بیشینه وزن آن ۲۲۵ گرم و میانگین طول کل ۲۲ سانتی متر و میانگین وزن آن ۷۵ گرم است. تولید مثل سیاه ماهی عمدتاً در فصل بهار از اسفندماه تا تیرماه صورت می گیرد. تخم ریزی در ۳۰ تا ۶۰ سانتی متری آب در شن و ماسه و بر روی تخته سنگ ها رخ می دهد. تخم ریزی در حال حرکت در داخل آب اتفاق افتاده و تخم ها توسط شن و ماسه و یاسنگ های کوچک پوشانده می شوند (۱ و ۲). بالغین این ماهی هرساله جهت تخم ریزی در داخل رودخانه محل زیست خود مهاجرت های تولید مثلی دارند و از قسمت پایین دست به بالادست مهاجرت می کنند و پس از تخم ریزی دوباره به سمت پایین دست مراجعت می کنند (۱۵). همچنین از موجودات کفزی، لار، حشرات و گیاهان آبزی تغذیه می کنند. ترجیح زیستگاهی سیاه ماهی اعماق میانه با سرعت نسبتاً آرام و بسترهای سنگی با اندازه کوچک تا متوسط می باشد (۵). در این مطالعه، گونه سیاه ماهی بنا به دلایل ذکر شده و همچنین پراکنش وسیع در رودخانه زرین گل، به عنوان گونه هدف انتخاب گردید.

نتایج و بحث

با کاربرد دو روش هیدرولوژیکی تنانت و انتقال منحنی تداوم جریان، جریان زیست محیطی رودخانه زرین گل، در ایستگاه هیدرومتری زرین گل محاسبه گردید که خلاصه نتایج آن در جدول ۴

جدول ۴- جریان زیست محیطی رودخانه زرین گل در ایستگاه هیدرومتری زرین گل با استفاده از روش تنانت

Table 4- Environmental Flow of Zarrin-Gol river hydrometry station using tennant method

شرح جریان Description of flows	روش تنانت Tennant method (% MAF)		جریان پیشنهادی Proposed flow (m ³ /s)	
	مهر - اسفند October - March	فروردین - شهریور April - September	مهر - اسفند October - March	فروردین - شهریور April - September
شستشوی سریع Flushing		200		4.22
محدوده بهینه Optimum range		60-100		1.26-2.11
بسیار عالی Outstanding	40	60	0.84	1.26
عالی Excellent	30	50	0.63	1.05
خوب Good	20	40	0.42	0.84
قابل قبول Fair or degrading	10	30	0.21	0.63
ضعیف Poor or minimum	10	10	0.21	0.21
بسیار ضعیف Severe degradation	<10	<10	<0.21	<0.21

جدول ۵- کلاس‌های مدیریت زیست‌محیطی در روش انتقال منحنی تداوم جریان

Table 5- Environmental Management Classes in FDC Shifting method

کلاس‌های مدیریت زیست‌محیطی Environmental Management Classes	شرایط اکولوژیکی Ecological Condition	نیاز آبی زیست‌محیطی Environmental Water Requirement (% MAF)
A	طبیعی Natural	75.4
B	اندک تغییر یافته Slightly Modified	53.9
C	نسبتاً تغییر یافته Moderately Modified	40.2
D	تا حد زیادی تغییر یافته Largely Modified	35.5
E	آسیب‌دیدگی زیاد زیستگاه طبیعی Seriously Modified	31.1
F	تغییرات در سطح بحرانی Critically Modified	24.6

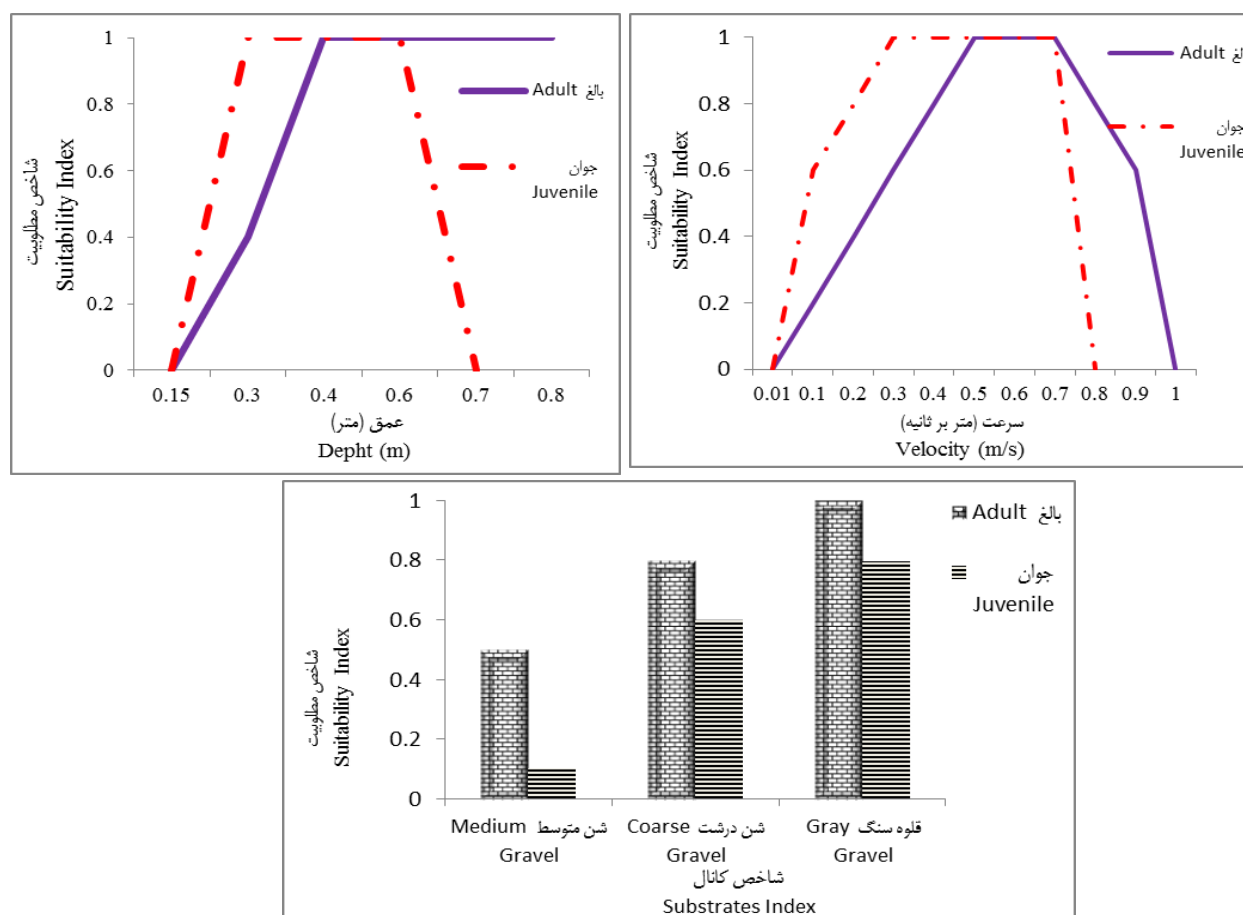
زنده رودخانه و نیازهای اکولوژیکی در مراحل مختلف زندگی گونه هدف می‌باشد (۲۹).

در ادامه به منظور بررسی شرایط اکولوژیکی رودخانه زرین‌گل، با توجه به مشاهدات میدانی، برای گروه سنی بالغ و جوان سیاه‌ماهی، منحنی‌های مطلوبیت فیزیک زیستگاه بر طبق روش ژاکوب توسعه داده شد (۲۱). در شکل ۳ منحنی‌های مطلوبیت زیستگاهی در مراحل مختلف زندگی گونه هدف، برای هر ۳ پارامتر اصلی عمق، سرعت و اندازه ذرات بستر نشان داده شده است. در تقسیم‌بندی ساختار بستر، با توجه به قطر سنگ‌های غالب اندازه‌گیری شده رودخانه در مطالعه میدانی، در محدودهٔ شن متوسط (۱۶-۸ میلی‌متر)، شن درشت (۱۲۸-۱۶ میلی‌متر) و شن بسیار درشت و شبیه قله‌سنگ (۲۵۶-۱۲۸ میلی‌متر) بودند.

همان‌طور که در شکل ۳ نشان داده شده است، با افزایش سن ماهی و در دوره بالغ گونه هدف اعماق و سرعت‌های بیشتری را نسبت به گروه سنی جوان ترجیح می‌دهد. یکی از دلایل این امر نیاز به پوشش برای این گروه سنی به عنوان پناهگاه استراحتگاه و ایستگاه‌های تغذیه می‌باشد که با افزایش عمق، توربولانس سطحی و زیرلایه‌ای که شامل مواد درشت‌تر می‌باشد، فراهم می‌شود و وضعیت مطلوبیت زیستگاه بهتر شده است. با افزایش عمق و سرعت جریان، مطلوبیت زیستگاه گروه سنی جوان کاهش می‌یابد و این گروه سنی اعماق و سرعت‌های کم‌تر را ترجیح می‌دهند، زیرا سرعت بالای جریان آب، سبب صرف انرژی ماهیان برای مقابله با شدت جریان و حفظ تعادل و شناوری در آب می‌شود. در حالت کلی مناسب‌ترین محدوده که احتمال ایجاد کم‌ترین آسیب را به میزان مطلوبیت زیستگاه در دسترس خواهد داشت محدوده عمق ۴۰ تا ۶۰ سانتی‌متر و سرعت ۰/۵ تا ۰/۷ متر بر ثانیه است.

نتایج این روش در شش کلاس مدیریت زیست‌محیطی محاسبه شده در جدول ۵ نشان داده شده است. با توجه به جدول ۵، برای حفظ رودخانه زرین‌گل در کلاس A (طبیعی)، ۷۵/۴ درصد متوسط جریان سالیانه، در کلاس B (اندکی تغییر یافته)، ۵۳/۹ درصد، در کلاس C (نسبتاً تغییر یافته)، ۴۰/۲ درصد و در کلاس D (تا حد زیادی تغییر یافته)، که حداقل کلاس قابل قبول است، ۳۵/۵ درصد متوسط جریان سالیانه موردنیاز است. با بررسی منابع مطالعاتی مختلف، با توجه به طبقه‌بندی رودخانه به کلاس‌های مدیریت زیست‌محیطی مختلف، چون کلاس C از نظر اکولوژیکی دارای شرایط متوسط و مطلوبی بوده و در این کلاس دینامیک زیستگاه‌ها و اجزای جوامع زنده آبی، نسبتاً تغییر یافته ولی عملکردهای اساسی اکوسیستم هنوز دست نخورده‌اند (۱۴ و ۲۵)، در این تحقیق به عنوان کلاس مدیریت مطلوب زیستی انتخاب شده است. در روش انتقال منحنی تداوم جریان هر چه کلاس مدیریت زیست‌محیطی بهتر باشد، میزان جریان زیست‌محیطی نیز بیشتر خواهد بود.

مصطفوی و یاسی (۱۴) و اسماعیلی و همکاران (۱۰) نیز در برآورد جریان زیست‌محیطی رودخانه‌های مورد مطالعه‌شان، کلاس C در روش انتقال منحنی تداوم جریان را به عنوان حداقل وضعیت اکولوژیکی قابل قبول، گزارش کردند. از جمله مزایای روش‌های هیدرولوژیکی در برآورد رژیم جریان زیست‌محیطی اکوسیستم‌های آبی، کم هزینه و سریع بوده و بهترین و شاید تنها انتخاب کارشناسان در ارزیابی جریان زیست‌محیطی تحت شرایط کمبود داده می‌باشند. در حقیقت، تنها نیاز تمام روش‌های هیدرولوژیکی، داده‌های دبی رودخانه می‌باشد (۱۰، ۱۴، ۱۷ و ۲۶). معایب این روش‌ها، دقت کم، تعیین مقداری ثابت برای جریان مورد نیاز زیست‌محیطی در فصول آبی بدون در نظر گرفتن تغییرات طبیعی جریان و نوع و وضعیت موجودات



شکل ۳- منحنی های مطلوبیت زیستگاهی (عمق، سرعت و شاخص کانال) سیاه ماهی در رودخانه زرین گل

Figure 3- Habitat Suitability Curves (Depth, Velocity and Substrates Index) of *C. capoeta gracilis* in Zarrin-Gol river

دلیل این است که قطعات بزرگ سنگی می توانند به منزله پناهگاهی در برابر دبی زیاد جریان استفاده شوند و به علت ایجاد سطح بزرگتر و فضای مرده بیشتر در پشت سنگ، تراکم بیشتری از مواد غذایی آبی دارند که در زیر سنگ های بستر رشد می کنند.

با تولید و توسعه منحنی های شاخص مطلوبیت زیستگاه و ورود آن به مدل PHABSIM، مساحت قابل استفاده وزنی برای گروه های سنی سیاه ماهی استخراج گردید و برای دبی های مختلف در مدل PHABSIM، منحنی دبی فیزیک زیستگاه در زیستگاه های خیزاب و گوداب استخراج گردید. تفاوت بین حداقل و حداکثر مقادیر مساحت قابل استفاده وزنی با توجه به دبی جریان در زیستگاه های مختلف و مراحل زندگی سیاه ماهی نشان می دهد که نیاز به تجزیه و تحلیل های دقیق مبتنی بر مطلوبیت زیستگاه در تمامی مراحل زندگی این گونه داریم. با یک ارزیابی کلی از وضعیت زیستگاهی سیاه ماهی در رودخانه زرین گل می توان شرایط زیستگاهی را تحلیل کرد. طبق منحنی دبی- فیزیک زیستگاه (شکل ۴) کاهش جریان در هر دو زیستگاه خیزاب و

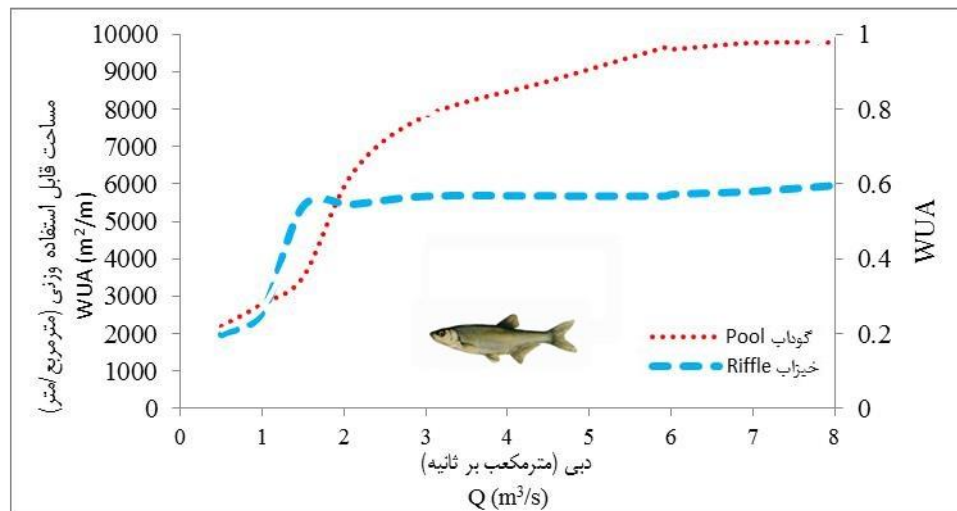
نتایج مطالعات دیگر نشان می دهد که فاکتور سرعت و عمق دو فاکتور غالب و موثر در پراکنش و فراوانی افراد گونه های ماهیان در زیستگاه است. این در حالی است که تأثیرات متغیر سرعت در ترجیح زیستگاهی ماهیان بیشتر از عمق است (۲، ۵، ۱۱ و ۱۷). همچنین ارتباط مثبت شاخص بین شاخص مطلوبیت زیستگاه با قطر متوسط سنگ بستر نشان دهنده نقش مثبت قطعات سنگی بزرگ در افزایش تعداد گونه سیاه ماهی در رودخانه زرین گل است. مطالعات نشان داده اند که نوع و اندازه مواد تشکیل دهنده بستر و سرعت جریان، فاکتورهای مهمی در انتخاب زیستگاه بوده و اجتماعات بزرگی از آبزیان به شدت با ترکیب بستر و در نتیجه سرعت جریان مرتبط هستند (۱۲، ۲۳ و ۳۰). ذرات شن متوسط به دلیل اینکه برای تخم ریزی سیاه ماهی ایده آل است، دارای مطلوبیت کمی برای ماهیان بالغ است. در همین حال، شن متوسط با توجه به تخم ریزی نکردن ماهیان جوان، هیچ مطلوبیتی برای این گروه سنی سیاه ماهی ندارد. بالاتر بودن مطلوبیت بسترهایی که قطعات سنگی بزرگ دارند به

قابل استفاده وزنی برای سیاه‌ماهی جوان در محدوده جریان میانگین دبی سالانه (معادل ۲/۱۱ متر مکعب بر ثانیه) در زیستگاه خیزاب می‌باشد. شایان توضیح است که در شکل‌های ۴ و ۵، مقادیر مساحت قابل استفاده وزنی با تقسیم بر بیشترین میزان زیستگاه در دسترس در هر گروه سنی و در زیستگاه‌های گوداب و خیزاب بی‌بعد شده و در محور عمود سمت راست منحنی‌ها نشان داده شده است.

برای محاسبه رژیم جریان اکولوژیکی از روش شبیه‌سازی زیستگاه، با توجه به توضیحات ارائه شده درباره مساحت قابل استفاده وزنی و میزان زیستگاه در دسترس برای گونه هدف در رودخانه زرین‌گل، همچنین ملاحظات اکولوژیکی و میزان درصد کاهش زیستگاه تا مقداری که حداقل زیستگاه برای گونه شاخص حفظ شود، معادل ۵۰ درصد حداکثر مساحت قابل استفاده وزنی و به تبع آن ۷۵ درصد حداکثر مساحت قابل استفاده وزنی به عنوان سطح حفاظتی متوسط در تحلیل اکولوژیک در نظر گرفته می‌شود. با توجه به شرح روش تحقیق داده شده، نتایج تحلیل رژیم اکولوژیکی ماهانه پیشنهادی مدل اکوهیدرولیکی PHABSIM در مقابل میانگین جریان ماهانه در جدول ۶ استخراج شده است. مطابق با جدول ۶ محدوده جریان زیست‌محیطی برآورد شده برای گونه سیاه‌ماهی با استفاده از روش شبیه‌سازی زیستگاه بین ۰/۵۸ تا ۲/۴۹ متر مکعب بر ثانیه (به ترتیب در ماه‌های آبان و فروردین)، با میانگین ۱/۲۵ متر مکعب بر ثانیه (معادل ۵۹ درصد جریان طبیعی رودخانه) که بایستی در داخل رودخانه زرین‌گل برای حفظ حیات اکوسیستم و حفاظت اکولوژیکی گونه سیاه‌ماهی (معادل سطح حفاظتی متوسط) برقرار باشد.

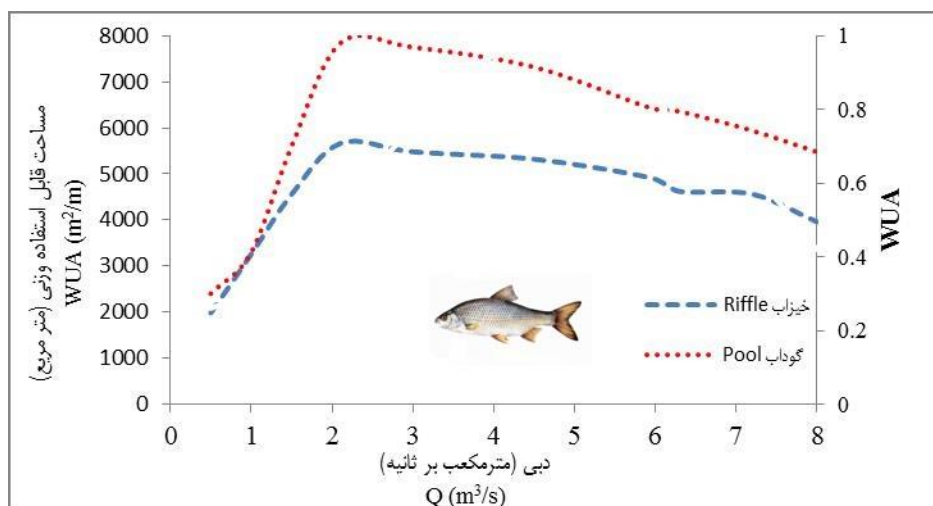
گوداب به میزان کم‌تر از حداقل میانگین دبی جریان رودخانه که برابر با ۱/۰۵ متر مکعب بر ثانیه می‌باشد، نیز باعث کاهش میزان مساحت قابل استفاده وزنی برای گروه سنی بالغ شده است. در گروه سنی بالغ، با افزایش دبی، شرایط فیزیک زیستگاه در حالت بهینه قرار خواهد گرفت. از منحنی دبی-فیزیک زیستگاه گروه سنی بالغ (شکل ۴) می‌توان نشان داد که در دبی معادل ۸ مترمکعب بر ثانیه و حدود ۳۸۰ درصد میانگین دبی سالانه، حداکثر مساحت قابل استفاده وزنی در زیستگاه گوداب برای سیاه‌ماهی بالغ است. همچنین مشاهده گردید که برای سیاه‌ماهی بالغ در زیستگاه گوداب، مطلوبیت زیستگاه بیشتر از خیزاب می‌باشد.

در شکل ۴ عکس‌العمل گروه سنی جوان سیاه‌ماهی در زیستگاه‌های مختلف، نسبت به تغییرات دبی متفاوت می‌باشد. طبق منحنی دبی-فیزیک زیستگاه (شکل ۴) در دبی‌های بالا و شرایط سیلابی میزان مساحت قابل استفاده برای گروه سنی جوان گونه هدف کاهش می‌یابد، زیرا سیلاب‌ها، مورفولوژی و شرایط زیستگاهی رودخانه را تحت تأثیر قرار می‌دهد، به‌طوری‌که سیلاب‌های بزرگ و متوالی فرصت بازسازی زیستگاه‌ها را از رودخانه گرفته و زندگی ماهی‌ها را دچار مخاطره می‌کند. عکس‌العمل گروه سنی جوان نیز نسبت به تغییرات دبی در زیستگاه‌های گوداب و خیزاب، ابتدا کم بوده و سپس با افزایش دبی، شرایط زیستگاهی برای این گروه سنی بهبود می‌یابد. افزایش جریان به میزان بیش از حداکثر میانگین دبی ماهانه رودخانه (معادل ۵/۹۳ مترمکعب بر ثانیه)، باعث کاهش میزان زیستگاه برای گروه سنی جوان خواهد شد. همچنین حداکثر مساحت



شکل ۴- منحنی دبی- فیزیک زیستگاه در زیستگاه‌های گوداب و خیزاب گروه سنی بالغ سیاه‌ماهی

Figure 4- Flow-Habitat Physics Curve in Pool and Riffle Habitats age stage Adult of *C. capoeta gracilis*



شکل ۵- منحنی دبی - فیزیکی زیستگاه در زیستگاه های گوداب و خیزاب گروه سنی جوان سیاه ماهی
Figure 5- Flow-Habitat Physics Curve in Pool and Riffle Habitats age stage Juvenile of *C. capoeta gracilis*

جدول ۶- توزیع ماهانه جریان زیست محیطی رودخانه زرین گل
Figure 6- Monthly distribution environmental flow of Zarrin-Gol river with different methods

ماه Month	MMF (m³/s)	Q _{Tennant} (m³/s)	Q _{FDC-Shifting} (m³/s)	Q _{PHABSIM} (m³/s)
October- September مهر	1.16	0.21	0.56	0.64
November- October آبان	1.05	0.21	0.52	0.58
December- November آذر	1.06	0.21	0.55	0.61
January- December دی	1.17	0.21	0.57	0.72
February- January بهمن	1.52	0.21	0.73	1.23
March- February اسفند	2.69	0.21	1.22	1.88
April- March فروردین	5.93	0.63	1.79	2.49
May- April اردیبهشت	4.47	0.63	1.43	2.2
June- May خرداد	2.34	0.63	0.96	1.81
July- June تیر	1.57	0.63	0.74	1.34
August- July مرداد	1.24	0.63	0.57	0.77
September- August شهریور	1.19	0.63	0.56	0.74
Average میانگین	2.11	0.42	0.85	1.25

برای چندین ماه خشک است) بکار برد (۱۵، ۲۰ و ۲۲). اصلاح و منطقه ای کردن روش تنانت در ایران، مستلزم عملیات صحرایی گسترده و نیازمند جمع آوری داده های بیولوژیکی و هیدرولوژیکی حوضه های مورد مطالعه، برای فراهم کردن روابط بین دبی و مطلوبیت و قابلیت زیستگاه فیزیکی می باشد (۲۲ و ۲۳). با توجه به جدول ۶، تحلیل اساسی بر جریان زیست محیطی در رودخانه زرین گل می توان ارائه داد. در رودخانه زرین گل با توجه به اختلاف میان مساحت مطلوب زیستگاهی در دوره های کم آبی (مهر، آبان و آذر) تا پرآبی (فروردین)، می توان این گونه نتیجه گیری کرد که برداشت کمتری از آب رودخانه زرین گل امکان پذیر است و در دوره های کم آبی، شرایط بحرانی در میزان مساحت مطلوب زیستگاهی وجود

همان طور که در جدول ۶ ملاحظه می شود، مدل شبیه سازی زیستگاه، رژیم جریان اکولوژیکی را در همه ماه ها، بیشتر از روش های هیدرولوژیکی تنانت و انتقال منحنی تداوم جریان و بر اساس میزان مطلوبیت زیستگاه و مرحله زندگی گونه شاخص پیشنهاد داده است. مقایسه نتایج جریان برآورد شده زیست محیطی (جدول ۶) از روش انتقال منحنی تداوم جریان با نتایج روش تنانت به روشنی نشان می دهد که روش انتقال منحنی تداوم جریان در همه ماه های سال به استثنای ماه های مرداد و شهریور مقدار جریان زیست محیطی را بیشتر از روش تنانت برآورد کرده است. روش تنانت را می توان به عنوان مدلی جهت توسعه سطوح جریان حداقل در سطح برآورد اولیه حوضه آبریز در ایران (به جز نواحی خشک و نیمه خشک و آبراهه هایی که

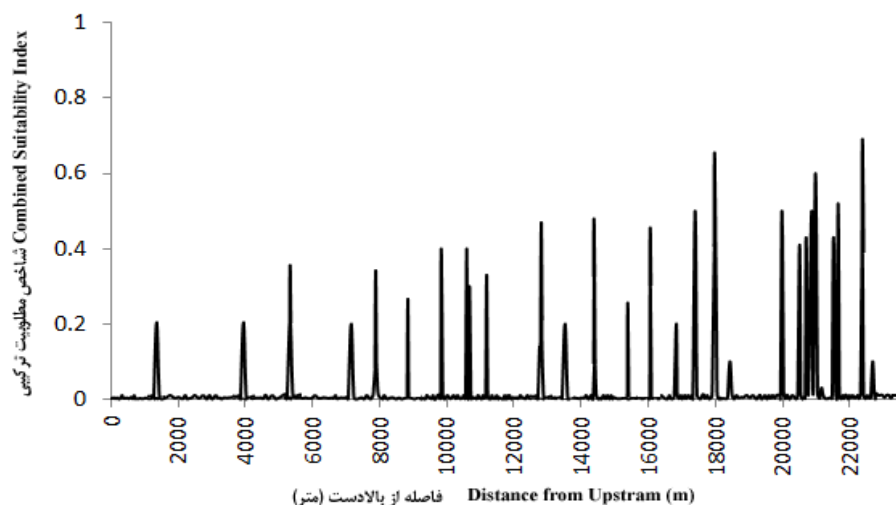
دارد و برداشت بیش از حد آب رودخانه در مصارف مختلف مانند کشاورزی، عملاً رودخانه را در بحران اکولوژیکی فرو خواهد برد و در مدیریت رودخانه باید تمهیدات و برنامه‌ریزی‌هایی را لحاظ کرد. با توجه به جدول ۶، این نتیجه‌گیری به عمل می‌آید که مدل PHABSIM قادر به ارائه رژیم اکولوژیکی رودخانه از دو نقطه‌نظر علمی و عملی می‌باشد که با نتایج تحقیق وانگ و همکاران (۲۷) و وای و همکاران (۲۸) مطابقت دارد. آرماس وارگاس و همکاران (۳) در مطالعه رژیم جریان زیست‌محیطی در پایین‌دست رودخانه دورو مکزیک با استفاده از مدل PHABSIM و منحنی‌های دبی - مساحت قابل استفاده وزنی برای ۵ گونه ماهی، میانگین جریان زیست محیطی ایده‌آل و مطلوب را برای ماه‌های آوریل تا ژوئن به ترتیب بین ۵ تا ۱۱/۵ مترمکعب بر ثانیه و برای ماه‌های جولای تا اکتبر به ترتیب بین ۷/۵ تا ۲۰ مترمکعب بر ثانیه برآورد کردند. نتایج ایشان نشان داد، رژیم جریان زیست‌محیطی اختصاص یافته، قادر به حفاظت از ۸۰ درصد رژیم جریان طبیعی برای نگهداری از ارزش‌های اکولوژیکی رودخانه و استقرار شرایط مطلوب برای زیستن گونه‌های آبری می‌باشد. نیک‌قلب و همکاران (۲۰)، نادری و همکاران (۱۵) و نادری و همکاران (۱۷) در تعیین دبی موردنیاز برای ادامه چرخه طبیعی زندگی ماهیان رودخانه‌های مورد مطالعه‌شان با استفاده از مدل میکروزیستگاهی PHABSIM، این مدل را به عنوان ابزاری برای معرفی یک رژیم جریان مطلوب، قابل اعتماد دانستند.

در ادامه، اعتبار مدل PHABSIM مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور تراز سطح آب و سرعت شبیه‌سازی شده با داده‌های اندازه‌گیری شده در مقاطع کنترل (ایستگاه‌های نمونه‌برداری) مورد واسنجی و سپس اعتبارسنجی صورت گرفت. بر این اساس صحت و دقت نتایج مقادیر مشاهده و پیش‌بینی شده در سطح ۵ درصد اطمینان مورد تأیید می‌باشد که این نشان‌دهنده توانایی مدل PHABSIM برای واسنجی داده‌های ورودی و قابلیت اعتماد مازول‌های هیدرولیکی STGQ، MANSQ یا WSP برای شبیه‌سازی است. همچنین تفاوت بین مقادیر شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده فیزیک زیستگاه بین ۳ تا ۲۱ درصد بوده و در دبی‌های کم تفاوت بین نتایج مدل و داده‌های اندازه‌گیری شده کم می‌باشد. اختلاف کم خطا بین مقادیر مشاهده شده و شبیه‌سازی شده، پیش‌بینی عملکرد خوب مدل PHABSIM، توانایی آن را در شبیه‌سازی پارامترهای فیزیک زیستگاه تأیید می‌نماید.

در شکل ۶ و ۷ توزیع مکانی مطلوبیت زیستگاهی در طول رودخانه زرين گل برای دبی متوسط سالانه (۲/۱۱ متر مکعب بر ثانیه) برای دو گروه سنی سیاه‌ماهی نشان داده شده است. محور عمودی در این شکل‌ها، شاخص مطلوبیت ترکیبی است که در رابطه ۲ نشان داده شده است. با توجه به شکل ۶ و ۷ مشاهده می‌شود، میزان مطلوبیت زیستگاهی در طول رودخانه شرایط کاملاً متفاوتی دارد. توزیع

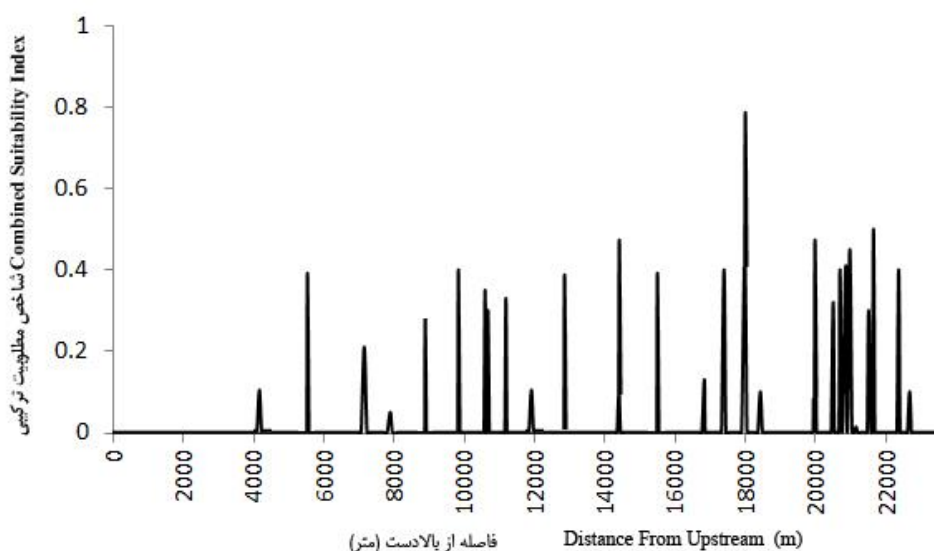
مطلوبیت زیستگاهی در دبی‌های مختلف نشان داد که به طور کلی محدوده بالادست رودخانه به لحاظ مطلوبیت پارامترهای فیزیک زیستگاه در دبی‌های مختلف دارای ضعیف‌ترین شرایط بوده و در محدوده پایین‌دست رودخانه شرایط مطلوب‌تری مشاهده می‌شود. دلیل آن نیز کاهش شیب رودخانه و در نتیجه کاهش سرعت جریان رودخانه و افزایش عمق به سمت پایین‌دست رودخانه می‌باشد. همان‌طور که در شکل‌های مربوط به بررسی توزیع مطلوبیت در طول رودخانه دیده می‌شود، نوسانات مشاهده شده در پراکنش سیاه‌ماهی در ایستگاه‌های مختلف نیز به دلیل تغییر در شرایط هندسی و هیدرولیکی در طول رودخانه می‌باشد که داده‌های میدانی موجود در رابطه با تعداد و پراکنش سیاه‌ماهی در ایستگاه‌های مختلف رودخانه زرين گل نیز صحت این مطلب را تأیید می‌کند. همچنین مطابق با تحقیقات اسدی و همکاران (۵)، قلی‌زاده و همکاران (۱۱)، نادری و همکاران (۱۶) و ژائو و همکاران (۳۰) فراوانی گونه‌های مختلف ماهی وابسته به توزیع زیستگاه‌های مطلوب در طول رودخانه می‌باشد و با افزایش مطلوبیت زیستگاه، تعداد ماهی نیز افزایش خواهد یافت.

خصوصیات رودخانه‌ها، از اهمیت زیادی در تعیین شرایط کیفی آب، نوع گونه ماهی و پراکنش ماهی دارد. اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و هیدرولیکی در رودخانه زرين گل نشان‌دهنده تنوع در ایستگاه‌های نمونه‌برداری می‌باشد. بر این اساس در طول سال در اکثر ایستگاه‌ها، سگ‌ماهی جویباری و سیاه‌ماهی وجود داشتند و بیش‌ترین فراوانی و پراکنش مربوط به این دو گونه بود که می‌توان علت آنرا به اشتراک در میدان اکولوژی^۱ دانست (۹). میدان اکولوژی، نمایانگر عمل یک موجود زنده در اکوسیستم می‌باشد. قرار گرفتن دو گونه در یک زیستگاه را اصل طرد رقابتی می‌نامند، بدین مفهوم که دو گونه از موجود زنده، می‌توانند هم‌آشیان باشند (۲۸). برون و همکاران (۹) به این موضوع که در اکثر گرادیان‌های اکولوژیکی، بیشتر گونه‌ها به‌نظر می‌آید که از یک سو نسبت به شرایط فیزیکی واکنش نشان می‌دهند و از سوی دیگر تحت تأثیر شرایط بیولوژیکی باشند، اشاره کردند. تنوع زیستگاه‌های رودخانه‌ای می‌تواند اثرات مطلوب مختلفی روی ترکیب گونه‌های ماهیان داشته باشد (۱۷ و ۲۸). در ایستگاه‌های پایین‌دست رودخانه زرين گل، پوشش گیاهی آن و سایه ناشی از آن، کمتر از ایستگاه‌های بالادست می‌باشد. کم بودن پوشش گیاهی و سایه ناشی از آن، عمق کم و پایین بودن شدت جریان، منجر به رسیدن نور کافی به بستر رودخانه شده (انرژی خورشیدی بیشتری را دریافت می‌کند) و نسبت بالایی از گونه‌های ماهیان را در این بازه مشاهده می‌نمایم.



شکل ۶- توزیع مطلوبیت زیستگاهی برای گروه سنی بالغ سیاه‌ماهی در رودخانه زرین گل

Figure 6- Habitat suitability distribution for age stage Adult of *C. capoeta gracilis* in Zarrin-Gol river



شکل ۷- توزیع مطلوبیت زیستگاهی برای گروه سنی جوان سیاه‌ماهی در رودخانه زرین گل

Figure 7- Habitat suitability distribution for age stage Juvenile of *C. capoeta gracilis* in Zarrin-Gol river

شرایط طبیعی را به رودخانه برگرداند. به همین دلیل برای آماده‌سازی محیط رودخانه نیاز است که زمان و شدت جریان‌ات در مطالعات زیست محیطی منطقه مشخص گردد. به طور خاص، چنین تغییرات مورفولوژیکی، اکوسیستم‌های آبی را تغییر می‌دهد و در نتیجه مطلوبیت زیستگاه و زیستگاه‌های تخم‌ریزی گونه‌های آبی را افزایش می‌دهد (۱۷ و ۳۰). نتایج پژوهش‌های متعدد دیگری نیز در مورد اهمیت رژیم جریان‌های قوی (سیلاب‌های بزرگ) در ساختار زیستگاه‌های رودخانه‌ای نشان می‌دهد بر اساس تغییرپذیری عمق و

رژیم جریان رودخانه، نقش مهمی در زیستگاه‌های پایین‌دست دارد و باعث ایجاد تغییر در مورفولوژی و کیفیت آب در قسمت پایین دست می‌شود. ماهیان برای تولیدمثل از فضای بین ذرات درشت دانه استفاده کرده و در محیط شنی فضای مناسبی برای تخم‌گذاری فراهم می‌گردد. به علت فرآیند رسوب‌گذاری در اثر کاهش سرعت جریان، ذرات ریزدانه در فضای بین ذرات درشت دانه ته‌نشین شده و در دوره تخم‌گذاری ماهیان مخاطره‌آمیز خواهد بود (۱۹ و ۲۹). لذا بایستی جریانی در نظر گرفته شود که این ذرات ریزدانه را شستشو داده و

حداقل و حداکثر جریان زیست محیطی رودخانه زرین گل با استفاده از مدل PHABSIM به ترتیب برای ماه آبان و فروردین معادل ۰/۵۸ و ۲/۴۹ متر مکعب بر ثانیه با میانگین دبی سالانه ۱/۲۵ متر مکعب بر ثانیه بایستی در طول رودخانه زرین گل برای حفظ شرایط مطلوب و محافظت از اجزای اکوسیستم رودخانه برقرار باشد. نتایج بررسی های این پژوهش نشان داد ترجیح زیستگاهی گونه سیاه ماهی در رودخانه زرین گل، مناطق گوداب و جریان دار می باشد و بر این اساس حداکثر میزان زیستگاه در دسترس برای سیاه ماهی بالغ در دوره پرآبی رودخانه معادل ۹۷۸۷ متر مربع بر متر و برای سیاه ماهی جوان در متوسط جریان سالانه برابر ۵۷۸۲ متر مربع بر متر می باشد. تحقیق حاضر جزو اولین پژوهش های انجام شده در زمینه توسعه شاخص های اکوهیدرولیکی - اکوهیدروموفولوژیکی در رودخانه های حوضه جنوب شرقی دریای خزر است. در این راستا، استفاده از مدل PHABSIM برای شبیه سازی زیستگاه رودخانه و همچنین تجزیه و تحلیل های دقیق مبتنی بر مطلوبیت زیستگاه گونه هدف، می تواند به پیش بینی دینامیک زیستگاه برای محافظت از زیستگاه مناسب ماهی در اکوسیستم های رودخانه ای، مدیریت اکوسیستم رودخانه و برنامه ریزی منابع آب در برخی از حوضه های آبخیز کمک کند. همچنین بررسی رویکرد رهاسازی سیلاب مدیریت شده برای حفظ شرایط هیدرولیکی زیستگاه و حفظ تعادل فرایندهای هیدرولوژیکی و اکولوژیکی و نیز مدل سازی پیشرفته اکوهیدرولیکی برای ارزیابی جریان زیست محیطی و حفاظت زیستگاه ماهیان در رودخانه های تنظیم شده، به عنوان مطالعات آینده، پیشنهاد می گردد.

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله از راهنمایی های ارزنده اعضای هیئت علمی گروه شیلات دانشگاه های علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان و گنبد کاووس، همچنین از همفکری های سرکارخانم دکتر محبوبه حاجی اسماعیلی و جناب آقای مهندس سعید نیک قلب، همراهی و همکاری تیم مطالعات میدانی و نیز از نقطه نظرات و پیشنهادات داوران گرامی که باعث ارتقای پژوهش حاضر گردید، کمال تشکر و قدردانی را دارند.

سرعت جریان و شاخص اکوهیدروموفولوژیکی، با وقوع سیل طبیعی در امتداد رودخانه، فرصتی را برای تأمین و بهبود شرایط مناسب زیستگاه رودخانه بوجود می آورد (۱۷، ۱۹، ۲۷ و ۲۹). یکی از مهم ترین مزیت های رویکرد شبیه سازی زیستگاه این است که می تواند تغییرات رژیم جریان مانند تغییرات فصلی و یا سیلاب را در نظر بگیرد و از جریانات سیلابی در تأمین نیازهای بیولوژیکی استفاده کند. نتایج مطالعات نشان می دهد، روش های شبیه سازی زیستگاه از اعتبار بالایی در سطح جهان برخوردار می باشند (۳، ۱۶، ۱۷، ۲۰ و ۲۷). علیرغم تحقیقات طولانی مدت در مورد استفاده از مدل های شبیه سازی زیستگاه برای پیش بینی پاسخ اکولوژیکی ماهیان به تغییرات فیزیکی زیستگاه، کاربرد عملی آنها در ارزیابی جریان های زیست محیطی به دلایلی عمدتاً مرتبط با هزینه - اثربخشی، بهره وری در زمان، تخصص مورد نیاز و در دسترس بودن اطلاعات، محدود شده است. بارزترین نکته موجود در پژوهش حاضر این است که انتخاب و اجرای مقادیر دبی زیست محیطی در اختیار مدیر حوضه آبخیز رودخانه است که کدام یک از مقادیر گزارش شده توسط روش های مورد مطالعه را برگزیند. در نهایت دستاورد پژوهش حاضر، ایجاد شرایط مطلوب و مناسب برای تأمین سلامت اکوسیستم رودخانه زرین گل از نظر فراهم نمودن زیستگاه موجودات زنده، با اعمال میزان جریان اکولوژیک که بیشترین تشابه را با الگوی طبیعی جریان رودخانه دارد، می باشد.

نتیجه گیری

در مطالعه حاضر، تخصیص جریان زیست محیطی، تنظیم، مقدار و زمان بندی آن با توجه به نقش مؤثری که در ادامه فعالیت های موجود در زیست بوم، بوجود آوردن شرایط مناسب برای تخم ریزی آبیان و احیا اکوسیستم رودخانه دارد، مورد محاسبه و ارزیابی قرار گرفت. در این تحقیق، مدل شبیه سازی زیستگاه PHABSIM را به عنوان رویکردی نو در مدیریت جامع زیستگاهی رودخانه زرین گل مطرح می کند. با استفاده از این مدل می توان، مناطق بهینه برای زیست ماهی را با توجه به تأثیر عوامل غیرزیستی (فیزیک زیستگاه) در رودخانه تعیین کرد و از آن برای مدیریت اکوسیستم رودخانه و تخمین جریانات اکولوژیک بهره گرفت. بر اساس نتایج این تحقیق،

منابع

- 1- Abdoli A., and Naderi M. 2009. Biodiversity of Fishes of the Southern Basin of the Caspian Sea. Abzian Scientific Publication. (In Persian)
- 2- Ahmadzadeh M., Poorbagher H., and Eagderi S. 2018. Calculating the habitat suitability index of Siahmahi (*Capoeta buhsei*, Kessler 1877) using the kernel smoothing in the Jajrood River, Namak basin of Iran. Journal of Aquaculture Sciences 6(9): 99-108. (In Persian with English abstract)
- 3- Armas-Vargas F., Escolero O., Garcia de Jalon D., Zambrano L., Gonzalez del Tanago M., and Kralisch S. 2017. Proponiendo el caudal ambiental basado en simulacion del habitat fisico para cinco especies de peces en la Cuenca baja del Rio Duero, Mexico. Hidrobiologica 27(2): 185-200.

- 4- Arthington A.H., Kennen J.G., Stein E.D., and Webb J.A. 2018. Recent advances in environmental flows science and water management—Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology* 1-13.
- 5- Asadi H., Sattari M., and Eagdari S. 2014. Investigation of the determinants of selectivity and preferential habitat *Capoeta capoeta gracilis* (Keyserling 1891) in the Siahrood River. *Iranian Journal of Fisheries Science* 23(3): 1-9. (In Persian)
- 6- Ayyoubzadeh S.A., Sedighkia M., and Hajiesmaeli M. 2018. Ecohydraulics and Simulation of River Habitats. *Water Engineering Research Institute Tarbiat Modares University*. (In Persian)
- 7- Azarang F., Telvari A.R., Sedghi H., and Shafaei Bajestan M. 2017. Large Dam Effects on Flow Regime and Hydraulic Parameters of river (Case study: Karkheh River, Downstream of Reservoir Dam). *Journal of Water and Soil* 31(1): 11-27 (In Persian with English abstract)
- 8- Bourgeois G., Cunjak R.A., Caissie D., and El-Jabi N. 1996. A spatial and temporal evaluation of PHABSIM in relation to measured density of juvenile Atlantic salmon in a small stream. *North American Journal of Fisheries Management* 16(1): 154-166.
- 9- Brown J.H., Stevens G.C., and Kaufman D.M. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27(1): 597-623.
- 10- Esmaili K., Sadeghe Z., Kaboli A., and Shafaei H. 2018. Application Hydrological methods for estimating River Environmental water rights (Case Study of Gorganroud River). *Journal of Natural Environmenatal (Iranian Journal of Natural Recorces)* 71(4): 437-451. (In Persian with English abstract)
- 11- Gholizadeh M., Toomaj A., and Hossienost S. 2017. Modeling habitat requirements of riverine stone loach, *Paracobitis hircanica* (Teleostei: Nemacheilidae) in the Zarin-Gol River, Caspian Sea basin, Iran. *Iranian Journal of Ichthyology* 4(4): 340-351.
- 12- Gholizadeh M., Patimar R., and Harsij M. 2018. Investigation of Selected Habitat Range of the *Paracobitis hicanica* in the Zarin-Gol River, Golestan Province. *Journal of Applied Ichthyological Research* 6(2): 1-12. (In Persian)
- 13- Kim J.S., Lee C.J., Kim W., and Kim Y.J. 2010. Roughness coefficient and its uncertainty in gravel-bed river. *Water Science and Engineering* 3(2): 217-232.
- 14- Mostafavi S., and Yasi M. 2015. Evaluation of Environmental Flows in Rivers Using Hydrological Methods (Case study: The Barandozchi River- Urmia Lake Basin). *Journal of Water and Soil* 29(5): 1219-1231. (In Persian with English abstract)
- 15- Naderi M.H., Zakerinia M., and Salarizji M. 2018. Application of the PHABSIM model in Explaining the Ecological Regime of the River in order to Estimate the Environmental Flow and Compare with Hydrological Methods (Case Study: Gharasoo River). *Ecohydrology* 5(3): 941-955. (In Persian)
- 16- Naderi M.H., Zakerinia M., and Salarijazi M. 2019. Investigation of Ecohydraulic Indices in Environmental Flow Regime and Habitat Suitability Simulation Analysis using River2D Model with Relying on the Restoration Ecological in Zarrin-Gol River. *Journal of Ecohydrology* 6(1): 205-222. (In Persian)
- 17- Naderi M.H., Pourgholam-Amiji M., Ahmadaali K., Amiri Z., Ghoghghi A., and Ghorbani Minaei L. 2020. Determining the Range of Optimal Environmental Flow in Zarin-Gol River through Hydromorphological Characteristics, Hydrological Regime and Habitat Suitability Simulation Ecohydraulic Model. *Journal of Fisheries (Iranian Journal of Natural Recources)* 71(3): 317-328. (In Persian with English abstract)
- 18- Najafabadi E.F., Afzalimehr H., and Rowinski P.M. 2018. Flow structure through a fluvial pool-riffle sequence—Case study. *Journal of Hydro-environment Research* 19:1-15.
- 19- Nakvachara P., Rittima A., and Talaluxmana Y. 2018. Quantification of Environmental Flow Requirement of Khun Dan Prakan Chon Dam Using Hydrological-hydraulic-ecological Methods. *Applied Environmental Research* 40(2): 76-90.
- 20- Nikghalb S., Shokoohi A., Singh V.P., and Yu R. 2016. Ecological regime versus minimum environmental flow: comparison of results for a river in a semi Mediterranean region. *Water Resources Management* 30(13): 4969-84.
- 21- Olsen N. 2012. Numerical Modelling & Hydraulics, 3rd Edition, Department of Environmental Engineering: The Norwegian University of Science & Technology.
- 22- Sedighkia M., Ayyoubzadeh S.A., and Hajiesmaeli M. 2017. Modification of Tennant and Wetted Perimeter Methods in Simindasht Basin, Tehran Province. *Civil Engineering Infrastructures Journal* 50(2): 221-31.
- 23- Sedighkia M., Abdoli A., Ayyoubzadeh S.A., Ahmadi A.A., and Gholizadeh M. 2017. Development of the native method of environmental flow in the rivers of the southern basin of Kaspian-Lar National Park. *Journal of Ecology* 43(3): 543-560. (In Persian)
- 24- Shamekhi K., Patimar R., Ghorbani R., and Kordjazi Z. 2012. Comparison relative of abundance of *Capoeta capoeta gracilis* in five streams of Gorganroud River Basin, Golestan Province, Northern Iran. *Journal of Research in Biology* 1: 19-22.
- 25- Smakhtin V.U., and Anpurhas M. 2006. An assessment of environmental flow requirements of Indian river basins. IWMI Research Report 107. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.

- 26- Tennant D.L. 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* 1(4): 6-10.
- 27- Wang H., Wang H., Hao Z., Wang X., Liu M., and Wang Y. 2018. Multi-Objective Assessment of the Ecological Flow Requirement in the Upper Yangtze National Nature Reserve in China Using PHABSIM. *Water* 10(3): 1-16.
- 28- Yi Y., Cheng X., Yang Z., Wieprecht S., Zhang S., and Wu Y. 2017. Evaluating the ecological influence of hydraulic projects: A review of aquatic habitat suitability models. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 68: 748-762.
- 29- Zarakani M., Shookohi A., and Pising V. 2017. Introducing a comprehensive ecological diet in the absence of data to determine the true environmental status of rivers. *Iranian Water Resources Research Journal* 13(2): 140-153. (In Persian with English abstract)
- 30- Zhao C.S., Yang S.T., Zhang H.T., Liu C.M., Sun Y., Yang Z.Y., Zhang Y., Dong B.E., and Lim R.P. 2017. Coupling habitat suitability and ecosystem health with AEHRA to estimate E-flows under intensive human activities. *Journal of Hydrology* 551: 470-483.



Design and Analysis of Optimal Ecological Flow Regime Zarrin-Gol River Using Hydrological Methods and Ecohydraulic Habitat Simulation Model

M.H. Naderi¹ - M. Zakerinia^{2*} - M. Salarijazi³

Received: 06-03-2019

Accepted: 12-04-2020

Introduction: The field of ecohydraulics is rapidly growing as the society requires a better understanding of the interrelations amongst the dynamics of the physical processes pertaining to aquatic ecosystems and the modifications observed in their habitat as well as the biological responses of the organisms. Environmental flow science is a common tool for assessing the consequences of changing the flow regime of aquatic ecosystems and providing a minimum flow of aquatic species protection. Environmental Flows assessment is a global challenge involving a number of tangible and intangible segments of hydrology, hydraulics, biology, ecology, environment, socio-economics, and several other branches of engineering including water resources management. River impoundment (dams, weirs), water diversions and consequent modifications to flow regimes have highly destructive effects on aquatic species and ecosystems.

Materials and Methods: In this research, two most common hydrologic methods Tennant and FDC Shifting were compared with a habitat simulation method i.e. PHABSIM. Tennant method is the most popular hydrological method in rivers and is based on the historic flow data. Investigation of the relationship between hydrologic approaches and physical habitat simulation approach and presentation of new recommendations based on the ecological and hydrological data can be very useful for estimating environmental flow in planning phase of river projects. We used river habitat simulation program to model the depth and velocities around boulder clusters to evaluate the habitat for Capoeta habitat in Zarrin-Gol River. The Zarrin-Gol River is one of the rivers in Golestan province in northern Iran. The statistics required for hydrologic calculations were also collected from Zarrin-Gol hydrometry station during the 42-year statistical period (1353-1395). In this regard, after the field studies and the development of the habitat suitability model for the target species, the Habitat simulation of the flow was carried out and eventually the ecological flow regime was extracted. In order to identify the important habitat variables and assess their impact, the life pattern of fish species was divided into juvenile and adult life stages.

Results and Discussion: Based on ecological assessment, the environmental water requirement of Gharahsoo river is 30% of mean annual flow for spring and summer and 10% of mean annual flow for autumn and winter seasons. It was found that application of Tennant and FDC Shifting methods led to dramatically low discharges as fixed minimum environmental flows, while habitat simulation method gave an acceptable estimation of ecological regime. However, habitat simulation technique assesses the allowable value of extraction from river flow dynamically, considering the ecological condition and average intermediate values. River conditions including flow velocity, water depth and river bed substrate are combined to form unique habitats facilitating the survival and growth of fish species populations. Habitat forms are observed in a wide range of rivers depending on the diet and the river type such as Pool, Riffle and Run. The destruction of the Riffle substrate causes disruption and impacts the biological integrity of the current. According to the Q-WUA curve of the Riffle habitat in high waters and flood conditions, the area available for juveniles of the target species decreases because of the flood, morphology and habitat of the river, so large and continuous floods inhibit the opportunity to rebuild habitats from the river and endanger the lives of fish. One of the factors limiting the desirability of the habitat and thus reducing the available habitat in low river flows is the low flow velocity, as well as high stream flow flows. The maximum and minimum flow regime, required to maintain the Zarrin-Gol river ecosystem according to ecological needs, was 2.49 and 0.58 m³/s in April and November, respectively, with an average value of 1.25 m³/s (59 % of natural stream of the river). In the next step, habitat suitability distribution along the stream was investigated. This was performed for the full range of discharges. Habitat suitability distribution along the stream at different discharges indicated that the upstream part of the stream had the poorest habitat condition and moving towards the downstream parts, the habitat suitability

1, 2 and 3- Graduate M.Sc. of Water Resources Engineering, Associate Professor and Assistant Professor of Water Engineering Department, Gorgan University of Agricultural Science and Natural Resources, respectively.

(* - Corresponding Author Email: mzakerinia@gau.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.79294

condition was improved.

Conclusion: Application of the Tennant method based on a hydrological system can be an inappropriate choice for determining the minimum flow to maintain the ecological environment of the river. According to the results, the PHABSIM model can simulate flow, habitat suitability of target species and the habitats dynamics accurately, which is highly required to protect the proper habitat of fish in river ecosystems.

Keywords: Environmental flow, Habitat simulation, Hydrological methods, Zarrin-Gol river



مقاله علمی-پژوهشی

بررسی تأثیر مدیریت آبیاری بر نوسانات سطح آب زیرزمینی کم عمق (یک مطالعه موردی: مناطق میاندوآب و مهاباد)

عبدالرحیم فیروزی^۱ - سید مجید میرلطیفی^{۲*} - حامد ابراهیمیان^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۲/۰۹

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۳/۱۰

چکیده

امروزه فعالیت‌های انسانی در بخش کشاورزی به‌خصوص در نواحی خشک و نیمه‌خشک بر روی چرخه و انتقال آب سطحی و زیرزمینی تأثیر به‌سزایی داشته است. از این رو، بررسی وضعیت منابع آب زیرزمینی دارای اهمیت است. تخمین‌های مناسب و قابل اعتماد تغذیه ناشی از آبیاری بر آب زیرزمینی می‌تواند در این امر موثر باشد. به منظور بررسی تأثیر آبیاری بر تغذیه آبخوان، یک مزرعه گندم، دو مزرعه جو و سه مزرعه چغندرقد در شهرستان میاندوآب و دو مزرعه گندم در شهرستان مهاباد در حوضه دریاچه ارومیه تحت مدیریت کشاورزان انتخاب شدند. شبیه‌سازی نفوذ با استفاده از مدل HYDRUS-1D در طول دوره رشد محصولات مذکور انجام شد. با پایش رطوبت خاک در این مزارع، مدل با رطوبت‌های خاک اندازه‌گیری شده از طریق حل معکوس، واسنجی و صحت‌سنجی شد. دقت مدل بعد از انجام مراحل واسنجی و صحت‌سنجی در تخمین جریان آب در داخل خاک مناسب بود. مقادیر ضریب تعیین و خطای جذر میانگین در مرحله واسنجی به ترتیب بین ۰/۶ تا ۰/۸۵ و ۰/۱۷ تا ۰/۳۳ به دست آمد. ضریب تعیین و خطای جذر میانگین مربعات در مرحله صحت‌سنجی نیز به ترتیب بین ۰/۶۲ تا ۰/۸۸ و ۰/۰۰۲ تا ۰/۰۲۳ به دست آمد. پس از واسنجی مدل، تغییرات رطوبت در اعماق مختلف خاک تا سطح آبخوان توسط مدل شبیه‌سازی شد. پیشروی رطوبت در عمق ۰/۷ تا ۴/۷ توسط مدل برآورد شد. آب آبیاری سبب تغذیه آب زیرزمینی در مزارع مورد مطالعه شد که این میزان تغذیه در اثر آبیاری و بارندگی، بسته به نوع خاک، نوع کشت و مدیریت آبیاری در مزارع مختلف متفاوت بود. بیشترین تغذیه در مزرعه H3 با خاک لوم رسی شنی به مقدار ۲۲۱ میلی متر از ۷۸۹ میلی متر مجموع آبیاری و بارندگی (۲۸ درصد) در طول فصل کشت گیاه جو بدست آمد.

واژه‌های کلیدی: آبیاری، تغذیه، سطح آبخوان، شبیه‌سازی، HYDRUS-1D

مقدمه

بیابان آب زیرزمینی انجام شود. میزان مصرف آب در حوضه دریاچه ارومیه به طور چشم‌گیری روبه افزایش است، که بخش عمده‌ای از این مصارف مربوط به بخش کشاورزی است. از طرفی دشت‌های اطراف دریاچه ارومیه به عنوان یکی از مناطق مهم تولیدات زراعی و باغی به شمار می‌روند، اما بخاطر پایین بودن راندمان آبیاری و ضعف مدیریت منابع آب در این بخش، میزان آب مصرفی کشاورزی در آن‌ها زیاد است. با توجه به اینکه میزان تلفات آب در مزارع تحت آبیاری زیرحوضه آبریز دریاچه ارومیه درصد بالایی از آبیاری را شامل می‌شود (راندمان آبیاری ۳۸ درصد (۲))، این احتمال می‌رود که پایین بودن راندمان ناشی از نفوذ عمقی زیاد در مزارع منطقه مورد مطالعه باشد. نفوذ عمقی آب آبیاری در صورتی که وارد منابع آب زیرزمینی شود و کیفیت آب را هدر ندهد، جزء آب هدر رفته حساب نشده و باعث تغذیه آبخوان می‌شود. بنابراین یکی از مهم‌ترین پارامترهای

در سال‌های اخیر منابع آب زیرزمینی حوضه دریاچه ارومیه تحت تنش آبی شدید قرار گرفته است. برای آگاهی از وضعیت منابع آب زیرزمینی، برنامه‌ریزی و مدیریت بهینه آن لازم است بررسی دقیقی از

۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی،

دانشگاه تربیت مدرس

۲- دانشیار، گروه مهندسی و مدیریت آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت

مدرس

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

۳- دانشیار، گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران

میلی متر در سال می‌باشد. پورهت و همکاران (۱۴) در تحقیقی به بررسی تاثیر انواع سیستم‌های آبیاری برروی تغذیه آب‌زیرزمینی در منطقه کرج پرداختند. نتایج نشان داد که حدود ۱۴/۸، ۱۴/۸ و ۸/۰ درصد از آب آبیاری و بارندگی به ترتیب در سیستم‌های آبیاری فارو، قطره‌ای و بارانی صرف تغذیه به آبخوان شده است. یو و همکاران (۲۱) در تحقیقی تأثیر عوامل مختلف در نوسانات سطح ایستابی در شمال چین مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که نفوذ ناشی آبیاری ۹۲ درصد از تغذیه آب‌های زیر زمینی را شامل می‌شود. هدف از این پژوهش برآورد تغذیه و نوسانات سطح ایستابی ناشی از اعمال مدیریت‌های مختلف آبیاری با در نظر گرفتن شرایط اقلیمی منطقه میاندوآب است. بدین منظور در ابتدا مدل HYDRUS-1D با استفاده از داده‌های رطوبت خاک که به صورت میدانی در شماری از مزارع با کشت گندم، جو و چغندرقد در شهرستان‌های میاندوآب و مهاباد در جنوب حوزه دریاچه ارومیه جمع‌آوری شده بود واسنجی گردید. پس از آن با استفاده از مدل واسنجی شده HYDRUS-1D تغذیه و نوسانات سطح ایستابی برای هرکدام از مزارع برآورد شد. لازم به ذکر است تمامی اراضی مورد استفاده در پژوهش تحت مدیریت کشاورزان بوده است.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در سال زراعی ۹۴-۱۳۹۳ برای دو کشت گندم و جو پاییزه و چغندرقد بهاره در ۸ مزرعه در شهرستان‌های میاندوآب و مهاباد با مدیریت کشاورزان منطقه جهت مطالعه انتخاب شد (جدول ۱ و شکل ۱). آبیاری در تمامی مزارع به روش کرتی انجام شد و کشاورزان، کرت‌های آبیاری را با انتهای بسته آبیاری می‌کردند.

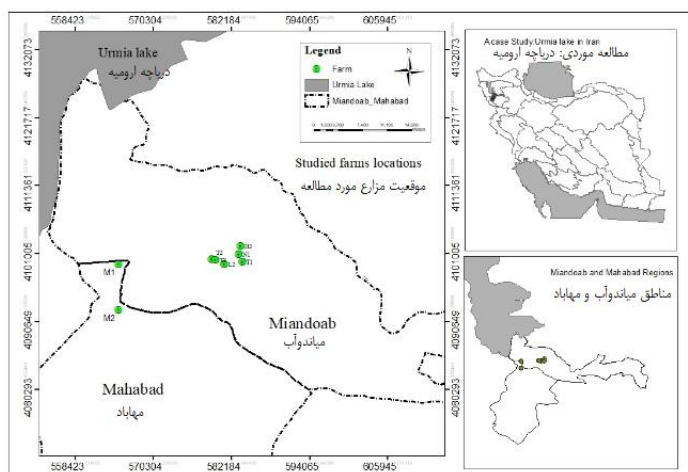
مدیریتی در بیلان آب زیرزمینی، دانستن میزان تغذیه سالانه این منابع است که کمک بسیاری در مدیریت بهره برداری از آن‌ها می‌کند. سوالی که در اینجا مطرح می‌شود این است که آیا آبیاری منجر به نفوذ عمقی و در نتیجه تغذیه به آبخوان در حوضه دریاچه ارومیه می‌شود؟ روش‌های مختلفی را برای محاسبه نفوذ عمقی می‌توان بکار برد. اکثر روش‌های تجربی به صورت معادلات ساده بوده و تخمینی از شدت نفوذ را فراهم می‌کنند. از بین روش‌های فیزیکی در برآورد نفوذ، حل معادله‌ی عمومی جریان در محیط‌های غیراشباع (ریچاردز) یکی از روش‌هایی است که بسیار مورد توجه قرار گرفته است. مدل HYDRUS-1D یکی از مدل‌های با حل عددی معادله ریچاردز شبیه‌سازی نفوذ را میسر نموده است (۱۶). از توانایی‌های این مدل می‌توان به تخمین خصوصیات خاک به روش حل معکوس اشاره کرد (۱). محققین بسیاری از این مدل در برآورد تغذیه استفاده کرده‌اند (۵، ۱۱ و ۱۳). لو و همکاران (۱۲) برای بدست آوردن تخمین بهتری از تغذیه در دشت هبی چین، پنج نقطه را در آن به عنوان نماینده کل حوضه برای بررسی اثرات آبیاری و بارندگی در تغذیه آب‌های زیرزمینی انتخاب کردند. با استفاده از مدل HYDRUS-1D تغذیه به طور متوسط در حدود ۱۷۵ میلی‌متر در سال در دشت کوهپایه‌ای غرب و ۱۳۳ میلی‌متر در سال در دشت محاسبه شد. آسفا و همکاران (۵) به منظور مدل کردن تغذیه آبخوان در حوضه اوکاناگان در کانادا، از ترکیب مدل هایدروس یک بعدی و ArcGISTM استفاده کردند. پس از ارزیابی عملکرد مدل با استفاده از داده‌های میدانی و پارامترهای هیدرولیکی خاک بدست آمده از مدل نقشه‌های زمانی و مکانی تغذیه در سراسر حوضه آبریز، تولید شد. تحلیل نتایج حاصل از ۲۵ سال تغذیه آبخوان در نقاط مختلف در سراسر حوضه، نشان داد که متوسط تغذیه آبخوان، $50/8 \pm 77/8$

جدول ۱- اطلاعات عمومی مزارع در شهرستان میاندوآب و مهاباد.

Table 1- Genereal information of farms in Miandoab and Mahabad regions

ردیف Row	کد مزرعه Farms code	نام روستا Village name	نوع کشت Kind of planting	تاریخ کشت Date of planting	مساحت (هکتار) Area	منبع تامین آب Source of water	Xutm	Yutm
1	L2	لالکو (Lalakloo)	گندم (Wheat)	93/08/26	0.74	چاه (Well)	581199	4099363
2	N1	نظام آباد (NezamAbad)	جو (Barley)	93/08/24	0.48	رودخانه (River)*	583402	4100936
3	H3	حاج حسن (hajhasan)	جو (Barley)	93/08/23	0.55	رودخانه (River)*	4101995	4101995
4	M1	خورخوره (khorkhore)	گندم (Wheat)	93/08/13	0.92	کانال (Canal)**	565033	4099377
5	M2	خورخوره (khorkhore)	گندم (Wheat)	93/08/15	5.5	کانال (Canal)**	565072	4092432
6	T1	نظام آباد (NezamAbad)	چغندرقد (Sugarbeet)	94/01/15	0.4	رودخانه (River)*	583887	4099802
7	T2	تازه کندلکلو (Tazekandlalakloo)	چغندرقد (Sugarbeet)	94/01/15	0.62	چاه (Well)	579256	4100172
8	T3	تازه کندلکلو (Tazekandlalakloo)	چغندرقد (Sugarbeet)	94/01/15	0.78	چاه (Well)	579833	4100019

* زرينه رود. ** شبکه آبیاری و زهکشی مهاباد.



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه

Figure 1- Case study

CROPWAT محاسبه شد.

بافت خاک هر یک از مزارع تا عمق ۱۰۵ سانتی متری به روش هیدرومتری در آزمایشگاه تعیین گردید (جدول ۲). بافت لایه‌های مختلف خاک از عمق یک متری تا سطح آبخوان از لوگ حفاری تهیه شده توسط شرکت مه‌آب قدس و مطالعات خاکشناسی شبکه آبیاری زهکشی دشت زرينه‌رود استفاده شد.

به منظور اندازه‌گیری پارامترهای بیلان آب در مزرعه‌های مورد مطالعه تغییرات رطوبت خاک به صورت دوره‌ای در طول فصل رشد با استفاده از رطوبت‌سنج PR2 که رطوبت را در اعماق مختلف تا عمق ۱۰۵ سانتی متری اندازه‌گیری می‌نماید اندازه گرفته شد. رواناب سطحی مزارع با توجه به بسته بودن انتهای آن‌ها صفر در نظر گرفته شد. تبخیر-تعرق گندم، جو و چغندرقد در منطقه از طریق مدل 8.0

جدول ۲- مشخصات بافت خاک مزارع مورد مطالعه

Table 2- Soil texture of the farms in the case study

کد مزرعه Farm code	عمق خاک Soil depth (cm)	بافت خاک Soil texture	رس Clay (%)	سیلت Silt (%)	شن Sand (%)
L2	0-30	Silty clay loam	30	46	23
	30-70	Clay loam	28	41	31
	70-100	Silty loam	9	61	30
N1	0-30	Clay Loam	20	46	34
	30-70	Clay Loam	26	48	26
	70-100	loam	20	53	27
H3	0-30	Loam	20	25	55
	30-70	Sandy clay loam	16	20	64
	70-100	Sandy loam	10	19	71
M1	0-30	Sandy clay loam	18	20	62
	30-70	Sandy loam	8	18	74
	70-100	Sandy clay loam	13	21	66
M2	0-30	Clay loam	39	36	25
	30-70	Clay	41	36	23
	70-100	Loam	23	34	43
T1	0-30	Loam	6	54	40
	30-70	Loam	5	46	49
	70-100	loam	7	35	58
T2	0-30	Silty loam	8	66	26
	30-70	Silty loam	4	84	12
	70-100	Silty loam	5	81	14
T3	0-30	Silty clay	36	51	13
	30-70	Silty clay	43	41	16
	70-100	Silty clay	41	45	14

جدول ۳- تاریخ، دبی و عمق آبیاری در طول فصل رشد

Table 3- Date, Flow and irrigation depth during growing season

کد مزرعه Farm code	تاریخ آبیاری Irrigation date	دبی (لیتر در ثانیه) Flow	ساعت آبیاری (ساعت) Irrigation time	عمق (میلی متر) Depth
L2	2015/20/04	6.98	79	260
	2015/17/05	8.7	78	250
	2015/02/06	8.7	78	250
N1	2015/29/04	51.78	3.5	133
	2015/06/05	51.7	3.5	133
H3	2014/20/10	16.7	13	142
	2015/17/04	16.7	13	142
	2015/07/05	16.7	14	150
	2015/26/05	10.2	15	98
M1	2015/06/05	34.95	6.5	88
	2015/31/05	36.34	6.5	92
M2	2015/05/06	34	16	188
	2015/31/05	37	17	207
T1	2015/22/07	14.24	9	120
	2015/18/08	16.69	9	130
	2015/05/09	27.24	8	188
T2	2015/01/08	12.92	20	155
	2015/18/08	8.87	47	250
	2015/04/09	18.58	25	277
T3	2015/05/07	14.33	30	193
	2015/27/07	14.33	20	132
	2015/18/08	15.96	43	317
	2015/10/09	14.33	26	173

عمق آبیاری

به منظور اندازه‌گیری عمق آبیاری فلوم‌های تیپ ۴ و ۵ WSC در ابتدای مزارع نصب گردید. با پایش ارتفاع آب در فلوم و رابطه مربوطه (۶) دبی و در نتیجه عمق آبیاری بدست آمد (جدول ۳).

تبخیر-تعرق گیاهی با وارد کردن اطلاعات هواشناسی منطقه میاندوآب به مدل کراپ‌وات بدست آمد. همچنین رطوبت خاک به صورت ادواری در طول دوره رشد گیاه محاسبه شد. در ادامه با در نظر گرفتن یک ستون خاک دو متری برای هر مزرعه به کمک مدل HYDRUS-1D و وارد کردن اطلاعات بیان آب در مقیاس مزرعه، نفوذ عمقی و تغذیه به آبخوان توسط مدل مذکور برآورد شد. لازم به ذکر است که رواناب انتهایی با توجه به بسته بودن انتهایی کرت در مزارع مورد مطالعه، صفر لحاظ شد.

مدل HYDRUS-1D

مدل HYDRUS-1D یکی از مدل‌های پیشرفته در ارتباط با

حرکت یک بعدی آب، املاح و گرما در خاک بوده که شامل حل عددی معادله ریچاردز برای بررسی حرکت آب در خاک و معادله انتقال - انتشار برای بررسی حرکت گرما و آب در خاک می‌باشد. در این مدل برای توصیف مشخصات هیدرولیکی خاک نظیر منحنی رطوبتی و هدایت آبی غیر اشباع روابط متعددی تعریف شده است. معمول ترین آن‌ها رابطه وان گنوختن-معلم (۲۰) می‌باشد.

شرایط اولیه و مرزی

با توجه به وجود بارش و آبیاری و وجود تبخیر-تعرق، شرایط مرزی بالادست جریان اتمسفری در نظر گرفته شد. شرایط مرزی پایین دست، در دو حالت به مدل تعریف شده و مدل‌سازی انجام شد. در حالتی که هدف، برآورد تغذیه به آبخوان بود، با فرض این که آب از زیر ناحیه ریشه عبور کند، شرایط مرزی پایین دست زهکشی آزاد در نظر گرفته شد. در شرایطی که هدف از مطالعه، تعیین نوسانات سطح ایستایی باشد، شرط مرزی پایین دست در مناطق با آب زیرزمینی کم

مدل ROSETTA که مدلی واقع در مدل HYDRUS-1D می‌باشد، این پارامترها بدست آمد.

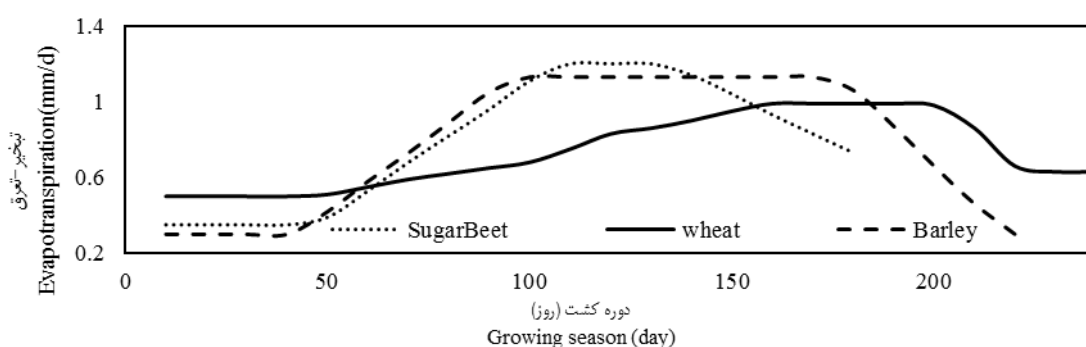
تبخیر-تعرق گیاه

از روش پنمن مانیتیت (۳) برای بدست آوردن تبخیر-تعرق مرجع استفاده شد. با داشتن طول دوره رشد هر گیاه در منطقه و مقدار ضریب گیاهی بدست آمده از این مدل (شکل ۲)، مقدار تبخیر-تعرق پتانسیل هر گیاه طبق شکل ۳ محاسبه شد. لازم به ذکر است که ضریب گیاهی با استفاده از رابطه اصلاح ضرایب گیاهی نشریه فائو ۵۶ (۴) اصلاح و به مدل CROPWAT 8.0 داده شد.

عمق، جریان ثابت با فلاکس صفر به مدل اعمال شد. از آنجایی که سطح آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه، نزدیک به سطح زمین بود، شرط مرزی پایین دست جریان با فلاکس صفر در نظر گرفته شد (۵). شرایط اولیه مدل رطوبت بحرانی یا رطوبت خاک قبل از آبیاری فرض شد.

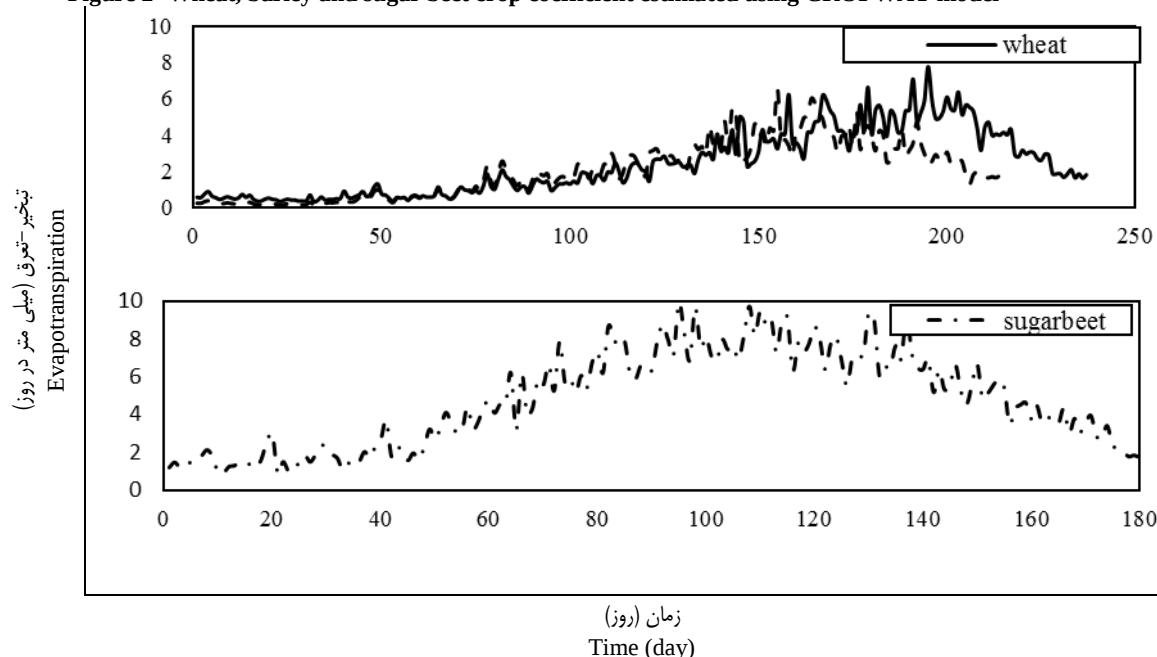
پارامترهای هیدرولیکی خاک

مدل خصوصیات هیدرولیکی خاک را براساس بافت خاک، با استفاده از رابطه وان گلوختن-معلم (۲۰) برآورد می‌کند. به این صورت که با وارد کردن درصد رس، شن و سیلت خاک طبق استاندارد USDA، مدل HYDRUS-1D پارامترهای هیدرولیکی خاک توسط



شکل ۲- ضریب گیاهی مربوط به گیاه گندم، جو و چغندر با استفاده از مدل کراپ وات

Figure 2- Wheat, barley and sugar beet crop coefficient estimated using CROPWAT model



شکل ۳- تبخیر-تعرق گیاه گندم، جو و چغندر با استفاده از مدل کراپ وات

Figure 3- Wheat, barley and sugar beet evapotranspiration estimated using CROPWAT model

واسنجی مدل

واسنجی مدل HYDRUS-1D از طریق تغییر ضرایب هیدرولیکی خاک در حد قابل قبول، برای نزدیک نمودن پارامترهای شبیه‌سازی شده از جمله رطوبت در عمق‌های مختلف به مقادیر مشاهداتی انجام می‌گیرد (۱۰). این کار از طریق تغییر ضرایب هیدرولیکی خاک معادله وان گنوختن-معلم (رطوبت باقیمانده، رطوبت

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Y_{\text{exp},i} - Y_{\text{pre},i})^2}{\sum_{i=1}^N (\bar{Y}_{\text{exp}} - Y_{\text{exp},i})^2} \quad \text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Y_{\text{pre},i} - Y_{\text{exp},i})^2}{N}} \quad \text{NRMSE} = \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Y_{\text{pre},i} - Y_{\text{exp},i})^2}{N}}}{\bar{O}} \quad (۱)، (۲) و (۳)$$

در این رابطه $Y_{\text{exp},i}$ مقادیر اندازه‌گیری شده رطوبت خاک، $\bar{Y}_{\text{exp},i}$ میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده رطوبت خاک، $Y_{\text{pre},i}$ مقادیر شبیه‌سازی شده توسط مدل، $\bar{O}$ میانگین داده‌های شبیه‌سازی شده و N تعداد کل مشاهدات می‌باشد. همچنین با توجه به اینکه داده‌ها در دو گروه مستقل بودند، از نرم‌افزار SPSS 19.0 و آزمون t به منظور مقایسه آماری داده‌های واسنجی شده و اندازه‌گیری شده استفاده شد. لازم به ذکر است که اندازه‌گیری رطوبت در مزارع مورد مطالعه، از تاریخ ۹۴/۰۲/۰۲ تا ۹۴/۰۴/۱۲ انجام شد. ۶۰ درصد داده‌های اندازه‌گیری شده در این مزرعه به منظور واسنجی و بقیه به منظور صحت‌سنجی مدل استفاده شد.

نوسانات سطح ایستابی و برآورد تغذیه در هر مزرعه

با بررسی رطوبت شبیه‌سازی شده توسط مدل در عمق‌های مختلف، تغییرات رطوبت در طول فصل کشت در حالت وجود و عدم وجود بارش (آبیاری و بارندگی) مشخص شد. در صورتی که رطوبت در هر یک از اعماق بالای سطح آبخوان در انتهای فصل کشت به حد اشباع رسیده باشد، این عمق نشان‌دهنده بالا آمدن سطح آبخوان خواهد بود. باید به این نکته توجه کرد که چه مقدار از افزایش رطوبت در عمقی که به حد اشباع رسیده است مربوط به خیز موئینی می‌باشد. این موضوع با بررسی تغییرات رطوبت در حالت بدون آبیاری و بارندگی مشخص خواهد شد. شبیه‌سازی نفوذ با استفاده از مدل HYDRUS-1D در سال ۹۴-۱۳۹۳ به صورت روزانه انجام شد. سپس نتایج تغذیه روزانه ناشی از بارندگی و آب آبیاری در مزارع توسط مدل برآورد شد. عمق توسعه ریشه گیاهان مورد مطالعه در این تحقیق، حداکثر یک متر در نظر گرفته شد. بنابراین به منظور برآورد میزان تغذیه ناشی از آبیاری و بارندگی، با در نظر گرفتن ستون خاک دو متری برای هر مزرعه و با این فرض که جریان عبور کرده از انتهای ستون خاک دو متری پس از مدتی به آبخوان بر می‌گردد، میزان جریان عبور کرده از انتهای این ستون خاک به عنوان تغذیه ناشی از آبیاری و بارندگی به آبخوان در نظر گرفته شد و شرط مرزی پایین دست در مدل، زهکشی آزاد در نظر گرفته شد (۵).

اشباع، ضرایب تجربی و هدایت آبی اشباع) تا عمق ۱۰۵ سانتی‌متری توسط مدل HYDRUS-1D انجام شد. برای ارزیابی کارایی واسنجی و اعتبارسنجی مدل از نمایه‌های آماری استفاده شد. این نمایه‌های آماری شامل ضریب تعیین (R^2) (۱۹)، جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) (۷) و جذر میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE) می‌باشد که در ادامه رابطه هر یک آورده شده است.

نتایج و بحث

واسنجی و صحت‌سنجی

با توجه به مقایسه نتایج مدل بعد از واسنجی و داده‌های اندازه‌گیری شده، میزان ضریب تعیین (R^2) و خطای جذر میانگین مربعات (RMSE) به ترتیب بین ۰/۱۷ تا ۰/۸۵ و ۰/۰۳۳ تا ۰/۰۳۳ $\left(\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3}\right)$ بدست آمد. از مقایسه پارامترهای آماری قبل و بعد از واسنجی، مشخص است که واسنجی مدل باعث نزدیک شدن رطوبت شبیه‌سازی شده توسط مدل در اعماق مختلف تا ۰/۶۵ متری به داده‌های رطوبت اندازه‌گیری شده توسط دستگاه رطوبت‌سنج شده است. برای اطمینان از نتایج حاصل از واسنجی مدل، نیاز به صحت‌سنجی داده‌های بدست آمده می‌باشد. دقت مدل به وسیله رطوبت‌های مشاهداتی بدست آمده از دستگاه رطوبت‌سنج PR2 از منطقه مورد مطالعه پس از واسنجی، مورد ارزیابی قرار گرفت. با مقایسه نتایج مدل در مرحله صحت‌سنجی و داده‌های اندازه‌گیری شده، میزان ضریب تعیین (R^2) و خطای جذر میانگین مربعات (RMSE) به ترتیب بین ۰/۶۲ تا ۰/۸۸ و ۰/۰۰۲ تا ۰/۰۲۳ $\left(\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3}\right)$ بدست آمد. با بررسی رطوبت پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده در تمامی مزارع تفاوت معناداری بین داده‌ها مشاهده نشد ($P\text{-value} > 0.05$). بنابراین کمترین میزان ضریب تعیین در مزرعه T3 با خاک لومی رسی و بیشترین مقدار آن در مزرعه H3 با خاک لوم شنی بدست آمد. به طور کلی، مدل دقت بیشتری در شبیه‌سازی رطوبت در خاک‌های سبک و متوسط داشت. سلامتی و همکاران (۱۶) از مدل HYDRUS-1D در شبیه‌سازی انتقال آب در آبیاری جویچه‌ای استفاده کردند. نتایج ضریب تعیین میزان رطوبت مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده ۶۲/۷ گزارش شد. ابراهیمیان و همکاران (۷) از داده‌های مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده مدل HYDRUS بعد از واسنجی در آبیاری جویچه‌ای متناوب، ۷۲ درصد برآورد شد. نتایج حاصل از واسنجی و صحت‌سنجی در این مطالعه در مقایسه با پژوهش‌های پیشین از دقت خوبی برخوردار بود.

نتایج تغییرات رطوبت خاک در عمق‌های مختلف توسط

مدل و حجم آبخوان

نتایج تغییرات رطوبت خاک در عمق‌های مختلف در حالت وجود و عدم وجود بارش (آبیاری و بارندگی) شبیه‌سازی شد (شکل ۴). همانطور که مشاهده می‌شود، تغییرات رطوبت در عمق‌های مختلف خاک، بسته به مقدار به مدیریت آبیاری اعمال شده توسط کشاورز متفاوت می‌باشد؛ چنانچه در مزارع N1، M1 و M2 نفوذ عمقی ناچیز بود و در نتیجه تغییرات رطوبت خاک در طول فصل رشد در عمق‌های مختلف در مزرعه اول و دوم تا عمق ۱ متری و در مزرعه سوم تا عمق ۰/۷ متری توسط مدل شبیه‌سازی شد.

در مزرعه H3 تغییرات رطوبت خاک در عمق‌های مختلف تا ۳/۵ متری برآورد گردید. سطح آبخوان در این مزرعه در عمق ۵ متری بود. از آنجایی که جبهه رطوبت ناشی از آبیاری و بارندگی حداکثر تا عمق ۳/۵ متری پیشروی کرد (مزرعه H3)، با توجه به میزان آب مصرفی در این مزرعه (۷۸۹ میلی متر) و مقایسه آن با تبخیر-تعرق پتانسیل گیاه در منطقه (برای گیاه جو ۴۳۰ میلی متر)، اضافه آبیاری در این مزرعه مشاهده شد، اما پیشروی جبهه رطوبتی ناشی از آبیاری و بارندگی تا سطح آبخوان ادامه نداشت. در مزرعه L2 با کشت گندم، مقدار نفوذ عمقی زیاد بوده به طوری که افزایش رطوبت خاک در فصل کشت در این مزرعه در عمق ۳/۹ متری از ۰/۳ به ۰/۴۳ $\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3}$ بوده و رطوبت خاک در این عمق به حد اشباع رسید. رطوبت به اعماق پایین تر از عمق ۳/۹ متری نیز رسید. بنابراین در صورتی که مدیریت آبیاری این مزرعه در کل منطقه مورد مطالعه اعمال شود، سطح آبخوان ۱/۱ متر بالا خواهد آمد (سطح آبخوان در عمق ۵ متری). البته شرایطی مانند برداشت از چاه‌ها و جریان آب زیرزمینی در این بررسی در نظر گرفته نشده است. تغییرات رطوبت خاک در مزرعه T1 در عمق ۴/۷ متری این نکته را نشان می‌دهد که رطوبت خاک در این عمق به حد اشباع رسید و پیشروی جبهه رطوبتی در اثر آبیاری و بارندگی تا این عمق ادامه داشت. در مزرعه T2 در کشت چغندر قند، تغییرات رطوبت خاک در طول فصل کشت تا عمق ۶ متری مشاهده شد و رطوبت خاک در این عمق به حد اشباع رسید. در نهایت، در مزرعه T3 افزایش رطوبت خاک در عمق‌های مختلف در اثر آبیاری تا عمق ۵ متری ادامه داشت. یکی از دلایل نفوذ عمقی بالا در مزارع L2 و T2 عمق آبیاری بالا (به ترتیب ۲۶۰ و ۲۷۷ میلی متر) در مزرعه بود. لاریجانی و همکاران (۱۱) در مطالعه‌ای اثر آبیاری را بر سطح آبخوان در منطقه هشتگرد مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد که در آبیاری سطحی با توجه به اینکه عمق زیادی از آب یکباره به زمین داده می‌شود، تلفات نفوذ عمقی زیاد است.

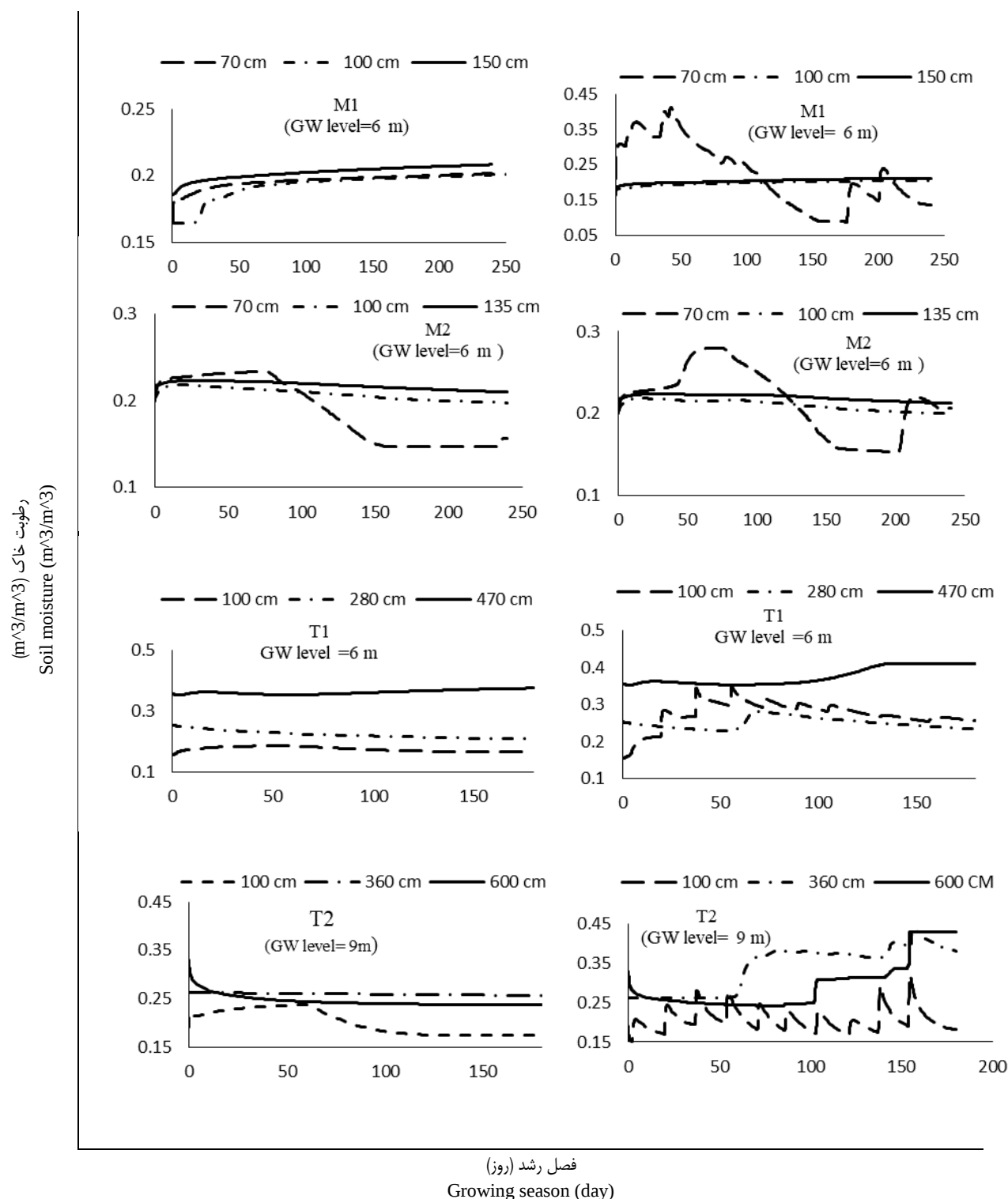
در ادامه به منظور بررسی تأثیر خیز موئینگی در بالای سطح آبخوان، مدل در شرایط بدون آبیاری و بارندگی اجرا شد و تغییرات

رطوبت در اعماق بالای سطح آبخوان در مزارع مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بدون آبیاری و بارندگی در مزرعه L2 خیز سطح ایستابی تا عمق ۴ متری انجام می‌گیرد (شکل ۵). بنابراین آبیاری و بارندگی ۲۶ سانتی متر در افزایش سطح آبخوان تأثیر داشته است با اجرای مدل در شرایط بدون بارش (آبیاری و بارندگی) در مزرعه H2 این نتیجه را می‌توان گرفت که این مقدار افزایش رطوبت خاک در اثر آبیاری و بارندگی بوده است. نتایج در حالت وجود بارش در مزرعه T1 نشان داد که رطوبت خاک تا عمق ۴/۷ متری به حد اشباع رسید. در حالتی که مدل بدون اعمال آبیاری و بارندگی اجرا شد، رطوبت خاک در عمق ۴/۷ متری از ۰/۳۵ به ۰/۳۷ $\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3}$ رسید که نشان‌دهنده تأثیر خیز موئینگی بود. در حالی که با وجود آبیاری و بارندگی، میزان افزایش رطوبت خاک از ۰/۳۵ به ۰/۴۱ $\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3}$ بود و رطوبت در این عمق به حد اشباع رسید.

با بررسی نتایج مدل در عمق‌های مختلف عمیق تر از عمق ۶ متر تا سطح آبخوان در مزرعه T2 (آبخوان در عمق ۹ متری) مشاهده شد که تأثیر خیز موئینگی در این مزرعه تا عمق ۷/۳ متری اتفاق افتاد در حالی که طبق شکل ۳، نوسانات سطح ایستابی با وجود بارش تا عمق ۶ متری ادامه داشت و رطوبت در این عمق از ۰/۳۵ به ۰/۴۳ $\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3}$ افزایش پیدا کرد. با بررسی رطوبت خاک در شرایط با و بدون بارش در مزرعه T3 مشخص شد که تأثیر خیز موئینگی تا ۵/۵ متری اتفاق افتاده و رطوبت خاک را تا این عمق به حد اشباع رسانده، در حالی که با اعمال شرایط بارش در مدل، عمق ۵ متری نیز به حد اشباع رسید. بنابراین در صورتی که این مدیریت آبیاری در تمام مزارع حوضه اعمال شود، آبیاری و بارندگی ۵۰ سانتی متر باعث افزایش سطح آبخوان خواهد شد. فرایند آبیاری در مزارع دارای سطح آب زیرزمینی کم عمق تأثیر بیشتری در تغذیه به آبخوان دارد (۱۵).

تغذیه ناشی از آبیاری در مزارع

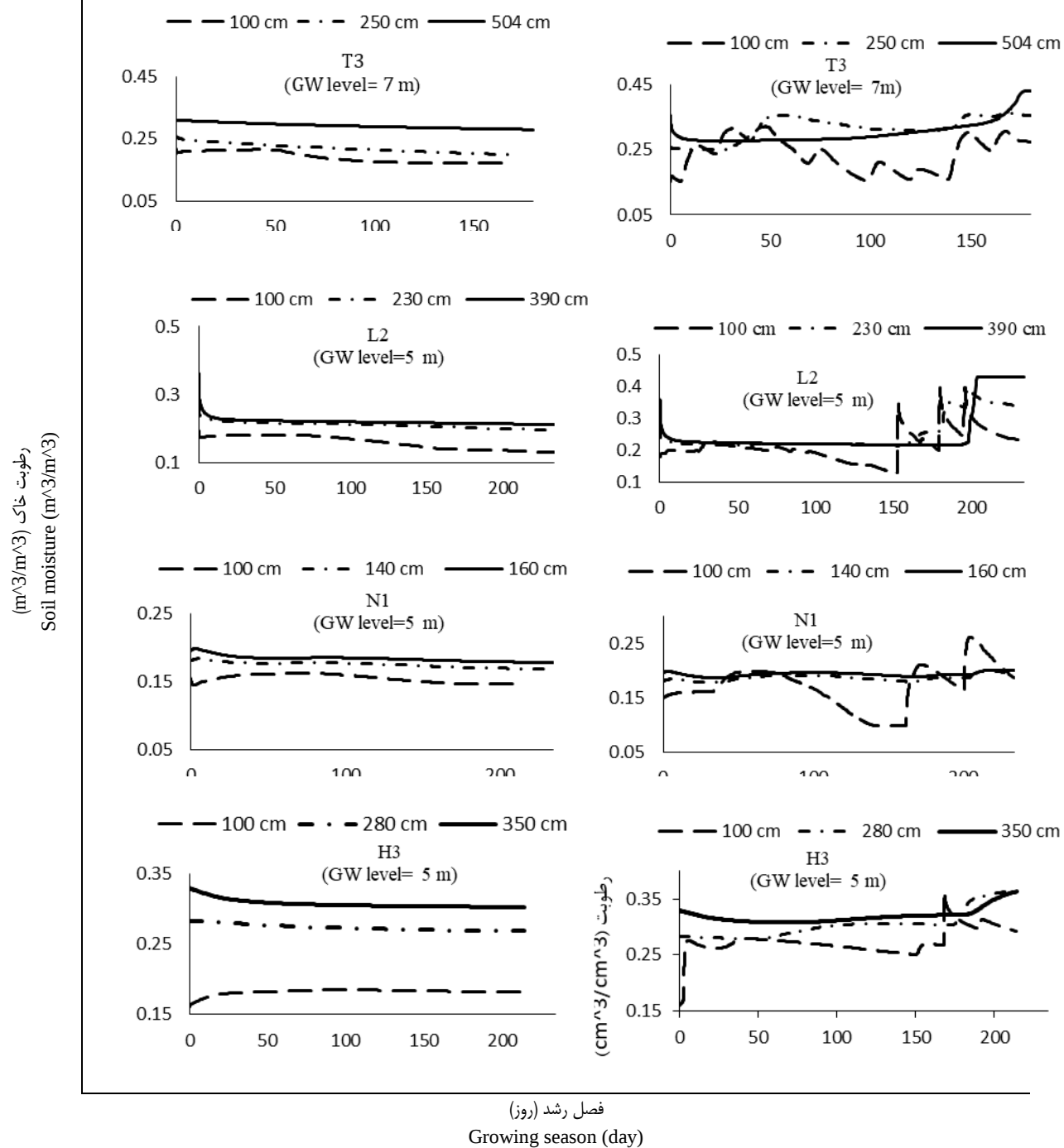
میزان تغذیه ناشی از آبیاری و بارندگی، تبخیر-تعرق واقعی و تبخیر-تعرق پتانسیل مزارع به صورت ماهانه در شکل ۶ ارائه شده است. مقدار تبخیر-تعرق واقعی و پتانسیل گیاه، از مدل فدس و همکاران (۸) بدست آمد. اختلاف بین میزان تبخیر-تعرق واقعی و پتانسیل نشان دهنده تنش وارد شده به گیاه می‌باشد. با توجه به شکل ۶ می‌توان گفت در تمامی کشت‌ها، بیشترین مقدار تغذیه زمانی اتفاق افتاد که میزان تبخیر-تعرق کمتر بود. میزان تغذیه در مزارع N1، M1 و M2 بسیار ناچیز بود که این به دلیل کم آبیاری زارعین بوده که مجموع آبیاری آن‌ها از نیاز آبی گیاه کمتر بود (عمق خالص آبیاری برای گندم، جو و چغندر قند در منطقه میاندوآب طبق محاسبات نرم افزار CROPWAT8.0، به ترتیب ۳۰۸، ۲۷۳ و ۷۳۶ میلی متر در فصل رشد بدست آمد).



شکل ۴- تغییرات رطوبت خاک در اعماق مختلف در مزارع

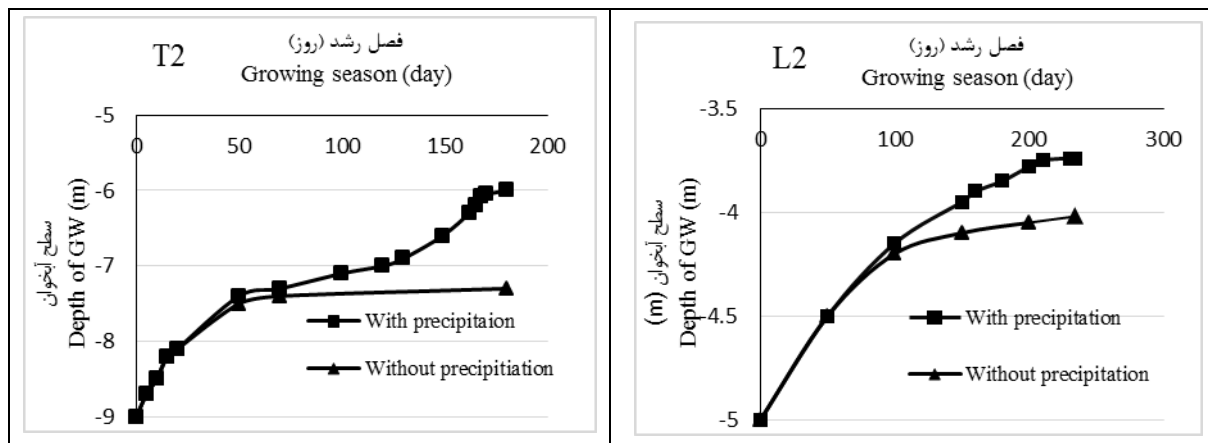
(شکل سمت راست با اعمال بارش و سمت چپ بدون اعمال بارش می باشد).

Figure 4- Soil moisture variations at various soil depths in the farms
(The right side figure is with precipitation and the left side figure is without precipitation).



ادامه شکل ۴- تغییرات رطوبت خاک در اعماق مختلف خاک در مزارع
(شکل سمت راست با اعمال بارش و سمت چپ بدون اعمال بارش می باشد).

Figure 4- Soil moisture variations at various soil depths in the farms
(The right side figure is with precipitation and the left side figure is without precipitation).



شکل ۵- نوسانات سطح آبخوان در طول فصل کشت در دو حالت با وجود بارش و بدون وجود بارش
Figure 5- Aquifer level fluctuations during the growing season with and without precipitation

خاک بر روی تغذیه مشاهده شد، به طوری که هر چه طول کرت آبیاری در مزارع بیشتر بود میزان نفوذ عمقی و در نتیجه تغذیه به آبخوان افزایش پیدا کرد. همچنین هرچه بافت خاک ناحیه ریشه سبک تر بود میزان تغذیه بیشتر بود. شکل ۷ نشان می دهد که تنها عمق آبیاری بر تغذیه مؤثر نیست، بلکه عواملی مانند بافت خاک و طول کرت نقش دارند. مثلاً در مزرعه T3 عمق آب آبیاری زیاد است اما بافت خاک سنگین می باشد.

نتیجه گیری

کشاورزی بخش عظیمی از آب زیرزمینی را مصرف می کند. در سال های اخیر منابع آب زیرزمینی در حوضه دریاچه ارومیه به دلیل استفاده زیاد از این منبع تحت تنش آبی شدید قرار گرفته است. در این مطالعه سعی شده با برآورد میزان تغذیه به آبخوان های کم عمق در اثر آبیاری شناخت بیشتری نسبت به تاثیر این منبع بر آب های زیرزمینی حاصل شود. علاوه بر این تاثیر مدیریت کشاورزان در اراضی خورده مالکی و اراضی تحت شبکه آبیاری در تغذیه آبخوان مورد بررسی قرار گرفت. به همین منظور ۸ مزرعه در جنوب حوضه دریاچه ارومیه در شهرستان های میاندوآب و مهاباد انتخاب شد. شبیه سازی نفوذ با استفاده از مدل HYDRUS-1D در طول دوره رشد محصولات مذکور انجام گرفت. واسنجی مدل HYDRUS-1D در مزارع، با استفاده از پایش رطوبت خاک به صورت میدانی انجام شد. پیشروی جبهه رطوبتی در عمق پروفیل خاک تا سطح آبخوان توسط مدل مذکور شبیه سازی شد. همچنین میزان تغذیه به آبخوان در طول فصل کشت در مزارع مختلف برآورد شد. با مقایسه نتایج مدل بعد از واسنجی و داده های اندازه گیری شده رطوبت خاک در روزهای مشخصی از فصل کشت، میزان ضریب تعیین و خطای جذر میانگین مربعات به ترتیب $0/06$ تا $0/85$ و $0/17$ تا $0/33$ $\frac{cm^3}{cm^3}$ به دست آمد.

با توجه به نیاز خالص و آب مصرفی گندم در مزرعه N1، راندمان کاربرد آبیاری این مزرعه ۷۰ درصد برآورد شد. بنابراین نفوذ عمقی و در نتیجه تغذیه به آبخوان بسیار ناچیز بود. بیشترین درصد تغذیه مربوط به مزرعه T2 و H3 می باشد که به ترتیب ۲۸ و ۲۷ درصد از آب آبیاری و بارندگی را شامل می شود. بافت سبک در ناحیه ریشه یکی از دلایل مقدار نفوذ عمقی زیاد و در نتیجه تغذیه در مزرعه H3 می باشد. همچنین طولانی بودن کرت آبیاری در مزرعه T2 دلیل مؤثر در افزایش تغذیه به آبخوان بود. گرادفرامرزی و همکاران (۹) تغذیه آب زیرزمینی را در زیرحوضه کرون در منطقه اصفهان مورد بررسی قرار دادند.

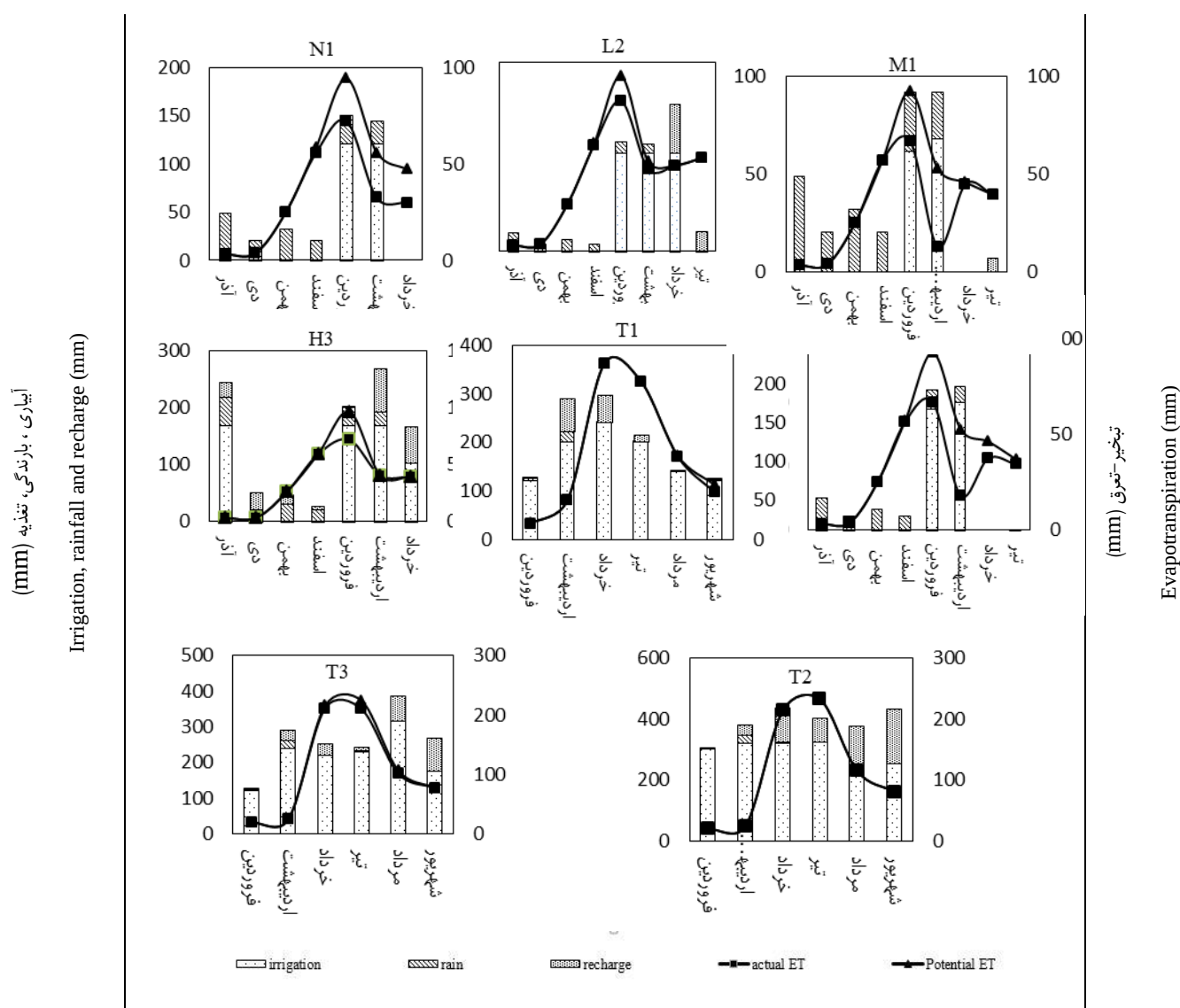
نتایج نشان داد بسیاری پارامترها مانند خصوصیات خاک، عمق سطح ایستابی، مقدار بارش، تبخیر-تعرق و عمق سطح ایستابی بر میزان آب نفوذ یافته به صورت تراوش عملی منجر به تغذیه خواهد شد مؤثرند و به دلیل وابسته بودن این پارامترها به عوامل مختلف نامعلوم در تخمین آن روش های مختلف تغذیه به نتایج مختلفی منجر می شود.

جیمز مارتینز و همکاران (۱۰) به منظور محاسبه آب برگشتی ناشی از آبیاری دو مزرعه کاهو و خربزه در کامپو کارتاجنا در جنوب شرقی اسپانیا، از مدل HYDRUS-1D استفاده کردند. نتایج نشان داد که ۲۲ تا ۶۸٪ از آب آبیاری صرف تغذیه در این حوضه می گردد. آن ها میزان تغذیه در کشت تابستان را کمتر از کشت زمستان گزارش نمودند. در تحقیق مشابهی که در منطقه کرج توسط پورهمت و همکاران (۱۸) انجام شد، تغذیه آب زیرزمینی در اراضی تحت آبیاری سطحی بین ۱۹ تا ۲۲۸ میلی متر برآورد شد که به مقادیر بدست آمده در این پژوهش نزدیک بود.

در شکل ۷ عوامل تأثیرگذار بر میزان تغذیه نشان داده شده است. با توجه به شکل، روند منطقی در تأثیر افزایش طول کرت و بافت

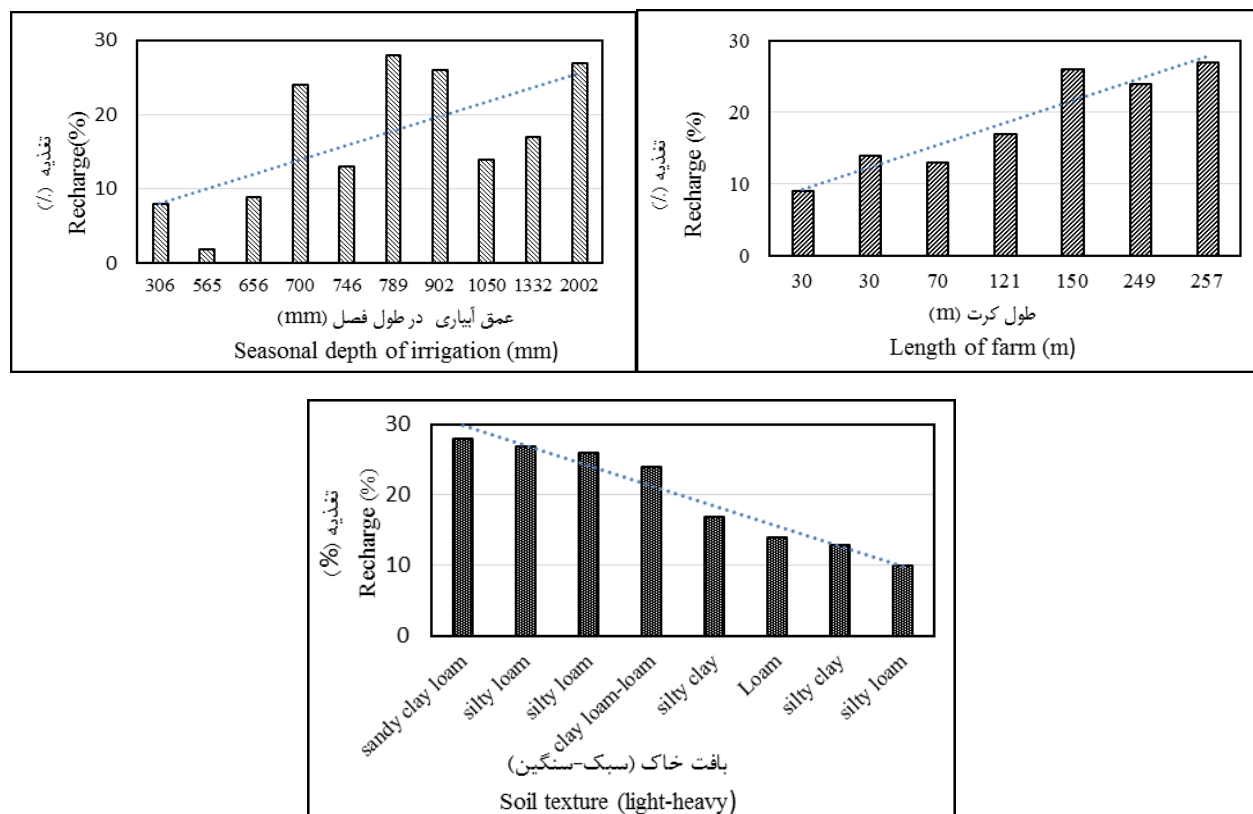
متر). البته مدیریت زارع در این امر بی تأثیر نبود. همچنین بافت خاک تأثیر زیادی در تغذیه به آبخوان داشت؛ چنانچه در مزرعه H3 و T2 با خاک سبک و متوسط، تغذیه ناشی از بارش به ترتیب ۲۲۱ و ۵۴۰ میلی متر از مجموع آبیاری و بارندگی (۷۸۹ و ۲۰۰۰/۲ میلی متر) بود. با توجه به برنامه ریزی مناسب کشاورز در مزارع M1 و M2 و اعمال به اندازه و به موقع آبیاری نفوذ عمقی کم بود و در نتیجه تغذیه به سطح آبخوان ناچیز بود (۳ و ۰/۳۵ کل بارش). نتایج بدست آمده از این تحقیق در تأثیر آبیاری در تغذیه به آبخوان، ضرورت در نظر گرفتن تلفات نفوذ عمقی در تغذیه آب زیرزمینی و لحاظ کردن آن در مدیریت منابع آب را نشان داد. همچنین نفوذ عمقی باید در مزارع به دلیل مسائل زیست محیطی (مانند آبشویی کود) به حداقل رساند.

با مقایسه نتایج مدل در مرحله صحت سنجی و داده های اندازه گیری شده، میزان ضریب تعیین (R^2) و خطای جذر میانگین مربعات (RMSE) به ترتیب بین ۰/۶۲ تا ۰/۸۸ و ۰/۰۰۲ تا ۰/۰۲۳ ($\frac{cm^3}{cm^3}$) به دست آمد. بیشترین مقدار آن در مزرعه H3 با خاک سندی لوم به دست آمد. دقت مدل بعد از انجام مراحل واسنجی و صحت سنجی در تخمین جریان آب در پروفیل خاک مناسب بود. مدل دقت بیشتری در برآورد رطوبت خاک در خاک های سبک و متوسط داشت. نتایج نشان داد که تغذیه در مزارعی که آبیاری در زمان مناسب انجام شده بود (مانند مزارع N1، M1 و M2 به مقدار ۱، ۸ و ۲ میلی متر در طول فصل کشت) کمتر از مزارعی بود که آبیاری زمان و مقدار آبیاری در آن ها نامناسب بود (مانند مزرعه H3 به مقدار ۲۲۱ میلی-متر).



شکل ۶- تغییرات ماهانه تغذیه، آبیاری، بارندگی، تبخیر-تعرق پتانسیل و تبخیر-تعرق واقعی (mm)

Figure 6- Monthly variation of groundwater recharge, irrigation, rainfall, potential evapotranspiration and actual evapotranspiration depth (mm)



شکل ۷- درصد تغذیه در مزارع بر اساس طول کرت، عمق آبیاری در طول فصل و بافت خاک از سبک به سنگین
Figure 7- Percentage of groundwater recharge according to lengths of borders, Seasonal irrigation depths and soil texture from light to heavy texture

سیاسگذاری

مشارکت جوامع محلی در استقرار کشاورزی پایدار و حفاظت از تنوع زیستی در معرض خطر با حمایت مالی دولت ژاپن انجام گرفته است.

این پژوهش با حمایت و پشتیبانی طرح حفاظت از تالاب‌های ایران و در قالب پروژه همکاری در احیاء دریاچه ارومیه از طریق

منابع

- 1- Abbasi F. 2005. Simulation of water movement in the soil, using HYDRUS-1D, Workshop on Irrigation and Drainage Modeling, National Committee on Irrigation and Drainage Iran, Tehran. (In Persian)
- 2- AhmadZadeh H. 2012. Evaluate the efficiency of agricultural water using SWAT model, case study: Zarrine rood region, Master's thesis. Faculty of agriculture, Tarbiat Modares University. (In Persian)
- 3- Allen R.G., Howell T.A., Pruitt W.O., Walter I.A., and Jensen M.E. 1991. Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. The Standardized Reference Evapotranspiration Equation.
- 4- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., and Smith M. 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300(9):D05109.
- 5- Assefa K.A., and Woodbury A.D. 2013. Transient, spatially varied groundwater recharge modeling. Water Resources Research 49(8): 4593-4606.
- 6- Chamberlain A.R. 1952. Measuring water in small channels with WSC flume. Washington Agricultural Experiment Stations, Institute of Agricultural Sciences, State College of Washington.
- 7- Ebrahimian H., Liaghat A., Parsinejad M., Playán E., Abbasi F., and Navabian M. 2013. Simulation of 1D surface and 2D subsurface water flow and nitrate transport in alternate and conventional furrow fertigation. Irrigation Science 31(3): 301-316.
- 8- Feddes R.A., Kowalik P.J., and Zaradny H. 1978. Simulation of field water use and crop yield. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, The Netherlands.
- 9- Geradfarmarzi S., and Abedi Koupai J. 2010. Quantification of groundwater recharge in Isfahan (Iran) using the

- CRD model. *Journal of Water and Wastewater* 21(4): 92-97
- 10- Jiménez-Martínez J., Skaggs T.H., Van Genuchten M.T., and Candela L. 2009. A root zone modelling approach to estimating groundwater recharge from irrigated areas. *Journal of Hydrology* 367(1): 138-149.
- 11- Larijani S.H., Noori H., and Ebrahimian H. 2017 Estimating groundwater recharge by HYDRUS-1D model (Case study: Hashgerd). *Iranian Journal of Irrigation and Drainage* 4(11):572-585 (In Persian with English abstract)
- 12- Lu X., Jin M., van Genuchten M.T., and Wang B. 2011. Groundwater recharge at five representative sites in the Hebei Plain, China. *Ground Water* 49(2):286-294.
- 13- Neto D.C., Chang H.K., and van Genuchten M.T. 2016. A mathematical view of water table fluctuations in a shallow aquifer in Brazil. *Groundwater* 54(1): 82-91.
- 14- Porhemmat J., Nakhaei M., Dadgar M.A., and Biswas A. 2018. Investigating the effects of irrigation methods on potential groundwater recharge: A case study of semiarid regions in Iran. *Journal of Hydrology* 565:455-466.
- 15- Qiguang D.O.N.G., Weibo Z.H.O.U., Yang Z.H.A.N.G., Ying H.O.U., Zenghui S.U.N., and Na L.I. 2017, November. Effects of irrigation on groundwater recharge under deep buried depth condition. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 94(1): 012159.
- 16- Salamat N., Delbari M., Abbasi F., Sheini Dashtgol. 2016. A Simulation of Water and Nitrate Transport in Soil Using HYDRUS-1D Model in Furrow Irrigation of Sugarcane. *Journal of Water and Soil Science -Isfahan University of Technology* 19(74): 179-192
- 17- Šimůnek J., Van Genuchten M.T., and Šejna M. 2006. The HYDRUS software package for simulating two-and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. *Technical Manual Version*, 1:241.
- 18- Simunek J.I.I.Í., and Hopmans J. 2002. 1.7 Parameter Optimization and Nonlinear Fitting. *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods* 1(5): 139-57.
- 19- Steel R.G.D., and Torrie J.H. 1960. Principles and procedures of statistics. *Principles and procedures of statistics*.
- 20- Van Genuchten M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44(5): 892-898.
- 21- Yue W., Liu X., Wang T., and Chen X. 2016. Impact of water saving on groundwater balance in a large-scale arid irrigation district, Norg west China. *Irrigation Science* 1-16.



Effects of Irrigation Water Management on Fluctuations of Shallow Groundwater Level (Case Study: Miandoab and Mahabad Regions)

A. Firoozi¹- S.M. Mirlatifi^{2*}- H. Ebrahimian³

Received: 29-04-2019

Accepted: 30-05-2020

Introduction: Agriculture consumes a large portion of groundwater resources. In order to understand the status of groundwater resources in a basin and to optimize its management, it is necessary to carry out an accurate examination of the fluctuations in the groundwater levels. Recharging groundwater aquifers is one of the main strategies for water resources management which its accurate estimation plays a crucial role in the proper management of ground water resources. That portion of the excess irrigation water which becomes in the form of deep percolation should not be considered as wasted water, if its quality is not adversely reduced and it enters and recharges groundwater aquifers. The question is whether deep percolations resulting from irrigating farms with low application efficiencies and poor irrigation management in the Urmia basin would finally recharge ground water aquifers or not. In order to provide a solution to the aforementioned question, after calibrating HYDRUS-1D model, it was used to estimate the fluctuations of the levels of the water tables as a results of irrigations or rainfalls in a number of wheat, barley and sugar beet fields located in Miandoab and Mahabad regions where all agricultural practices were managed and carried out by the local farmers.

Materials and Methods: In order to ascertain the effects of irrigation on the groundwater recharge, the required field data was collected from nine agricultural fields including one wheat farm, three barley farms, and three sugar beet farms, all located in the Miandoab region and two wheat fields located in the Mahabad region. All the water balance parameters for each one of the fields were measured in the studied fields, including the depth of irrigation at each irrigation event by using WSC flumes. The Surface runoff from the studied farms was considered as negligible, since all the fields were irrigated using closed end borders. The evapotranspiration of wheat, barley and sugar beet were calculated in the regions using the CROPWAT8.0 model.

The soil texture of each of the study fields were determined by hydrometric method in the laboratory and then soil hydraulic parameters were estimated by ROSETTA model. The soil moisture of all the fields during the growing season were measured using a PR2 moisture meter instrument measuring soil moisture at various depths up to 105 cm below the soil surface. The amount of deep percolation occurring during the growing season was simulated by the HYDRUS-1D model. The soil water content measured by PR2 (Delta-T Device) probe were used for HYDRUS-1D model calibration and validation using the inverse solution method. Because of the occurrence of rainfall, irrigation and evapotranspiration, the atmospheric boundary condition was selected as the upper boundary condition and free drainage was considered as the lower boundary condition in order to estimate the groundwater recharge, assuming that water passes through and below the root zone. In areas with shallow ground water depth, constant flow with zero flux was chosen as the lower boundary condition in order to determine the fluctuations of the ground water level. Since the groundwater level in this case study was shallow, zero flux was considered as the lower boundary condition. The soil moisture content before irrigation was selected as the modelling initial condition.

Result and Discussion: The HYDRUS-1D model was calibrated by comparing the model estimated soil moisture contents with the corresponding measured values which indicated the coefficient of determination (R^2) and root mean square error (RMSE) values ranging from 0.6 to 0.85 and 0.17 to 0.033 ($\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3}$), respectively.

Another set of measured soil moisture data which was collected by using PR2 instrument and was not used for

1- Former Graduate Student, Department of Irrigation and Drainage, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

2- Associate Professor, Department of Water Engineering and Management, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

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

3- Associate Professor, Department of Irrigation and Reclamation Eng, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Iran

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.80020

calibrating the model, was applied to verify the model simulation of the soil moisture content. Comparing the measured and simulated soil moisture contents at this verification stage resulted in coefficient of determination (R^2) and root mean square error (RMSE) values ranging from 0.62 to 0.88 and 0.002 to 0.023 ($\frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3}$), respectively. There was no significant difference between the predicted and measured soil moisture data in all the fields ($P\text{-value} > 0.05$). The minimum and the maximum coefficient of determinations in the validation stage were obtained in the T5 field with a silty loam soil and in the H3 field having a sandy loam soil. The accuracy of the model performance after it was calibrated and verified using the collected field data, was appropriate for estimating the soil water content during the growing season. The model was used to simulate the soil water contents from the soil surface to the depth of the water table during the growing season to evaluate the degree of aquifer recharge if any happened. The soil moisture front advanced to a depth of 0.7 m below the soil surface in the M1 field and to 4.7 m in the T1 field. The amount of groundwater recharge varied from field to field depending on each field's soil type, cultivation and irrigation management including the depth and the time of the irrigations. The amount of groundwater recharge increased by decreasing crop evapotranspiration. The percentage of ground water recharge in N1, M1 and M2 fields due to limited availability of water resources which resulted in deficit irrigation was very low. The irrigation water requirements estimated by the CROPWAT model for the aforementioned fields were more than the depths of the irrigation water applied by the farmers. The CROPWAT model estimated the irrigation water requirements during the growing season for wheat, barley and sugar beet in the Miandoab region to be 308, 273 and 736 mm, respectively. However, the depths of irrigation applied to such farms ranged from 306 to 500 mm.

Conclusion: This research was conducted to ascertain the effects of local farmer's irrigation management practices considered as poor management in some areas with plenty of water resources available and rainfall on the amount of the groundwater recharge occurring in the regions studied located in the Lake Urmia basin. The simulated groundwater recharge by the HYDRUS-1D model indicated that the amount of recharge varied from field to field depending on soil type, cultivation and irrigation management practices. In all the fields, the highest amount of groundwater recharge occurred when the crop evapotranspiration was low and therefore, enhancing deep percolation to take place. The highest percentage of groundwater recharge was 28% of the sum of the irrigation and rainfall depths which occurred in the barley field (H3).

Keywords: Groundwater level, HYDRUS, Irrigation, Recharge, Simulating



مقاله علمی-پژوهشی

اثر توأم رژیم‌های آبیاری و کود نیتروژن بر تغییرات رطوبتی خاک و عملکرد ذرت دانه‌ای با سامانه آبیاری قطره‌ای تیپ

نادر کوهی چله کران^۱ - حسین دهقانی سانج^{۲*} - امین علیزاده^۳ - الهه کنعانی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۳/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۱/۱۶

چکیده

پژوهش حاضر با هدف بررسی تأثیر رژیم‌های آبیاری قطره‌ای و سطوح مختلف کود نیتروژن بر عملکرد و اجزای عملکرد ذرت دانه‌ای (SC 704) و تغییرات رطوبت خاک در استان کرمان طی سال‌های زراعی ۱۳۹۱-۱۳۹۳ انجام گردید. طرح آزمایشی به صورت کرت‌های خرد شده در قالب بلوک‌های کامل تصادفی شامل سه تیمار اصلی رژیم‌های آبیاری ($I_3=60\%ET_c$ و $I_2=80$, $I_1=100$) و پنج تیمار فرعی سطح کود نیتروژنه ($N_1=0$, $N_2=50$, $N_3=100$, $N_4=150$ و $N_5=200$ کیلوگرم بر هکتار) اجرا شد. نتایج نشان داد که بیشترین میزان عملکرد (۸/۸۵ تن در هکتار) به تیمار I_1 اختصاص یافت. کاربرد نیتروژن بیش از اندازه تأثیر منفی در عملکرد دانه ذرت داشت. مصرف بیشتر کود نیتروژن موجب طولانی شدن دوره رشد رویشی، افزایش شاخ و برگ گیاه و متعاقب آن موجب افزایش عملکرد بیولوژیک گیاه می‌شود و این امر می‌تواند موجب کاهش عملکرد دانه ذرت گردد. همچنین در خاک‌هایی که کمبود نیتروژن دارند با افزودن نیتروژن عملکرد دانه ذرت افزایش می‌یابد ولی پس از رسیدن به حداکثر عملکرد افزودن نیتروژن تأثیری نداشته و باعث کاهش عملکرد می‌شود. اثرات متقابل تیمارها نشان داد که تیمارهای I_1N_4 بیشترین (۱۰/۶ تن در هکتار) و تیمار I_3N_1 کمترین (۱/۲۴ تن در هکتار) عملکرد دانه ذرت را داشتند. بیشترین و کمترین اجزای عملکرد ذرت به ترتیب در تیمارهای I_1N_4 و I_3N_5 مشاهده شد. بیشترین میزان کارایی مصرف آب (۱/۲۶۸ کیلوگرم بر متر مکعب) در تیمار I_2N_4 و کمترین آن (۰/۰۶۸ کیلوگرم بر متر مکعب) در تیمار I_3N_1 بدست آمد. رطوبت باقی‌مانده در خاک با کاهش مقدار آب آبیاری و کود نیتروژن در ۲۰ روز پس از کشت کاهش یافت. در ۴۵ روز بعد از کاشت و در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری، رطوبت باقی‌مانده در خاک برای تیمارهای I_1 ، I_2 و I_3 به کمتر از نقطه پژمردگی دائم رسیدند. نتایج حاصل از این پژوهش این مهم را به ما نشان می‌دهد که تحت شرایط تنش آبی، امکان دسترسی به میزان عملکرد و کارایی مصرف آب بیشتر محصول به همراه شرایط رطوبتی مساعد و مطلوب، با اعمال میزان مناسب سطوح کودی امکان‌پذیر است و تیمار I_2N_4 می‌تواند گزینه کاربردی مناسبی باشد.

واژه‌های کلیدی: رژیم آبیاری، رطوبت خاک، سطوح مختلف کودی، قطره‌ای سطحی

مقدمه

خشکی یکی از عواملی است که عملکرد محصولات کشاورزی به ویژه ذرت را در اکثر نقاط جهان تهدید می‌کند (۱). تنش خشکی اثرات منفی بر روی رشد و عملکرد گیاه دارد که از جمله می‌توان به کاهش سطح برگ، ارتفاع گیاه، رشد ساقه، عملکرد دانه اشاره کرد (۲۰ و ۲۵). تحت شرایط کمبود آب، اثربخشی و کارایی مصرف کود کاهش می‌یابد، به ویژه اگر مصرف کود با رشد رویشی گیاهان سازگار نباشد. در میان کودها نیتروژن از مهم‌ترین عناصر غذایی مورد نیاز ذرت به شمار می‌رود و مدیریت مصرف این کود به منظور موفقیت در افزایش تولید ذرت از اهمیت بالایی برخوردار می‌باشد. بنابراین، در شرایط کمبود آب، مصرف متعادل و بهینه کود در راستای دستیابی به افزایش عملکرد و کارایی مصرف آب باید مورد توجه قرار گیرد (۵ و ۱۰). با توجه به اینکه تقاضا و جذب نیتروژن تابعی از رشد ریشه و

۱- استادیار پژوهش، بخش تحقیقات فنی و مهندسی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کرمان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرمان، ایران

۲- دانشیار، مؤسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، البرز، ایران
(Email: h.dehghanisanij@areeo.ac.ir)

۳- استاد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی، مشهد، ایران
۴- دانشجوی دکتری، گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه بین‌الملل امام خمینی، قزوین، ایران

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.80916

شرایط تنش آبی کارایی بیشتر و قابل قبول تری را دارد (۶ و ۱۴). از آنجایی که تحت شرایط کمبود آب در خاک، جذب عناصر غذایی به ویژه نیتروژن کاهش می یابد، بنابراین لزوم برقراری تناسب میان رطوبت موجود در خاک و نیتروژن مصرفی ضروری به نظر می رسد (۳). باید توجه داشت که اعمال درست میزان کود نیتروژن به گیاه ذرت باعث می شود که آب به طور مؤثرتری به مصرف گیاه برسد و ظرفیت ریشه های گیاه را برای جذب میزان بیشتر رطوبت از خلل و فرج خاک افزایش می دهد. اعمال میزان بهینه آب مورد نیاز گیاه و مصرف عناصر غذایی کافی به خصوص نیتروژن در گسترش سیستم های ریشه ای عمیق تر و وسیع تر گیاه در طی فصل رشد اهمیت زیادی دارد. از آنجایی که بهره برداری درست از میزان آب موجود در خاک ارتباط نزدیکی با رشد ریشه دارد، در نتیجه در شرایطی که رطوبت موجود در خاک کمتر از حد مطلوب باشد تغذیه مناسب و بهینه گیاه می تواند اثر مثبتی بر روی افزایش عملکرد و کارایی مصرف آب به همراه داشته باشد. پژوهش حاضر با هدف بررسی اثرات توأم رژیم های مختلف آبیاری همراه با سطوح مختلف کود نیتروژن نیتروژن بر میزان عملکرد ذرت دانه ای (SC 704) و تغییرات رطوبت خاک تحت سامانه آبیاری قطره ای تیپ در شرایط آب و هوایی استان کرمان انجام گردید.

مواد و روش ها

مشخصات کلی محل اجرا

این پژوهش طی دو سال زراعی ۱۳۹۱-۱۳۹۲ و ۱۳۹۳-۱۳۹۲ در ایستگاه شهید زنده روح جوپار متعلق به مرکز تحقیقات و منابع طبیعی استان کرمان با موقعیت طول جغرافیایی $57^{\circ}14'$ عرض جغرافیایی $31^{\circ}7'$ و ارتفاع ۱۷۴۹ متری از سطح انجام شد. بنابر اطلاعات ایستگاه هواشناسی کرمان، این منطقه دارای اقلیم نیمه خشک با تابستان های گرم و زمستان های معتدل است. میانگین درجه حرارت ۱۷ درجه سلسیوس، متوسط تبخیر سالانه آن از تشتک تبخیر کلاس A، ۲۷۹۲ میلی متر، متوسط رطوبت نسبی هوا ۳۱/۵ درصد و متوسط بارندگی سالانه آن ۱۲۴ میلی متر می باشد. داده های هواشناسی مورد نیاز شامل دمای حداقل و حداکثر، مقدار بارندگی، سرعت باد و ساعات آفتابی از ایستگاه هواشناسی سینوپتیک کرمان در ۱۵ کیلومتری محل آزمایش، اخذ شد (جدول ۱).

طبق نشریه ۵۶ فائو (۴) عمق توسعه ریشه ذرت ۱/۷-۰/۷ متر اعلام شده است که در این پژوهش به منظور تعیین خصوصیات خاک و با توجه به شرایط خاک، نمونه برداری ها تا عمق ۹۰ سانتی متری به ترتیب از اعماق ۳۰-۳۰، ۶۰-۶۰، ۹۰-۹۰ سانتی متری خاک انجام شد که نتایج آن در جدول ۲ و ۳ ارائه شده است.

ساقه هستند، از این رو، بهینه سازی مقدار N بر اساس مقدار آب موجود برای بهبود تولید ذرت در سطح محلی و منطقه ای ضروری است. پاسخ گیاه ذرت به کاربرد کود نیتروژن از وارسته به وارسته، مکان به مکان و همچنین بسته به در دسترس بودن مواد مغذی متغیر است. نتایج تحقیقات نشان داده است که ارقام مختلف ذرت در واکنش به کود نیتروژن به طور قابل توجهی تفاوت داشتند (۱۱ و ۱۸). نتایج تحقیقات مختلف کودی بر روی ارقام ذرت هیبریدی نشان دهنده نیاز به مقدار کودی بالا (۲۴۰ کیلوگرم در هکتار) برای عملکرد مطلوب بود (۲۱). اما باید در نظر داشت که کاربرد نامناسب و فراوان کود نیتروژن اثرات نامطلوبی را در نتیجه تجمع نیترات در محیط ریشه به دنبال دارد (۲۶). در تحقیق دیگری سطوح مختلف نیتروژن بر عملکرد ذرت مورد مطالعه قرار گرفت و نشان داد که بیشترین میزان عملکرد و اجزای عملکرد ذرت در تیمار ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار بدست آمد و این سطح کودی برای رسیدن به بالاترین عملکرد و اجزای عملکرد بهترین اثربخشی را به دنبال دارد (۲). افزایش سطوح کودی نیتروژن تا ۲۶۰ کیلوگرم در هکتار منجر به افزایش قابل توجه عملکرد دانه رقم Sc.640 شد، اما در سایر رقم ها (Sc.704 و DKC6589، Mobeen) افزایش کود نیتروژن تا ۱۸۰ کیلوگرم در هکتار باعث کاهش عملکرد دانه شد (۱۶). در تحقیقی توسط مدح و مجدم (۱۵) بالاترین کارایی مصرف آب به تیمار آبیاری مطلوب همراه با کاربرد کود نیتروژن به میزان ۲۴۰ کیلوگرم در هکتار اختصاص یافت. همچنین این محققان گزارش کردند که تحت شرایط تنش خشکی شدید، علاوه بر اینکه نمی توان از طریق افزایش میزان نیتروژن مصرفی، خسارت های مربوط به عملکرد دانه را کاهش داد، بلکه عدم تاثیر سطوح بالای نیتروژن بر عملکرد دانه ممکن است به افزایش هدرروی نیتروژن در اثر عدم جذب آن نیز منجر شود (۱۵). در تحقیق دیگری نیز در شرایط استفاده از سطوح مختلف کود نیتروژن بیان کردند که مصرف کود نیتروژن به میزان ۵۰۰ کیلوگرم در هکتار و استفاده از هیبرید S.C 704 برای به دست آوردن حداکثر عملکرد بسیار توصیه می شود (۹). دیگر یافته ها نیز نشان داد که بالاترین عملکرد بیوماس ذرت در شرایط بدون کم آبیاری در طی دو سال زراعی به ترتیب با میزان سطوح کود نیتروژن برابر با ۱۲۰، ۱۶۰ کیلوگرم در هکتار به دست آمد. همچنین در شرایط کمبود آب خاک، میزان استخراج آب از خاک در شرایط سطوح کودی نیتروژن برابر با ۱۲۰ و ۱۶۰ کیلوگرم در هکتار بالاتر بود (۱۹). محققان گزارش کردند که بین رطوبت موجود در خاک و قابلیت استفاده از مواد مغذی موجود در خاک رابطه نزدیکی وجود دارد به طوری که می توان اینگونه بیان کرد که بازدهی قابل قبول کاربرد کود را می توان حاصل از شرایط آبی موجود در خاک دانست (۸). همچنین یافته های حاصل از تحقیقات در نقاط مختلف جهان حاکی از وجود همبستگی مثبت بین میزان آبیاری و کوددهی هستند و بیان کردند که کوددهی در شرایط مطلوب آبی نسبت به

جدول ۱- اطلاعات هواشناسی محل اجرای پژوهش

Table 1- Meteorological information of the tested site

ماه Month	۱۳۹۱-۱۳۹۲ 2012-2013						۱۳۹۲-۱۳۹۳ 2013-2014					
	ساعات آفتابی Sunshine duration (h)	رطوبت نسبی RH (%)	دمای ماکزیمم Tmax (°C)	دمای مینیمم Tmin (°C)	بارش P (mm)	سرعت باد U ₂ (m/s)	ساعات آفتابی Sunshine duration (h)	رطوبت نسبی RH (%)	دمای ماکزیمم Tmax (°C)	دمای مینیمم Tmin (°C)	بارش P (mm)	سرعت باد U ₂ (m/s)
خرداد June	9.8	17.09	32.25	14.85	0	4.02	12.11	21.75	33.06	14.7	0	3.51
تبر July	10.75	22.2	32.98	15.76	0	3.85	11.42	16.9	37.02	19.28	0.0003	3.48
مرداد August	11.17	23	35.92	18.43	0	3.72	12.08	17.75	37.89	18.77	0	3.76
شهریور September	11.96	22.74	33.72	14.25	0	3.64	10.93	23.58	35.27	16.25	0.245	3.60
مهر October	9.87	27.51	31.31	12.53	0.1	3.32	10.86	18.6	34.03	12.58	0	3.075

جدول ۲- بافت خاک محل مورد آزمایش

Table 2- Soil texture of the tested site

عمق خاک Soil depth (cm)	بافت خاک Soil texture	رسی Clay (%)	شنی Sand (%)	سیلتی Silt (%)	ظرفیت زراعی FC (%)	پژمردگی دائم pw (%)
0-30	Silty clay loam	6	86	8	16.3	5.8
30-60	Silty clay loam	10	81	9	16.5	6.6
60-90	Silty clay loam	9	80	11	17.2	7.3

جدول ۳- مشخصات فیزیکی خاک محل مورد آزمایش

Table 3- Physicochemical properties of the studied soil

عمق خاک Soil depth (cm)	آنیون‌ها و کاتیون‌های محلول (میلی اکی والان در لیتر) Soluble anions and cations (meq/lit)						SAR	pH	EC _e (dS/m)
	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Mg ⁺²	Ca ⁺²			
0-30	8.63	2.8	8	5.21	10	10	1.65	8	0.85
30-60	7.9	4	4	4.78	4	6	2.13	7.59	0.9
60-90	5.52	4	2	4.93	10	4	1.78	7.53	0.78

جدول ۴- خصوصیات شیمیایی و کیفی آب آبیاری

Table 4- Chemical and qualitative properties of the irrigation water

pH	EC (dS/m)	آنیون‌ها Anions (meq/lit)					کاتیون‌ها Cations (meq/lit)					
		CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Fe ⁺⁺	Mn ⁺⁺	
7.9	0.63	-	3.2	2	1.6	2.4	1.4	-	3.2	0.078	0.014	

تجزیه آن در جدول ۴ ارائه شده است.

این پژوهش بصورت کرت‌های خرد شده در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار انجام شد. تیمار اصلی شامل سه رژیم آبیاری ($I_1=100$ ، $I_2=80$ و $I_3=60\%$ ET_c) و تیمار فرعی شامل ۵ سطح کود نیتروژنه ($N_1=0$ ، $N_2=50$ ، $N_3=100$ ، $N_4=150$ و $N_5=200$ کیلوگرم بر هکتار) بود. تعداد کرت در هر بلوک ۱۵ عدد،

آبیاری کلیه کرت‌ها در داخل مزرعه به صورت قطره‌ای با استفاده از نوارهای پلاستیکی (Tape) با فاصله نازل‌های ۲۰ سانتی‌متر، فشار اسمی ۰/۶ اتمسفر و دبی خروجی ۶ لیتر بر ساعت در طول یک متر از نوار انجام شد. به منظور تعیین خصوصیات شیمیایی آب به لحاظ بررسی کل املاح محلول در آب، pH، EC، کلسیم، سدیم و منیزیم، دو نمونه آب از هیدرانت واقع در محل طرح برداشت گردید که نتایج

طول بلال، قطر بلال، وزن هزار دانه، تعداد دانه در ردیف، ردیف دانه و عملکرد دانه اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری عملکرد دانه دو خط وسط هر کرت پس از حذف حاشیه‌ها برداشت و رطوبت دانه بر مبنای ۱۴ درصد محاسبه شد. سایر اندازه‌گیری‌ها شامل قطر بلال، طول بلال، قطر چوب بلال، وزن هزار دانه، تعداد ردیف دانه در بلال و تعداد دانه در ردیف بر روی ۱۰ بلال که بطور تصادفی انتخاب شدند اندازه‌گیری گردیدند. کارائی مصرف آب (WUE) بر حسب (Kg/m³) از تقسیم میزان دانه تولید شده در هر کرت بر میزان آب مصرف شده در هر کرت بر مبنای کیلوگرم دانه بر متر مکعب آب مصرفی و با استفاده از رابطه ۳ به دست آمد (۲۲):

$$WUE = \frac{Y}{I} \quad (۳)$$

که در این رابطه، Y = کل عملکرد محصول (Kg/ha) و I = کل آب مصرف شده (m³/ha) است.

در این پژوهش علاوه بر ارزیابی عملکرد و اجزای عملکرد ذرت میزان رطوبت خاک در سال اول پژوهش نیز اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری رطوبت در اعماق مختلف خاک (اعماق ۱۰-۲۰، ۲۰-۳۰، ۳۰-۴۰ و ۴۰-۵۰) و در زمان‌های مختلف از فصل کشت (۲۰، ۴۵، ۷۵ و ۱۰۵ روز پس از کشت) از روش نمونه‌برداری وزنی استفاده شد. نمونه‌های خاک به وسیله اگر دستی از عمق‌های موردنظر برداشته شده و سپس با استفاده از فرمول زیر درصد رطوبت هر یک از نمونه‌های خاک به دست آمد:

$$\theta = \frac{W_2 - W_3}{W_3 - W_1} \times 100 \quad (۴)$$

که در آن θ = درصد رطوبت خاک، W_1 : وزن خالی ظرف (gr)، W_2 : وزن ظرف + خاک مرطوب (gr)، W_3 : مجموع وزن ظرف و خاک خشک (gr).

به منظور آنالیزهای آماری و همچنین مقایسه میانگین‌های اثرات اصلی و فرعی از نرم‌افزار MSTATC استفاده گردید.

نتایج و بحث

بررسی اثر مستقل و متقابل رژیم‌های آبیاری و سطوح

مختلف کودی بر میزان عملکرد و اجزای عملکرد

نتایج نشان داد که اثر مستقل رژیم‌های مختلف آب آبیاری و سطوح مختلف کودی بر میزان عملکرد، اجزای عملکرد و کارایی مصرف آب در سطح یک درصد اختلاف معنی‌دار داشت. همچنین اثرات متقابل رژیم‌های مختلف آب آبیاری و سطوح مختلف کودی نیز بر میزان عملکرد، اجزای عملکرد و کارایی مصرف آب در سطح یک درصد اختلاف معنی‌دار داشت. تأثیر سال در اثرات متقابل رژیم‌های مختلف آب آبیاری و سطوح مختلف کودی بر میزان عملکرد، اجزای عملکرد و کارایی مصرف آب نیز اختلاف معنی‌داری نداشت

تعداد خط در هر کرت ۴ و طول هر خط ۶ متر به فاصله ۷۵ سانتی‌متر بین ردیف‌ها در نظر گرفته شد. فاصله کشت روی پشته ۱۷ سانتی‌متر و در نتیجه تراکم کشت برابر با ۷۸۰۰۰ بوته در هکتار بود. فاصله بین تکرارها ۲ متر در نظر گرفته شد. تعداد تیمارها برابر با ۱۵ و کل کرت‌های آزمایشی با احتساب تکرارها برابر با ۴۵ کرت بود. مقدار کودهای شیمیایی دیگر به غیر از نیتروژن براساس آزمون خاک و توصیه کودی موسسه تحقیقات خاک و آب کشور شامل ۱۵۰ کیلوگرم سوپرفسفات تریپل و ۱۰۰ کیلوگرم پتاسیم بود. عملیات کوددهی نیز بر اساس نتیجه آزمون خاک صورت گرفت. برای محاسبه حجم آب مصرفی، تبخیر - تعرق پتانسیل (ET_o) با استفاده از اطلاعات روزانه هواشناسی و با روش پنمن - مانیت (PM) تعیین گردید (۴)، سپس با استفاده از ضریب گیاهی (K_c) برای ذرت در دوره‌های مختلف رشد، تبخیر و تعرق گیاه مطابق رابطه (۱) بدست آمد:

$$ET_c = ET_o \times K_c \quad (۱)$$

در این رابطه ET_c : تبخیر و تعرق روزانه گیاه (mm/day)، ET_o : تبخیر و تعرق گیاه مرجع (mm/day)، K_c : ضریب گیاهی روزانه ذرت در دوره‌های مختلف رشد برای منطقه کرمان با استفاده از دستورالعمل نشریه شماره ۵۶ فائو (۴) تعیین شد (جدول ۵).

جدول ۵- ضریب گیاهی ذرت در مراحل مختلف رشد (۴)

Table 5- The Corn crop coefficient at different growth stages

مراحل رشد	اولیه	توسعه	میانی	پایانی
Growth stage	Initial	Development	Middle	Late
	0.4	0.7	1.1	0.5

عمق خالص آب آبیاری (d_n) براساس ET_c و با احتساب سطح سایه‌انداز و دور آبیاری (دو روز در میان) محاسبه شد (۱۳). عمق ناخالص آبیاری (d_g) بر حسب (mm) از رابطه‌ی (۲) به دست آمد:

$$dg = \frac{dn}{Ea} \quad (۲)$$

مقدار راندمان آبیاری موردانتظار در سیستم آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۹۵ درصد تعیین و در محاسبه عمق ناخالص آبیاری اعمال شد. حجم آب ورودی به کرت‌ها با استفاده از کنتور حجمی کنترل گردید. لازم به ذکر است که آبیاری تمام تیمارهای آزمایشی تا زمان جوانه زدن و سبز شدن گیاه (تقریباً ۱۰ روز پس از کشت) به طور یکسان و به روش سطحی صورت گرفته است و پس از مرحله سبز شدن گیاه آبیاری بر اساس رژیم‌های آبیاری ($I_1=100$ ، $I_2=80$ و $I_3=60\%$) اعمال شد و اندازه‌گیری اولین نمونه‌های رطوبتی خاک از هر کدام از تیمارها در زمان ۲۰ روز پس از کشت صورت گرفت که این مقادیر شرایط رطوبتی اولیه هر کدام از تیمارها را نشان می‌دهد. به منظور ارزیابی عملکرد و اجزای عملکرد صفات گیاهی شامل

(جدول ۶).

نتایج مقایسه میانگین اثر رژیم‌های آبیاری بر میزان عملکرد ذرت نشان داد که بالاترین میزان عملکرد با مقدار ۸/۸۵ تن در هکتار به تیمارهای I₁ اختصاص یافت (جدول ۷). بالاترین وزن هزار دانه (۲۵۴/۱ گرم) در تیمار I₁ و کمترین مقدار آن (۹۹/۶ گرم) در تیمار I₃ حاصل شد. یافته‌های دیگر محققان نیز نشان داد که رابطه مستقیمی بین کاهش محصول و کاهش آب مورد نیاز گیاه در کلیه مراحل رشد محصول وجود دارد. اکثر فرآیندهایی که در گیاه صورت می‌گیرد، چه به صورت مستقیم و چه غیرمستقیم به وجود آب بستگی دارد (۲۳). همچنین کاهش طول دوره پر شدن دانه‌ها، اختلال در فتوسنتز و جریان انتقال مجدد مواد فتوسنتزی نیز باعث کاهش وزن دانه‌ها می‌شود (۷).

بیشترین تعداد دانه در ردیف بلال (۵۰/۶۳) در تیمار I₁ به‌دست آمد و

کمترین آن (۳۲/۰۶) مربوط به تیمار I₃ بود. کاهش تعداد دانه در شرایط تنش خشکی، به خصوص تنش شدید به دلیل اختلال در گرده‌افشانی و تشدید پدیده عقیمی و درصد سقط جنین قابل توجه می‌باشد (۱۷). بیشترین تعداد ردیف (۱۴/۹۰) در تیمار I₁ و کمترین تعداد (۱۲/۱۶) در تیمار I₃ به‌دست آمد. افزایش تعداد ردیف همراه با افزایش آبیاری حاکی از این است که مقادیر مختلف آبیاری دریافت مواد فتوسنتزی توسط مقاصد فیزیولوژیکی را تحت‌تأثیر قرار داده است. همچنین این صفت تحت‌تأثیر تیمار کودی نیز قرار گرفت. با کاهش مقدار آب مصرفی طول بلال کاهش یافت و بیشترین میزان طول بلال (۲۱/۰۲ سانتی‌متر) با تیمار I₁ به‌دست آمد که با تأمین ۸۰ درصد نیاز آبی گیاه (تیمار I₂) اختلاف خیلی کمی داشت و کمترین میزان آن (۱۲/۷۸ سانتی‌متر) مربوط به تیمار I₃ بود (جدول ۷).

جدول ۶- تجزیه واریانس خصوصیات اندازه‌گیری شده گیاه ذرت و کارایی مصرف آب

Table 6- Variance analysis of measured characteristics of corn and water use efficiency (WUE)

منبع تغییرات Sources of changes	df	عملکرد دانه Grain yield	وزن هزار دانه Thousand grain weight	تعداد دانه در ردیف بلال Number of kernels per cob row	تعداد ردیف دانه Number of kernels row	طول بلال Cob length	قطر بلال Cob Diameter	کارایی مصرف آب water use efficiency (kg/m ³)
سال (Year)	1	187250.899 ns	.613.126 ns	5.378 ns	0.900 ns	7.056 ns	1.496 ns	0.001 ns
تکرار در سال (Repeat *Year)	4	674423.636	361.513	14.711	2.756	2.396	18.130	0.007
رژیم آبیاری (Irrigation regime)	2	484503082.648 **	169376.350 **	3005.744 **	71.244* *	148.265**	843.242*	5.107**
سال در رژیم آبیاری (Year* Irrigation regime)	2	90005.851 ns	36.918 ns	0.011 ns	0.133 ns	0.569 ns	0.012 ns	0.002 ns
خطا (Error)	8	85796.546	29.481	0.344	0.106	0.728	0.193	0.001
کود (Fertilizer)	4	22929531.685**	34433.757* *	833.928* *	21.139* *	96.147**	264.360*	0.428**
سال در کود (Year* Fertilizer)	4	13172.278 ns	3.032 ns	0.239 ns	0.150 ns	26.816 ns	0.021 ns	0.000 ns
رژیم آبیاری در کود (Irrigation regime* Fertilizer)	8	854858.292**	1258.190**	29.411**	1.606**	24.925**	82.163**	0.017**
سال در کود در رژیم آبیاری (Year* Fertilizer * Irrigation regime)	8	42607.988 ns	1.443 ns	0.539 ns	0.050 ns	14.155 ns	0.072 ns	0.000 ns
خطا (Error)	48	52777.839	2.503	0.119	0.142	3.788	0.057	0.000
% CV		36.72	0.79	0.79	2.7	9.97	0.49	1.55

** معنی‌داری در سطح ۱٪، * معنی‌داری در سطح ۵٪ و ns غیر معنی‌دار

**Significant level 1%, * Significant level 5%, ns: Non-significant.

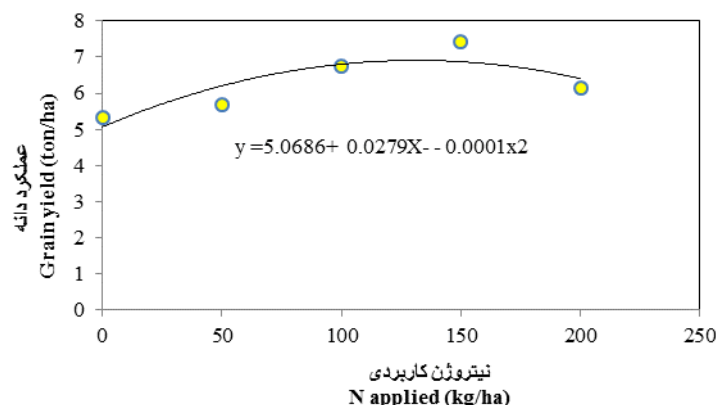
جدول ۷- مقایسه میانگین‌های اثر مستقل رژیم آبیاری و سطوح مختلف کودی بر میزان عملکرد، اجزای عملکرد ذرت و کارایی مصرف آب
Table 7- Averages comparison of irrigation regime and different rates of fertilizer on corn yield, components and WUE

تیمارها Treatments	عملکرد دانه Grain yield (ton/ha)	وزن هزار دانه (گرم) Thousand grain weight (gr)	تعداد دانه در ردیف Number of kernels per row	تعداد ردیف دانه Number of kernels row	طول بلال Cob length(cm)	قطر بلال Cob diameter(mm)	کارایی مصرف آب Water use efficiency (kg/m³)	
رژیم آبیاری (Irrigation regime)	I ₁	8.85 a	254.1a	50.63a	14.90a	21.02a	51.13a	0.91a
	I ₂	8.35a	240.4a	47.83a	14.76a	20.74a	50.75a	1.06a
	I ₃	1.60b	99.6b	32.06b	12.16b	12.78b	35.27b	0.28b
سطوح مختلف کودی (Different rates of fertilizer)	N ₁	5.33d	165.6d	34.11d	12.50d	17.08c	43.82c	0.57d
	N ₂	5.69d	178.4c	38.50c	13.38c	17.53bc	45.39bc	0.62c
	N ₃	6.76b	206b	47.44b	13.94b	18.88a	46.75ab	0.85b
	N ₄	7.43a	227.5a	49.61a	15.33a	19.40a	48.37a	0.94a
	N ₅	6.13c	212.8b	47.88b	14.56b	18.00b	44.26c	0.78bc

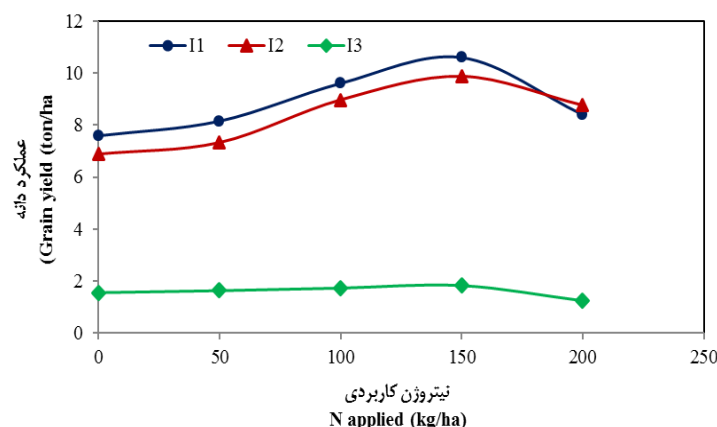
اعدادی که دارای حروف غیرمشابه هستند در سطح ۱ درصد دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشند.
Numbers with non-like characters have a significant difference at 1% level.

سطوح مختلف کود نیتروژن رسم کردند (۲۶). در این مقاله نیز تابع عملکرد محصول در برابر سطوح مختلف کودی در هر دو شرایط آبیاری کامل و نیز شرایط تنش آبی گیاه رسم گردید (شکل ۱ و ۲) به طور معمول، در خاک‌هایی که کمبود نیتروژن دارند با افزودن نیتروژن عملکرد دانه ذرت افزایش می‌یابد ولی پس از رسیدن به حداکثر عملکرد اضافه کردن نیتروژن یا بر عملکرد تأثیری نداشته و یا باعث کاهش عملکرد می‌شود. با افزایش کود نیتروژن تا حد میزان توصیه شده وزن هزار دانه افزایش یافت و با افزایش بیشتر کود نیتروژن وزن هزار دانه کاهش یافت (جدول ۷). محققان گزارش کردند که با مصرف بهینه نیتروژن، برگ‌ها در مدت زمان کمتری نسبت به عدم مصرف نیتروژن رشد خود را تکمیل می‌کنند و مواد فتوسنتزی مازاد را ذخیره کرده و بعد از گرده‌افشانی به دانه منتقل می‌کنند (۱۲).

بیشترین میزان کارایی مصرف آب (۱/۰۶ کیلوگرم بر متر مکعب) در تیمار آبیاری I₂ مربوط به ۸۰ درصد نیاز آبی گیاه به دست آمد و کمترین آن (۰/۲۸ کیلوگرم بر متر مکعب) مربوط به تیمار I₃ بود. همچنین تیمار سطوح مختلف کود نیز تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد داشته اما همان طور که در جدول ۷ مشخص است کاربرد نیتروژن بیش از اندازه تأثیر منفی در عملکرد داشته به طوری که بین دو سطح کاربرد کود N₄=۱۵۰ و N₅=۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن، عملکرد تیمار N₄ بیشتر از N₅ گردیده است. مصرف بیش‌تر کود نیتروژن موجب طولانی شدن دوره رشد رویشی، افزایش شاخ و برگ گیاه و متعاقب آن موجب افزایش عملکرد بیولوژیک گیاه می‌شود و این امر می‌تواند موجب کاهش عملکرد دانه ذرت گردد (۲۴). محققان مختلفی در نقاط مختلف جهان نیز به نتایج مشابه با تحقیق حاضر دست یافتند و علاوه بر آن تابع عملکرد محصول را در برابر



شکل ۱- عملکرد دانه ذرت تحت تأثیر سطوح مختلف کود نیتروژن در شرایط آبیاری کامل (I₁=100%ET_c) در طول فصل رشد (میانگین دو سال)
Figure 1- Grain yield as affected by N rates under I₁ irrigation regime (average of two years)



شکل ۲- عملکرد دانه ذرت تحت تاثیر سطوح مختلف کود نیتروژن و تنش آبی گیاه در طول فصل رشد (میانگین دو سال)
Figure 2- Grain yield as affected by N rates and plant water stress during growing season (average of two years)

کمترین ($1/24$ تن در هکتار) عملکرد داشته‌اند. آن‌چنان که در جدول ۸ مشخص است افت شدیدی در تیمارهای I_3 با سایر تیمارها مشاهده می‌گردد. از نکات قابل توجه همسطح بودن عملکرد تیمار I_2N_4 نسبت به تیمار I_1N_3 می‌باشد که با اینکه آب کمتری مصرف شده است اما کاربرد بیشتر کود توانسته عملکرد را تا حدی افزایش دهد. همان‌طور که در جدول ۸ مشاهده می‌کنیم اگر ما تیمار رژیم آبیاری بدون تنش $100\% ET_c$ (I_1) را با تیمار تنش آبی $60\% ET_c$ (I_2) مقایسه کنیم مشاهده می‌کنیم که اگر ما دو سطح متفاوت کودی را تحت این دو شرایط رژیم آبیاری به خاک اضافه کنیم مشاهده می‌کنیم که اعمال بیشتر سطوح کودی می‌تواند به میزان برابر یا بیشتری از عملکرد در مقایسه با شرایط بدون تنش منجر شود. برای نمونه میزان عملکرد در شرایط رژیم آبیاری I_1 (بدون تنش) و میزان کود 50 کیلوگرم بر هکتار $8/13$ تن بر هکتار می‌باشد و با اعمال بیشتر کود مثلاً 150 کیلوگرم بر هکتار تحت شرایط تنش آبی رژیم I_2 میزان عملکرد به $9/86$ تن بر هکتار می‌رسد. مقایسه این دو حالت کاملاً نشان می‌دهد که در تنش آبی اعمال مقادیر بیشتری کود نیتروژن در مقایسه با شرایط بدون تنش به عملکرد بیشتر منجر می‌شود. اثر متقابل تنش خشکی و نیتروژن بر وزن هزار دانه معنی‌دار بود. در مقایسه میانگین‌ها به روش دانکن مشخص شد که وزن هزار دانه تحت تأثیر ترکیبات متفاوت تیماری در کلاس‌های متفاوت آماری قرار می‌گیرد. حداکثر میزان وزن هزار دانه مربوط به دو تیمار I_1N_4 و I_2N_4 به ترتیب با مقادیر $287/2$ و $284/1$ گرم به دست آمد. حداقل وزن هزار دانه ($90/18$ گرم) در تیمار تنش شدید خشکی و حداکثر مقدار کود (I_3N_5) به دست آمد (جدول ۸).

محققان گزارش کردند که علت کاهش وزن هزار دانه در اثر کاربرد مقادیر زیاده از حد کود نیتروژن نسبت به مصرف مقدار توصیه شده آن را می‌توان به این دلایل ربط داد که که افزایش بیش از حد کود نیتروژن با تمديد رشد رویشی، فاز زایشی گیاه را به تأخیر می‌اندازد در نتیجه طول دوره‌ی پر شدن دانه کاهش یافته و دانه‌ها فرصت زمان کمتری برای تجمع آسمیلات‌های فتوسنتزی خواهند داشت (24). کمترین میزان تعداد دانه در ردیف ($34/11$) از پایین‌ترین سطح کود (N_1) و بیشترین آن ($49/61$) در تیمار کاربرد کود برابر با 150 کیلوگرم (N_4) به دست آمد و با افزایش بیشتر کود کاهش یافت (جدول ۷). بیشترین تعداد ردیف دانه ($15/33$) در تیمار N_4 و کمترین آن ($12/5$) در N_1 به دست آمد. به نظر می‌رسد صفت فوق صفی ژنتیکی بوده هر چند که می‌تواند تحت تأثیر محیط قرار بگیرد. همچنین سطوح مختلف کود نیتروژن تأثیر معنی‌داری روی طول بلال داشت. با افزایش کاربرد کود نیتروژن تا حد 150 کیلوگرم در هکتار طول بلال افزایش یافت به طوری که بیشترین طول بلال ($19/40$ سانتی‌متر) در این تیمار کودی مشاهده شد، در حالی که کاربرد کود به میزان بیشتر از نیاز گیاه طول بلال را کاهش داد. همان‌طور که از جدول ۷ مشخص است تیمار N_4 بیشترین قطر بلال را داشته است و تیمارهای N_3 و N_2 نیز تقریباً در یک رده قرار دارند. نکته جالب کاهش قطر بلال در برابر افزایش کود بود به طوری که تیمار N_5 (حداکثر تیمار کودی) در رده آخر قرار گرفت. بیشترین میزان کارایی مصرف آب ($0/94$ کیلوگرم بر متر مکعب) در تیمار کودی N_4 به دست آمد و کمترین آن ($0/57$ کیلوگرم بر متر مکعب) مربوط به تیمار کودی N_1 بود.

اثر متقابل تیمار رژیم‌های مختلف آبیاری و سطوح مختلف کودی نشان داد که تیمار I_1N_4 بیشترین ($10/6$ تن در هکتار) و تیمار I_3N_5

جدول ۸- مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل دو طرفه رژیم آبیاری و سطوح مختلف کودی بر میزان عملکرد، اجزای عملکرد ذرت و کارایی مصرف آب

Table 8- Comparison of bilateral interactions effects of irrigation regimes and different rates of fertilizer on corn yield, components and WUE

تیمارها treat ments	عملکرد دانه Grain yield (ton/ha)	وزن هزار دانه (گرم) Thousand grain weight (gr)	تعداد دانه در ردیف Number of kernels per row	تعداد ردیف دانه Number of kernels row	طول بلال Cob length(cm)	قطر بلال Cob Diameter (mm)	کارایی مصرف آب water use efficiency (kg/m ³)
I1*N1	7.568 e	213.4f	42.16f	13.17e	19.67d	49.97d	0.77e
I1*N2	8.136 d	234.7e	46.66d	14.33d	19.95d	50.52cd	0.84cd
I1*N3	9.597 b	262.4c	53.16b	15.17c	21.85c	51.23bc	0.98bc
I1*N4	10.600 a	287.2a	55.50a	16.33a	22.15a	53.15a	1.09b
I1*N5	8.391 d	272.7b	54.66ab	15.05bc	21.48bc	50.80cd	0.86cd
I2*N1	6.875 f	187.5h	39.33h	13.83de	19.43d	48.37e	0.87cd
I2*N2	7.320 e	201.8g	44.00e	14.50d	19.95d	49.87d	0.93c
I2*N3	8.963 c	253.2d	51.33c	14.50d	21.42bc	51.32bc	1.14ab
I2*N4	9.869b	284.1a	52.33bc	15.33b	22.03ab	52.58ab	1.26a
I2*N5	8.759 c	275.5b	51.16c	15.67b	20.88c	51.62bc	1.12ab
I3*N1	1.559g	95.87k	26.83k	12.33fg	12.15gh	33.12i	0.068i
I3*N2	1.637g	98.68jk	41.00g	12.50f	12.70g	35.80h	0.10h
I3*N3	1.738g	102.4j	37.83i	12.17fg	13.38f	37.70g	0.44f
I3*N4	1.836g	111.1i	36.83j	11.33g	14.02e	39.38f	0.46f
I3*N5	1.246h	90.18l	23.83l	10.50h	11.63h	30.37j	0.36g

اعدادی که دارای حروف غیرمشابه هستند در سطح ۱ درصد دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشند.

Numbers with non-like characters have a significant difference at 1% level

تأثیر توأم رژیم‌های مختلف آبیاری و سطوح مختلف کود نیتروژن بر میزان رطوبت باقی‌مانده در خاک

شکل ۳ رطوبت باقی‌مانده در خاک را برای تیمارهای مختلف رژیم آبیاری و کاربرد سطوح مختلف کود نیتروژن در عمق‌های مختلف خاک و در مرحله ۲۰ روز بعد از کاشت را نشان می‌دهد. بر طبق این نمودار در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری، رطوبت باقی‌مانده در خاک برای تیمار I₁ و تیمارهای مختلف کود نیتروژن یک اختلاف ۵ درصدی بین کمترین و بیشترین مقدار مشاهده می‌گردد با این حال برای همه تیمارهای کودی رطوبت باقی‌مانده در حد نقطه پژمردگی دائم است. در تیمار ۸۰ درصد نیاز آبی اختلاف کمی بیشتر (۶ درصد) می‌باشد اما مقدار رطوبت باقی‌مانده در خاک برای همه تیمارها کود نیتروژن کمی کمتر از تیمار I₁ است. با توجه به کاهش بیشتر آب آبیاری در تیمار I₃ اختلاف بین کمترین و بیشترین مقدار رطوبت باقی‌مانده در خاک نسبت به دو تیمار دیگر نیاز آبی کمتر (۴ درصد) است. اما کاهش شدید مقدار رطوبت در تمامی تیمارهای کود نیتروژن نسبت به سایر تیمارهای دیگر مشاهده شد. در عمق ۲۰-۱۰

بیشترین تعداد دانه در ردیف (۵۵/۵) مربوط به تیمار تأمین نیاز کامل آبی و کاربرد نیتروژن برابر با ۱۵۰ کیلوگرم (I₁N₄) بود و کمترین آن (۲۳/۸۳) در تیمار تنش شدید خشکی و حداکثر نیتروژن (I₃N₅) به‌دست آمد (جدول ۸). بیشترین تعداد ردیف دانه (۱۶/۳۳) در تیمار I₁N₄ مشاهده شد و کمترین آن (۱۰/۵۰) مربوط به تیمار I₃N₅ بود. روند تغییرات طول بلال در سطوح مختلف آبیاری و کود نیتروژن نشان‌دهنده تأثیر معنی‌دار در سطح یک درصد این فاکتورها بر طول بلال است. بیشترین طول بلال (۲۲/۱۵ سانتی‌متر) در تیمار I₁N₄ مشاهده شد و کمترین آن (۱۱/۶۳ سانتی‌متر) مربوط به تیمار تنش شدید خشکی و بالاترین سطح نیتروژن (I₃N₅) بود. با توجه به نتایج مشاهده می‌شود که تیمار I₁N₄ بیشترین قطر بلال (۵۳/۱۵ میلی‌متر) را به خود اختصاص داد و کمترین آن (۳۰/۳۷ میلی‌متر) مربوط به تیمار I₃N₅ بود. بیشترین میزان کارایی مصرف آب (۱/۲۶ کیلوگرم بر متر مکعب) در تیمار I₂N₄ و کمترین آن (۰/۰۶۸ کیلوگرم بر متر مکعب) در تیمار I₃N₁ بدست آمد.

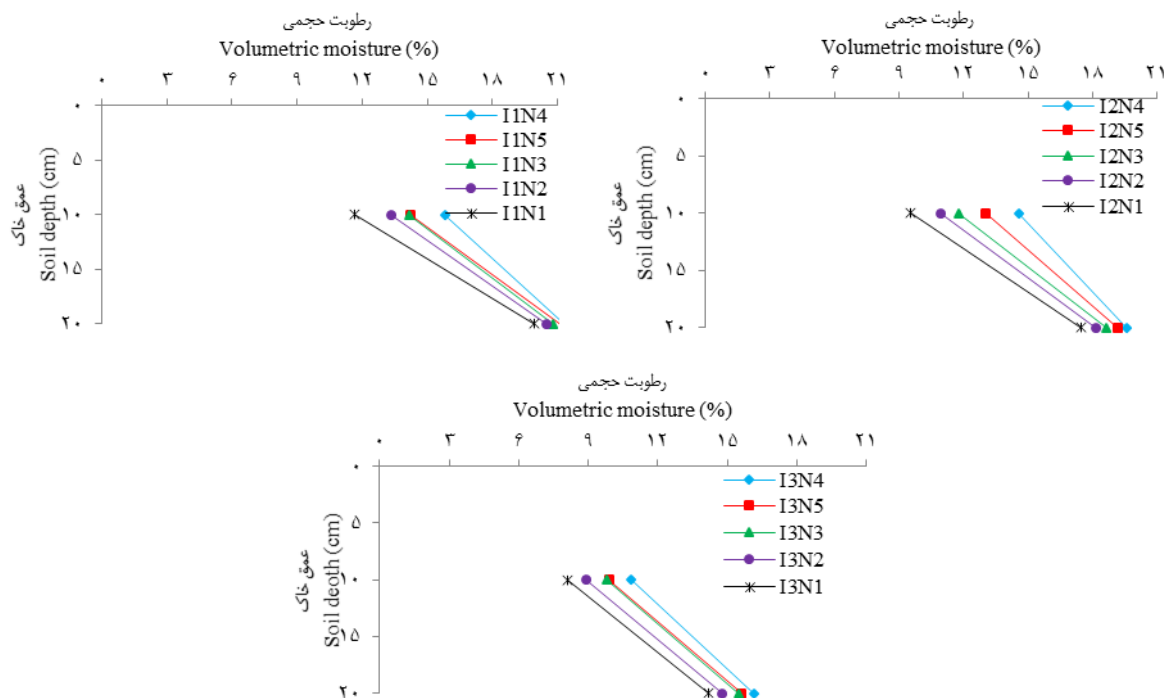
۱۰-۰ سانتی‌متری در هر سه تیمار نیاز آبی اختلاف اندک رطوبت باقی‌مانده در خاک بین تمامی تیمارهای کود نیتروژن مشاهده گردید، به خصوص در تیمار I₃ این اختلاف در بین تیمارهای کودی به ۰/۳ درصد رسید. در این لایه رطوبت باقی‌مانده در خاک برای تمامی تیمارها تقریباً به کمتر از ۵ درصد رطوبت رسید که نشان از جذب بالای ریشه‌ها از این عمق دارد. در عمق ۲۰-۱۰ سانتی‌متری در دو تیمار I₁ و I₂ شاهد اختلاف اندکی در رطوبت باقی‌مانده در خاک در تیمارهای کود نیتروژن بودیم. این اختلاف در حدود ۲ درصد است در حالی که برای تیمارهای مختلف کود نیتروژن در تیمار I₃ تنها اختلاف ۰/۵ درصدی وجود داشت. در این لایه رطوبت باقی‌مانده در خاک برای تمامی تیمارهای کودی با نیاز آبی ۱۰۰ درصد بین ۷ تا ۹ درصد، برای تمامی تیمارهای کودی با نیاز آبی ۸۰ درصد بین ۵ تا ۷ درصد و برای تمامی تیمارهای کودی با نیاز آبی ۶۰ درصد در حدود ۵ درصد متفاوت بودند.

در عمق ۳۰-۲۰ سانتی‌متری اختلاف رطوبت باقی‌مانده در خاک برای تیمارهای مختلف کود نیتروژن برای دو تیمار I₁ و I₂ بیشتر از لایه قبلی بود و تقریباً بین کمترین و بیشترین مقدار رطوبت اختلاف ۴ درصدی وجود داشت اما در تیمار ۶۰ درصد نیاز آبی اختلاف بسیار کم و در حدود ۲ درصد بود (شکل ۵).

سانتی‌متری رطوبت باقی‌مانده در خاک در تیمار نیاز آبی I₁ بین ۲۰ تا ۲۱ درصد می‌باشد این در حالی است که رطوبت باقی‌مانده در خاک در تیمار I₂ بین ۱۷/۵ تا ۱۹/۵ درصد و در تیمار I₃ بین ۱۴ تا ۱۶ درصد می‌باشد (شکل ۳). آنچنان که مشخص است دامنه اختلاف رطوبتی خاک در حدود ۲ درصد بین تمامی تیمارهای کود نیتروژن وجود داشت اما اختلاف بین تیمارهای نیاز آبی بین ۲/۵ تا ۳ درصد مشاهده گردید.

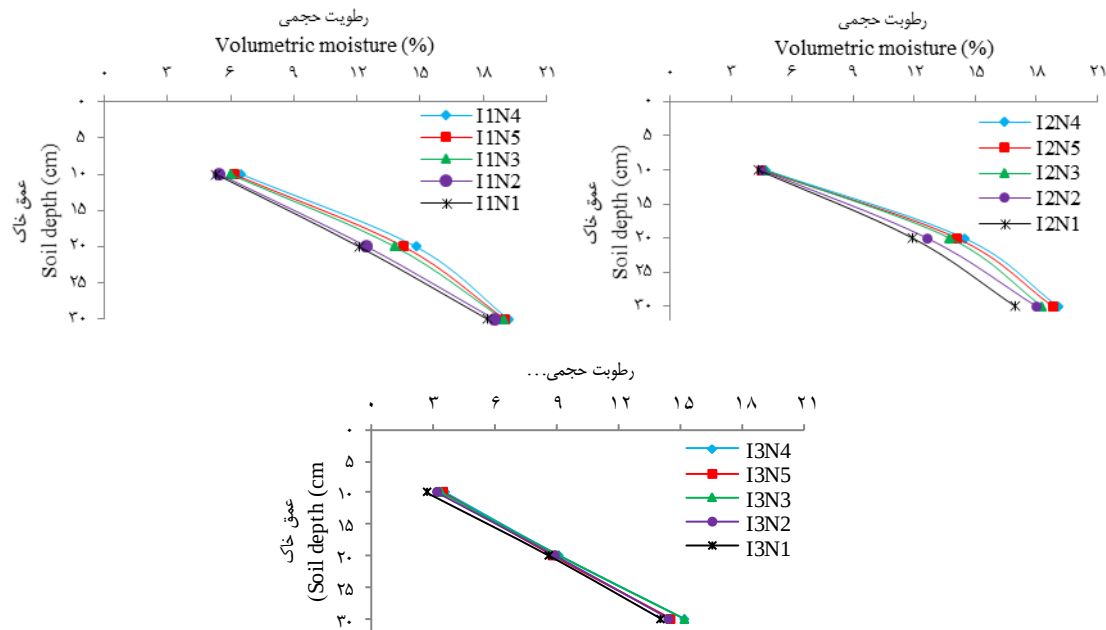
در مرحله ۴۵ روز بعد از کاشت مشاهده می‌شود که در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری رطوبت باقی‌مانده در خاک برای هر سه تیمار I₁، I₂ و I₃ به ترتیب با مقادیر رطوبتی بین ۵/۳ تا ۶/۵، ۴/۳ تا ۴/۶ و ۲/۶ تا ۳/۶ درصد همگی به زیر نقطه پژمردگی دائم رسیده‌اند. در عمق ۲۰-۱۰ سانتی‌متری دو تیمار I₁ و I₂ تقریباً وضعیت مشابه‌ای از نظر رطوبت باقی‌مانده در خاک و اختلاف اندک بین تیمارهای کودی دارند (شکل ۴). در این عمق تیمار I₃ با کاهش شدید رطوبت در خاک مواجه گشته و اختلاف بین تیمارهای کود نیتروژن نیز بسیار اندک است. رطوبت باقی‌مانده در خاک در عمق ۳۰-۲۰ سانتی‌متری در تیمار I₃ کمترین مقدار را نسبت به دو تیمار I₁ و I₂ دارد.

در شکل ۵ رطوبت باقی‌مانده در خاک برای تیمارهای مختلف نیاز آبی و کاربرد مقادیر مختلف کود نیتروژن در عمق‌های مختلف خاک و برای مرحله ۷۵ روز بعد از کاشت مشاهده می‌گردد. در عمق



شکل ۳- رطوبت باقی‌مانده در خاک را برای تیمارهای مختلف رژیم آبیاری و کاربرد مقادیر مختلف کود نیتروژن در عمق‌های مختلف خاک و برای مرحله ۲۰ روز بعد از کاشت

Figure 3- Residual moisture at different depths under irrigation regimes and different amounts of nitrogen fertilizer treatment at 20 days after planting (20 DAP)



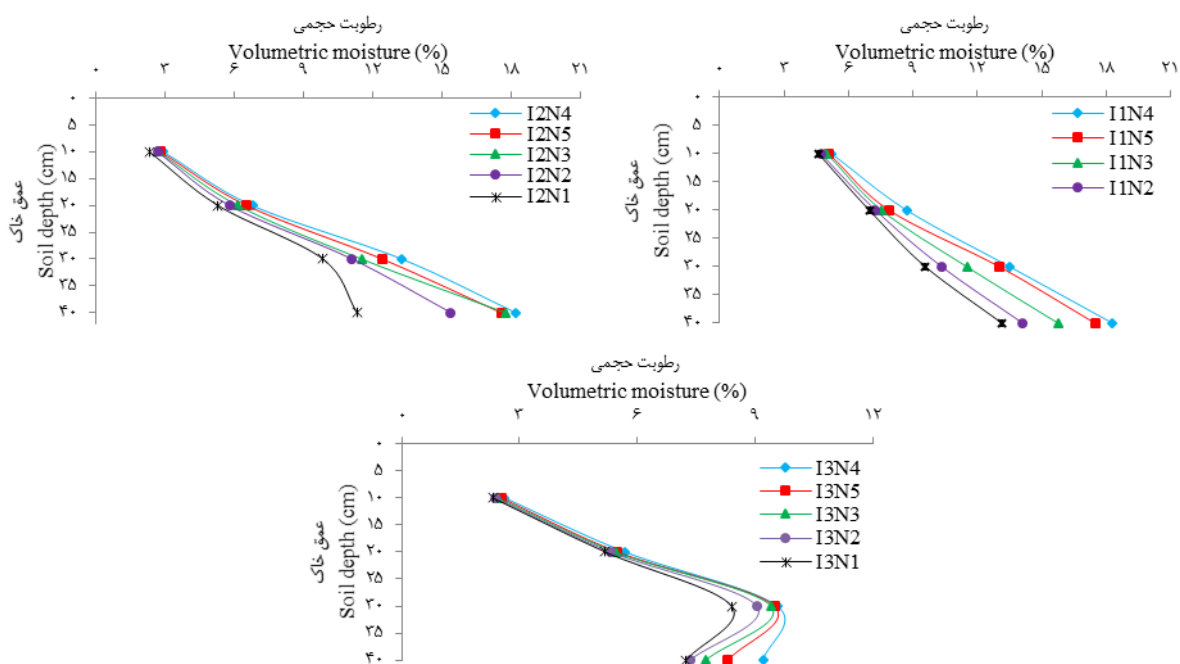
شکل ۴- رطوبت باقی مانده در خاک را برای تیمارهای مختلف رژیم آبیاری و کاربرد مقادیر مختلف کود نیتروژن در عمق‌های مختلف خاک و برای مرحله ۴۵ روز بعد از کاشت

Figure 4- Residual moisture at different depths under irrigation regimes and different amounts of nitrogen fertilizer at 45 days after planting (45 DAP)

گیاه کمتر شده، دمای هوا خنک‌تر گشته و ریشه‌ها به حداکثر رشد خود رسیده‌اند (شکل ۶). مطابق شکل در عمق ۱۰-۰ سانتی متری در تیمار I₁ اختلاف ۶ درصدی در رطوبت باقی مانده در خاک در بین تمامی تیمارهای کود نیتروژن مشاهده گردید، این در حالی است که در تیمارهای I₂ و I₃ این اختلاف رطوبتی در بین تیمارهای کودی بسیار کم بود. اما از عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری که در این لایه‌ها تراکم ریشه‌های جذب‌کننده آب وجود دارند به جزء عمق ۲۰ سانتی متری در تیمار I₃، اختلاف در رطوبت باقی مانده در خاک در تیمارهای نیاز آبی و بین تیمارهای کود نیتروژن وجود داشت (شکل ۶). که این اختلاف در دو عمق ۳۰ و ۴۰ سانتی متری و در بین تیمارهای N₁ و N₄ دیده شد. در لایه آخر تقریباً رطوبت باقی مانده برای تمامی تیمارها نزدیک به هم بود. نکته قابل توجه رطوبت‌های بالای خاک در دو تیمار I₁ و I₂ و در دو لایه‌های آخری (اعماق ۲۰-۳۰ و ۴۰-۳۰ سانتی متر) است که به ۲۵ درصد نیز رسید. ظاهراً در مراحل آخر رشد، نیاز آبی گیاه کم شده و آب مازاد به لایه‌های پایین‌تر نفوذ کرد. که این اختلاف در دو لایه ۳۰ و ۴۰ سانتی متری و در بین تیمارهای N₁ و N₄ دیده شد. در لایه آخر تقریباً رطوبت باقی مانده برای تمامی تیمارها نزدیک به هم بود. نکته قابل توجه رطوبت‌های بالای خاک در دو تیمار I₁ و I₂ و در دو لایه‌های آخری است که به ۲۵ درصد نیز رسید. ظاهراً در مراحل آخر رشد، نیاز آبی گیاه کم شده و آب مازاد به لایه‌های پایین‌تر نفوذ کرد.

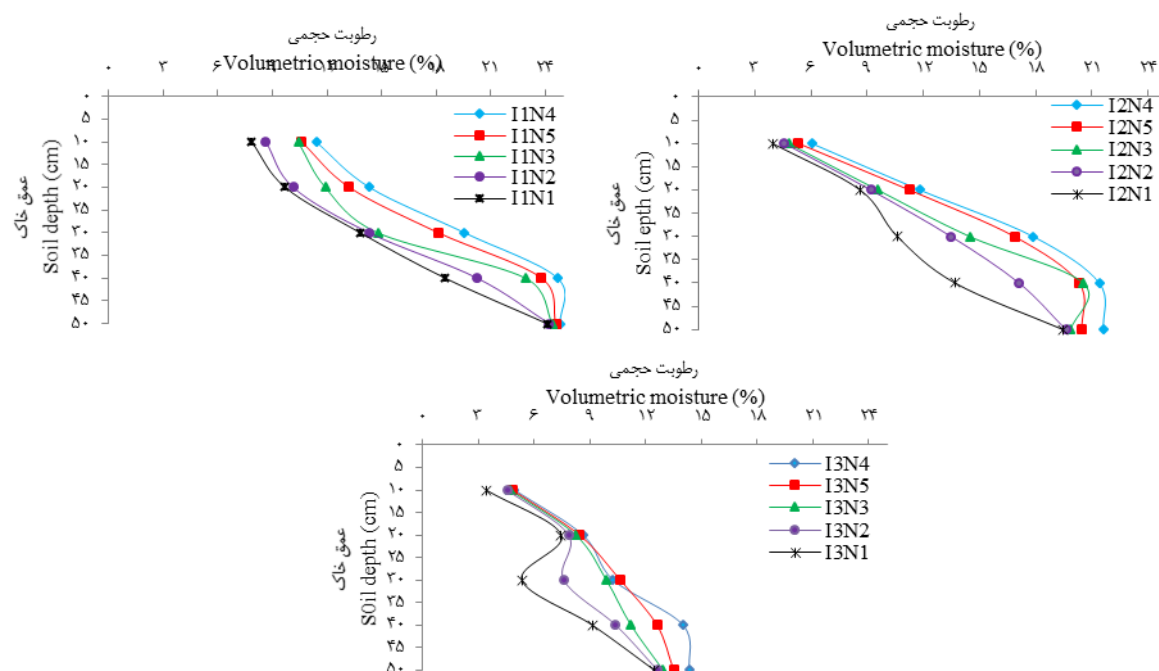
در این لایه رطوبت باقی مانده در خاک برای تمامی تیمارهای کود نیتروژن و نیاز آبی کمتر از ۱۵ و بیشتر از ۱۰ درصد بود. با توجه به گرمای زیاد هوا و نیاز شدید آبی گیاه در این مرحله (تولید بلال) مشاهده می‌کنیم که در هر ۳ لایه رطوبت‌های باقی مانده در خاک کمتر از ۱۵ درصد می‌باشند. در عمق ۳۰-۴۰ سانتی متری اختلاف رطوبت باقی مانده در خاک در دو تیمار I₁ و I₂ برای تمامی تیمارهای کودی بیشتر از لایه قبلی است. نکته قابل توجه در شکل ۵ روند افزایشی رطوبت باقی مانده در لایه‌های مختلف خاک و در تمامی تیمارهای کود نیتروژن و نیاز آبی است. اما وضعیت فوق در عمق ۳۰-۴۰ سانتی متری در تیمار I₃ فرق کرده و کاهش رطوبت باقی مانده در این لایه نسبت به لایه قبل از آن مشاهده می‌گردد. کمبود شدید آب در طول دوره رشد، کاهش تراکم ریشه، نیاز شدید گیاه به آب در این مرحله از رشد و نیاز گیاه به مواد مغذی احتمالاً باعث شده است که ریشه‌ها تا حد امکان از ۳ لایه فوقانی آب و مواد مغذی را جذب کنند در نتیجه رطوبتی که به لایه آخر رسیده است کمتر می‌باشد. البته می‌تواند به خاطر عدم کفایت آبیاری و عدم نفوذ آب به عمق‌های مدنظر طبق برنامه آبیاری باشد، چرا که اگر برنامه‌ریزی آبیاری درست باشد، اصولاً باید تا عمق ریشه گیاه که قطعاً ۴۰ سانتی متری برای ذرت را شامل می‌شود، مرطوب نماید و علت کمتر بودن رطوبت در این عمق احتمالاً ناکافی بودن میزان آبیاری بوده است.

در مرحله ۱۰۵ روز بعد از کاشت مشاهده می‌شود و که نیاز آبی



شکل ۵- رطوبت باقی‌مانده در خاک را برای تیمارهای رژیم آبیاری و کاربرد مقادیر مختلف کود نیتروژن در عمق‌های مختلف خاک و برای مرحله ۷۵ روز بعد از کاشت

Figure 5- Residual moisture at different depths under irrigation regimes and different amounts of nitrogen fertilizer at 75 days after planting (75 DAP)



شکل ۶- رطوبت باقی‌مانده در خاک را برای تیمارهای رژیم آبیاری و کاربرد مقادیر مختلف کود نیتروژن در عمق‌های مختلف خاک و برای مرحله ۱۰۵ روز بعد از کاشت

Figure 6- Residual moisture at different depths under irrigation regimes and different amounts of nitrogen fertilizer at 105 days after planting (105 DAP)

نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که همان‌طوری که میزان عملکرد ذرت تحت تأثیر هر کدام از تیمارهای سطوح کودی دارای مقادیر مختلفی قرار گرفت و بیشترین میزان عملکرد ذرت به ترتیب در تیمارهای N_5 ، N_4 ، N_3 ، N_2 و N_1 مشاهده گردید. با مقایسه میزان تغییرات رطوبتی باقیمانده در خاک ما نیز شاهد این روند برای همه تیمارهای کودی در همه رژیم‌های آبیاری بودیم. همان‌طوری که در شکل‌های ۲ تا ۶ ارائه شده است بیشترین میزان رطوبت باقی‌مانده در خاک به ترتیب در تیمارهای N_5 ، N_4 ، N_3 ، N_2 و N_1 اختصاص یافته است. در نهایت نتایج این را به ما نشان می‌دهد که با مصرف و انتخاب میزان بهینه کود می‌توان به میزان عملکرد بیشتر با داشتن شرایط رطوبتی مساعد و مناسب‌تر نسبت به دیگر سطوح کودی دست یافت.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که کاربرد نیتروژن بیش از اندازه تأثیر منفی در عملکرد داشته به طوری که بین دو سطح کاربرد کود $N_4=150$ و $N_5=200$ کیلوگرم نیتروژن، عملکرد تیمار N_4 بیشتر از N_5 گردیده است. به‌طور معمول، در خاک‌هایی که کمبود نیتروژن دارند با افزودن نیتروژن عملکرد دانه ذرت افزایش می‌یابد ولی پس از رسیدن به حداکثر عملکرد اضافه کردن نیتروژن یا بر عملکرد تأثیری نداشته و یا باعث کاهش عملکرد می‌شود. مصرف کودهای نیتروژنه زیاده‌تر از نیاز گیاه بلال‌دهی را به تأخیر انداخته و فاصله بین گرده افشانی و ظهور بلال را افزایش می‌دهد و طول دوره پرشدن دانه را ۳ تا ۴ روز کاهش می‌دهد و در نتیجه ظرفیت و عملکرد دانه کاهش می‌یابد. از نکات قابل توجه همسطح بودن عملکرد تیمار I_2N_4 نسبت به تیمار I_1N_3 می‌باشد که علی‌الرغم این که آب کمتری مصرف شده است اما کاربرد بیشتر کود توانسته عملکرد را تا حدی افزایش دهد. با افزایش کود نیتروژن تا حد میزان توصیه شده وزن هزار دانه افزایش یافت و با افزایش بیشتر کود نیتروژن وزن هزار دانه کاهش یافت. در رابطه با کاهش وزن هزار دانه در اثر کاربرد مقادیر زیاده از حد نیتروژن نسبت به مصرف مقدار توصیه شده می‌توان گفت که افزایش بیش از حد کود نیتروژن با به تأخیر انداختن رشد رویشی، مرحله زایشی گیاه را به تأخیر می‌اندازد در نتیجه طول دوره‌ی پر شدن دانه کاهش یافته و دانه‌ها فرصت زمان کمتری برای تجمع آسمیلات‌های فتوسنتزی خواهند داشت. کمترین میزان تعداد دانه در ردیف از پایین‌ترین سطح کود و بیشترین آن در تیمار کاربرد کود برابر با ۱۵۰

منابع

- 1- Abolhasani K., and Saeidi G. 2004. Relationships between agronomic characteristic of safflower under water

کیلوگرم بر هکتار (N_4) به‌دست آمد و با افزایش بیشتر کود کاهش یافت. بیشترین تعداد دانه در ردیف، ردیف دانه، طول و قطر بلال در تیمار آبیاری مطلوب و مقدار ۱۵۰ کیلوگرم نیتروژن (N_4) مشاهده شد و کمترین آن مربوط به تیمار تنش شدید خشکی (I_3) و بالاترین سطح نیتروژن (N_5) بود. همچنین نتایج پژوهش حاکی از کاهش رطوبت باقی‌مانده در خاک در اثر کاهش مقدار آب آبیاری و کود نیتروژن در ۲۰ روز پس از کشت می‌باشد. در مرحله ۴۵ روز بعد از کاشت مشاهده می‌شود که در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری رطوبت باقی‌مانده در خاک برای هر سه تیمار I_1 ، I_2 و I_3 همگی به کمتر از نقطه پژمردگی دائم رسیده‌اند. در مرحله ۷۵ روز بعد از کاشت، دلایلی همچون کمبود شدید آب در طول دوره رشد، کاهش تراکم ریشه، نیاز شدید گیاه به آب در این مرحله از رشد و نیاز گیاه به مواد مغذی احتمالاً باعث شده است که ریشه‌ها تا حد امکان از ۳ لایه فوقانی آب و مواد مغذی را جذب کنند در نتیجه رطوبتی که به لایه آخر رسیده است کمتر می‌باشد. لذا پیشنهاد می‌شود در شرایط تنش مدیریت کاربرد نیتروژن باید مورد توجه قرار گیرد. همان‌طوری که میزان عملکرد ذرت تحت تأثیر هر کدام از تیمارهای سطوح کودی مختلفی قرار گرفت و بیشترین میزان عملکرد ذرت به ترتیب در تیمارهای N_4 ، N_3 ، N_5 ، N_2 و N_1 مشاهده گردید. با مقایسه میزان تغییرات رطوبتی باقی‌مانده در خاک ما نیز شاهد این روند برای همه تیمارهای کودی در همه رژیم‌های آبیاری بودیم. بیشترین میزان رطوبت باقی‌مانده در خاک به ترتیب در تیمارهای N_5 ، N_4 ، N_3 ، N_2 و N_1 اختصاص یافته است. در نهایت نتایج این را به ما نشان می‌دهد که با مصرف و انتخاب میزان بهینه کود می‌توان به میزان عملکرد بیشتر با داشتن شرایط رطوبتی مساعد و مناسب‌تر نسبت به دیگر سطوح کودی دست یافت. نتایج حاصل از این پژوهش این مهم را به ما نشان می‌دهد که تحت شرایط تنش آبی، امکان دسترسی به میزان عملکرد و کارایی مصرف آب بیشتر محصول به همراه شرایط رطوبتی مساعد و مطلوب، با اعمال میزان مناسب سطوح کودی امکان‌پذیر است و تیمار I_2N_4 می‌تواند گزینه کاربردی مناسبی باشد.

سپاسگزاری

امکانات و تسهیلات موردنیاز برای انجام این پژوهش توسط مرکز تحقیقات و منابع طبیعی استان کرمان فراهم گردیده است که در اینجا از کلیه همکاران این مرکز قدردانی به عمل می‌آید.

- stress and control. Iranian Journal of Field Crops Research 1: 127-138. (In Persian)
- 2- Aghdam S.M., Yeganehpour F., Kahrariyan B., and Shabani E. 2014. Effect of different urea levels on yield and yield components of corn 704. International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research 2(2): 300-305.
- 3- Alizadeh O.P., Azari A., and Salimi M. 2009. Effects of grain yield and corn hybrids response to interaction of moisture stress and nitrogen fertilizer, First National Conference on Environmental Tensions in Agricultural Sciences. Birjand University. (In Persian)
- 4- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., and Smith M. 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage. No, 56. FAO, Rome.
- 5- Babaeian M., Heidari M., and Ghanbari A. 2010. Effect of water stress and foliar micronutrient application on physiological characteristics and nutrient uptake in sunflower (*Helianthus annuus* L.). Iranian Journal of Crop Sciences 12(4): 311-391. (In Persian)
- 6- Ghobadi R., Shirkhani A., and Jalilian A. 2015. Effect of drought stress and nitrogen fertilizer on yield and water and nitrogen use efficiency of corn. (SC 704). Research and Construction Journal 106: 79-87. (In Persian)
- 7- Ghodsi M. 2004. Ecological aspects of water scarcity on wheat cultivars. Ph.D. thesis (agriculture, ecology of crops). University of Tehran. Faculty of Agriculture. (in Persian)
- 8- Hussaini M.A., Ogunlela V.B., Ramalan A.A., and Falaki A.M. 2008. Mineral composition of dry season maize (*Zea mays* L.) in response to varying levels of nitrogen, phosphorus and irrigation at Kadawa, Nigeria. World Journal of Agricultural Sciences 4(6): 775-780
- 9- Izadian M. 2016. Evaluation of Different Levels of Nitrogen Fertilizer on Agronomic Traits of Corn (*Zea mays* L.) Genotypes. Journal of Crop Nutrition Science 2(3): 10-18.
- 10- Karam F.R., Lahoud D.R., and Masaad R.Y. 2007. Evaporation, seed yield and water use efficiency of drip irrigated sunflower under full and deficit irrigation conditions. Journal of Agricultural Water Management 90(3): 213- 235.
- 11- Katsvairo T.W., Cox W.J., van Es H.M., and Glos M. 2003. Spatial yield response of two corn hybrids at two nitrogen levels. Agronomy Journal 95:1012-1022.
- 12- Kazemi P.H., Pirdashti H.A., and Bahmaniar M.A. 2008. Investigation of nitrogen transfer in different varieties of rice (*Oreza sativa* L.) in different levels and distribution of nitrogen fertilizer. Electronic Journal of Crop Production 1(3): 1-16. (In Persian)
- 13- Kosari H. 2009. Evaluation of soil surface energy balance to estimation of evapotranspiration and its components in surface and sub-surface drip irrigation systems. Irrigation and Drainage Master's thesis, University of Tehran. (In Persian with English abstract)
- 14- Megyes A., Ratonyi T., and Huzsvai L. 2004. The effect of fertilization and irrigation on maize (*Zea mays* L.) production, www.date.hu/acta-agraria. 21- Montgomery, E.C. (1911) Corelation studies in corn. In: Annual report No. 24. Nebrasks agricultural research sation. Lincoln, NE, (108-159)
- 15- Mojdem M., and Modhej A. 2012. Effect of nitrogen levels on water use efficiency, yield and yield components of corn grain under optimum conditions and drought stress. Iranian Journal of Agricultural Research 10(3): 546-554. (In Persian)
- 16- Modhej A., Kaihani A., and Lack S. 2014. Effect of nitrogen fertilizer on grain yield and nitrogen use efficiency in corn (*Zea mays* L.) hybrids under irrigated conditions. Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences 84(3): 531-536.
- 17- Mojed M., Naderi A., Noormohammadi G., Saydat A., Aynband A., and mousavi E. 2008. The effect of water stress, different values and methods of nitrogen distribution on corn grain yield and nitrogen efficiency. Iranian Journal of Agricultural Sciences 39(1): 97-106. (In Persian)
- 18- Onasanya R.O., Aiyelari O.P., Onasanya A., Oikeh S., Nwilene F.E., and Oyelakin O.O. 2009. Growth and yield response of maize (*Zea mays* L.) to different rates of nitrogen and phosphorus fertilizers in southern Nigeria. World Journal of Agricultural Sciences 5(4): 400-407.
- 19- Pandey R.K., Maranwille J.W., and Admou A. 2000. Deficit irrigation and nitrogen effects on maize in a Sahelian environment. I. Grain yield and yield components. Journal of Agricultural Water Management. 46(1): 1-13
- 20- Payero J.O., Melvin S.R., Irmak S., and Tarkalson D. 2006. Yield response of corn to deficit irrigation in a semiarid climate. Journal of Agricultural Water Management 84: 101-112.
- 21- Rosami M., Koocheki A.R., Nassiri Mahallai M., and Kaf M. 2008. Evaluation of chlorophyll meter (SPAD) data for prediction of nitrogen satus in corn (*Zea mays* L.), American- Eurasian Journal of Agriculture and Environmental Sciences 3(1): 79-85.
- 22- Sakthivadivel R., de Fraiture C., Molden DJ., Perry C., and Kloezen W. 1999 Indicators of land and water productivity in irrigated agriculture. International Journal Water Resources Development 15: 161-179.
- 23- Sander J.Z., and Bastiaanssen W.G.M. 2004. Review of measured crop water productivity values for irrigated wheat, rice, cotton and maize. Agricultural Water Management 69(2): 115-133.

- 24- Sedghi M., Nemati A., Seyyed Sharifi R., and Gholam Hosseini M. 2016. The effect of different of nitrogen rates on yield and corn fertilizer use efficiency for different planting dates in Ardabil, Journal of crop production 9(3): 45-65. (In Persian)
- 25- Soler C.M.T., Hoogenboom G., Sentelhas P.C., and Duarte A.P. 2007. Impact of water stress on maize grown off-season in a subtropical environment. Journal of Agronomy and Crop Science 193: 247-261.
- 26- Zeidan M.S., Amany A., and El-Kramany M.F. 2006. Effect of N-fertilizer and plant density on yield and quality of maize in sandy soil. Research Journal of Agriculture and Biological Sciences 2(4): 156-161.



Interaction of Irrigation Regimes and Nitrogen Fertilizer on Soil Moisture Variation and Grain Yield under Tape-Drip Irrigation System

N. Kouhi Chelle Karan¹– H. Dehghanisani^{2*}– A. Alizadeh³– E. Kanani⁴

Received: 12-06-2019

Accepted: 04-04-2020

Introduction: Drought is one of the factors that threatens the performance of agricultural products, especially corn in most parts of the world. Under conditions of water scarcity, the effectiveness and efficiency of fertilizer use is reduced, especially if fertilizer application is not consistent with plant growth. Among fertilizers, nitrogen is one of the most important nutrients for corn, and consumption management of this fertilizer has great importance in order to succeed in increasing the production of corn. Therefore, in conditions of water shortage, balanced and optimal use of fertilizer should be considered to achieve increased yield and water use efficiency.

Materials and Methods: This study was conducted to investigate the effect of drip irrigation regimes and different levels of nitrogen fertilizer on yield and yield components of corn and soil moisture changes at the Shaheed Zenderh Rouh Jupar in Kerman province during the years of 2012-2014. The experiment was arranged as a split-plot design based on randomized complete block design with five irrigation regimes ($I_1 = 100$, $I_2 = 80$ and $I_3 = 60\%$ ET_c) as the main-factor and five nitrogen fertilizer level $N_1 = 0$, $N_2 = 50$, $N_3 = 100$, $N_4 = 150$ and $N_5 = 200$ kg/ha as sub-factor. According to the Kerman Meteorological Station, this region has a semi-arid climate with warm summers and mild winters. To calculate the volume of water consumed, potential evapotranspiration (ET_o) was determined using daily meteorological information and Penman-Monteith method (PM). A sampling method was used to measure moisture at different depths of soil.

Results and Discussion: The results showed that the highest yield was due to I_1 treatments with 8.85 t/ha, and there was a direct relation between crop reduction and water requirement reduction at all stages of crop production. High nitrogen application had a negative effect on yield. Typically, in soils that lack nitrogen, corn grain yield increased with nitrogen addition. However, after reaching the maximum yield, nitrogen addition has no effect on increase or yield may reduce. The interactions of different levels of water and fertilizer showed that I_1N_4 and I_3N_1 treatments had the highest (10.6 ton/ha) and lowest (1.24 ton/ha) value of corn yield, respectively. The highest and lowest grain yield components (thousand grain weight, number of kernels row, number of kernels per row, cob length, cob diameter) were observed in N_1 and N_3 I_1 treatments, respectively. The highest water use efficiency (1.26 kg/m³) was observed in I_2N_4 treatment and the lowest (0.068 kg/m³) in I_3N_1 treatment. The results of this study showed that the remaining moisture content in soil decreased by decreasing amount of irrigation water and nitrogen fertilizer in 20 days after planting. At 75 days after planting, reasons such as severe water shortages during growth, reduced root density, high water requirement at this stage of growing season, and the plants need to nutrients have probably caused the roots to absorb as much as possible of the top three water and nutrient. As a result, the moisture that reaches the last layer is less. The results showed that in the last stages of growth compared to other stages, the plant water requirement is reduced and excess water penetrates the lower layers.

Conclusion According to the results of this study, nitrogen fertilizer at 150 kg/ha with 100% water requirement is the best combination for corn farming in semi-arid climates.

Keywords: Different fertilizer levels, Irrigation regime, Soil moisture, Surface drip

1- Assistant Professor, Agricultural Engineering Research Institute (AERI), Kerman Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Kerman, Iran

2- Associate Professor, Agricultural Engineering Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Alborz, Iran

(*- Corresponding Author Email: h.dehghanisani@areeo.ac.ir)

3- Professor, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

4- Ph.D. Student, Department of Irrigation and Drainage, Imam Khomeini International University

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.80916



مقاله علمی-پژوهشی

بررسی کمبود آب با در نظر گرفتن همزمان کمیت و کیفیت آب و جریان زیست محیطی زیرین رود

بهجت سرچشمه^{۱*} - جواد بهمنش^۲ - وحید رضاوردی نژاد^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۱/۳۱

چکیده

آب نقشی مهم برای رفاه انسانها و محیط زیست دارد. مردم برای مصارف کشاورزی، صنعتی و خانگی از آب رودخانه استفاده می کنند. علاوه بر این، برآورده شدن نیاز زیست محیطی اکوسیستم رودخانه بسیار مهم خواهد بود. کمبود آب یک محدودیت اصلی و جدی برای توسعه اقتصادی-اجتماعی در کشورهای در حال توسعه و یک خطر برای معیشت مردم در نقاط مختلفی از جهان شده است. در سال های اخیر دریاچه ارومیه که در شمال غرب ایران واقع شده است با کمبود جدی آب مواجه شده است. زیرین رود یکی از مهم ترین رودخانه هایی است که آب دریاچه را تامین می کند. در این مطالعه براساس داده های ماهانه کمیت آب از سال ۱۳۶۵ تا ۱۳۹۵ ایستگاه نظام آباد رودخانه زیرین رود، نیاز جریان زیست محیطی با روش تنانت محاسبه شد. همچنین داده های کیفی و کمی آب و نیاز جریان زیست محیطی برای ارزیابی کمبود آب به وسیله شاخص SQQE مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که متوسط نیاز جریان زیست محیطی برابر $10^6 \times 400$ مترمکعب در سال و برابر با $33/11\%$ متوسط جریان سالانه جهت مدیریت اکولوژیکی و حفظ اکوسیستم رودخانه در سطح خوب می باشد. شاخص های کمی و کیفی به ترتیب $1/02$ و $1/08$ محاسبه شدند. محاسبات نشان می دهند، شاخص کمی، همان شاخص اسمختین، می باشد. این مقادیر نشان می دهند که هر دو شاخص کمی و کیفی بالای حد ۱ هستند و در نتیجه این ایستگاه در حال تحمل کمبود آب مربوط به کمیت و کیفیت برای مقدار معین نیاز جریان زیست محیطی می باشد. بنابراین چاره اندیشی مدیریتی مناسب، ضروری به نظر می رسد.

واژه های کلیدی: رد پای آب، زیرین رود، کمبود آب، کیفیت آب، نیاز جریان زیست محیطی

مقدمه

جریان رودخانه شامل جریان اصلی و جریان سریع می باشد. جریان اصلی از یک آبخوان هیدرولیکی مرتبط با رودخانه یا منابع تأخیری دیگر مانند ذخیره زیرسطحی یا دریاچه هاست. جریان سریع پاسخ سریع یک حوضه آبریز به بارش یا ذوب برف را نشان می دهد. جریان اصلی و جریان سریع هر دو می توانند به عنوان سهمی از جریان متوسط سالانه طولانی مدت در یک رودخانه مطرح شوند (۲۸). نیاز جریان زیست محیطی تعیین کننده مقدار برداشت ممکن از یک رودخانه و مقدار آب لازم برای حفظ اکوسیستم رودخانه می باشد (۲). رابطه بین آب در دسترس، آب مصرفی و نیاز آب زیست محیطی توسط شاخص کمبود آب تعریف می گردد. مناطقی که دارای مصارف بیش از حد مجاز می باشند به اکوسیستم رودخانه آسیب می رسانند و به عنوان مناطق بحرانی از لحاظ زیست محیطی شناسایی می شوند (۲۸).

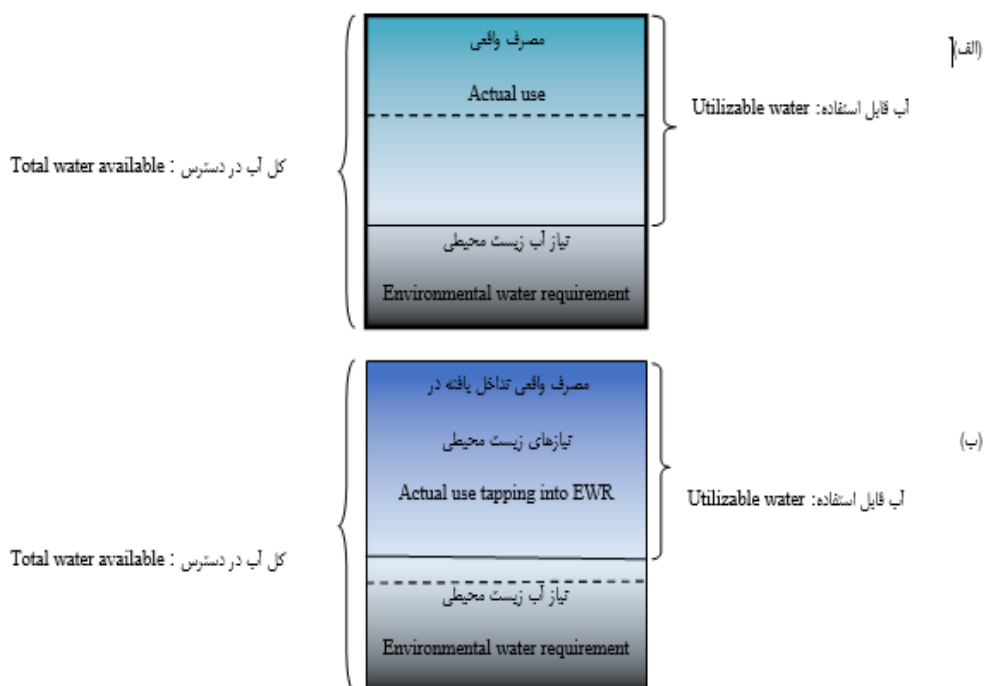
در رودخانه، کل آب در دسترس متوسط آورد سالانه رودخانه بوده و آب در دسترس برای انواع مختلف مصارف، مجموع مصارف کل در مسیر رودخانه و نیاز جریان زیست محیطی مقدار آب لازم جهت حفظ رودخانه، می باشد. رابطه میان آب در دسترس، مجموع مصارف و نیاز آب زیست محیطی با شاخص بدون بعدی برای ارزیابی کمبود آب توسط اسمختین ارائه شد (۲۷).

در سال های اخیر تقاضای آب به علت رشد جمعیت و توسعه های اقتصادی-اجتماعی آن افزایش یافته است. در این راستا فعالیت انسان ها بر محیط های زیست آبی و تنوع زیستی رودخانه ها تاثیر داشته است (۳۷). بنابراین توجه به نیاز جریان زیست محیطی و کمبود آب رودخانه ها ضروری به نظر می رسد (۱۵). بررسی نیاز آب زیست محیطی اولین بار توسط سرویس حیات وحش آمریکا از سال ۱۹۴۰ تا ۱۹۷۰ در این کشور انجام گرفت و قانون رسمی جریان آب زیست محیطی در سال ۱۹۷۰ به عنوان نتیجه در دستورالعمل سیاست گذاری ملی زیست محیطی و سند برنامه ریزی منابع آب (بویژه رودخانه ها) به ثبت رسید. ارزیابی جریان زیست محیطی می تواند یک ابزار مهم برای ارزیابی منابع آب و مدیریت مخزن و احیای اکوسیستم رودخانه ای باشد (۴).

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی دکتری، استاد و دانشیار گروه مهندسی آب، دانشگاه ارومیه

(*- نویسنده مسئول: Email: behjat.sarcheshme@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.82187



شکل ۱- ارتباط بین کل منابع آب، برداشتهای آب و نیاز آب زیست محیطی رودخانه (۲۸)

الف- نیاز آب زیست محیطی رودخانه در امنیت، شکل ۱- ب- کمبود نیاز آب زیست محیطی

Figure 1- Relationships between total water resources, total present water withdrawals, and EWR in environmentally safe (a) and environmentally water scarce (b) river basins (28)

بین‌المللی مدیریت آب IJWMI، شاخص فقر آبی و انجام می‌گیرد (۳۰ و ۸). در اغلب محاسبات کمبود آب، نیاز جریان زیست محیطی رودخانه و کیفیت آب نادیده گرفته می‌شد (۱۷). اوایل دهه ۲۰۰۰، دانشمندان تکنیک‌های ارزیابی کمبود آب را با در نظر گرفتن خصوصیات بیشتر آب توسعه دادند. از آنجاییکه درک صحیح و واقعی از کمبود آب نیازمند تحلیل ردپای آب و اثرات زیست محیطی آن می‌باشد. در اغلب روش‌ها تلاش شده تا خصوصیات بیشتری از آب مانند ردپای آب، کیفیت آب و نیاز جریان زیست محیطی ترکیب شوند. ابتدا مفهوم ردپای آب، با اصطلاح آب پنهان (آب مجازی) برای آب استفاده شده در تولید کالاهای وارداتی مطرح شد. سپس، توسط هاگسترا (۱۰) به عنوان یک شاخص تجربی برای مصارف مستقیم و غیر مستقیم آب ارائه شد. این مفهوم نشان دهنده کل حجم آب مورد نیاز مصرف شده توسط یک نفر یا بیشتر و یا یک شرکت یا ملت در مناطق خاص در واحد زمان می‌باشد. البته ردپای آب با برداشت آب متفاوت است. برداشت آب شامل آب‌های برگشتی نیز می‌تواند باشد ولی ردپای آب شامل آب‌های برگشتی نیست. بنابراین ردپای آب اغلب کمتر از میزان آب برداشت شده است. هاگسترا (۱۱) برداشت یا

شکل ۱- الف- نشان می‌دهد که تامین آب برای مصارف مختلف کنترل شده و نیاز جریان زیست محیطی و اکوسیستم در امنیت است. شکل ۱- ب- نشان می‌دهد که در اثر برداشت و مصرف بیش از حد، نیاز جریان زیست محیطی با کمبود روبرو شده و اکوسیستم آسیب دیده است.

در کشورهای در حال توسعه، کمبود داده‌ها و نبود کارشناسان مجرب، چالشی بزرگ در حفظ اکوسیستم رودخانه‌ای است (۳۵). کمبود داده‌های طولانی مدت، مدیریت منطقه‌ای منابع آب و به حساب آوردن حداقل جریان رودخانه به عنوان نیاز آب زیست محیطی رودخانه، موجب بی‌توجهی به جریان زیست محیطی رودخانه شده است (۱). بررسی منابع نشان می‌دهد که حدود ۲۰۷ روش منحصر به فرد (مستقل) در ۴۴ کشور برای ارزیابی نیاز جریان زیست محیطی مورد استفاده قرار گرفته است (۱۴ و ۱۶). نیاز جریان زیست محیطی توسط روش‌های مختلفی که در ۴ گروه شامل روش‌های هیدرولوژیک، هیدرولیکی، شبیه‌سازی زیستگاه و روش‌های جامع و کلی‌نگر و بر اساس داده‌های ورودی مورد نیاز طبقه‌بندی شده‌اند، ارزیابی می‌شود (۷، ۲۳، ۲۹ و ۳۴). ارزیابی کمبود آب با روش‌های متفاوتی همچون روش‌های فالکن مارک، موسسه

زیست‌محیطی و توسعه پایدار بر تامین آب زیست‌محیطی با کیفیت و کمیت قابل قبول تاکید کردند. تعریف و مفهوم کاملی برای نیاز آب زیست‌محیطی و روش‌های تخمین و طبقه‌بندی آن ارائه کردند. حداقل نیاز آبی سه رودخانه و کمبود آب مرتبط با نیازهای آبی مورد تقاضا را تعیین کردند. و نیاز آب زیست‌محیطی سالهای ۲۰۱۰، ۲۰۳۰، ۲۰۵۰ را برای سه رودخانه مورد مطالعه برآورد کردند. اسمختین و همکاران (۲۸) در مقاله‌ای تحت عنوان ارزیابی جهانی نیازهای آب زیست‌محیطی و کمبود آن روشی جهت برآورد حجم آب مورد نیاز برای حفظ و نگهداری اکوسیستم‌های وابسته به آب شیرین در مقیاس جهانی ارائه کردند. در این روش نیاز آب زیست‌محیطی به صورت ترکیبی از نیاز حداقل و حداکثر جریان در نظر گرفته شد. نیاز آب زیست‌محیطی حدود ۱۲۸ حوضه رودخانه‌ای را برآورد کردند. نتایج نشان داد، تقریباً ۵۰-۲۰ درصد متوسط جریان سالانه رودخانه‌های مختلف باید برای حفظ و توسعه اکوسیستم‌های آبی یا نگهداری اکوسیستم‌ها در شرایط نسبتاً خوب اختصاص یابد. باکیسانرام و همکاران (۵) در منطقه Mae Moh Mine تایلند، یک مدل آبی برای مدیریت کمیت و کیفیت آب و کاهش ردپای زیست‌محیطی و حفظ محیط‌زیست ارائه کردند. یانگ و همکاران (۴۲) تاثیر تغییر خصوصیات هیدرولوژیک تالاب، بر اجزای زنده، ساختار و عملکرد اکوسیستم تالاب، مورد مطالعه و بررسی قرار دادند. ضرورت وارد کردن نیاز آب زیست‌محیطی به محاسبات آب مورد نیاز منابع آبی (تالاب‌ها) را مطرح کردند. روش جدید ضریب سطح آب اکولوژیکی را برای محاسبه نیاز آب زیست‌محیطی تالاب‌ها پیشنهاد کردند. نتایج نشان داد که تغییرات سالانه نیاز آب زیست‌محیطی تالاب‌ها با تغییر اقلیم و تغییر خصوصیات هیدرولوژیک مطابقت دارد. سان و همکاران (۳۱) روشی برای تعیین کمیت و کیفیت جریان‌های زیست‌محیطی در محل ورودی رودخانه زرد چین ارائه کردند که اهداف زیست‌محیطی و اکولوژیکی متعددی را تامین می‌نمود. اکسیا و همکاران (۴۰) با بررسی عملکرد آب رودخانه و کاربردهای آن روشی یکپارچه و جامع برای جای دادن نیاز آب زیست‌محیطی^۳ (EWR) در رابطه مدیریت کیفی و کمی آب در حوضه رودخانه زرد چین ارائه کردند. مفهوم عملکرد اکولوژیکی^۴ (IEFRW) را برای حوضه رودخانه مورد مطالعه، که با افزایش جمعیت و دسترسی کم به منابع آب و زوال اکولوژیکی روبرو بود، ارائه کردند. سان و همکاران (۳۲) یک روش جامع چند منظوره برای ارزیابی جریان زیست‌محیطی ارائه کردند. نتایج تحقیق نشان داد که تغییرات زیست‌بومی و گونه‌های بومی

مصرف آب و ردپای آب را مورد تحلیل قرار داد و جریان‌های مورد نیاز جهت پایداری عملکردهای مهم زیست‌محیطی را نیز به عنوان نیاز جریان زیست‌محیطی وارد محاسبات نمود. ردپای آب شامل سه قسمت، ردپای آب سبز، حجم آب باران تبخیر شده و یا آب تلف شده از طریق تبخیر-تعرق در طول رشد گیاه (۴۳) است. ردپای آب آبی، حجم آب سطحی و زیرزمینی تبخیر شده یا مصرف شده در تولید محصول و یا انتقال یافته به حوضه‌ای دیگر است (۴۳). ردپای آب خاکستری حجم آب مورد نیاز برای رقیق سازی آلاینده‌های آب براساس کد استانداردهای کیفیت آب می‌باشد (۲۴). فیستر و همکاران (۲۵) محاسبه ردپای آب را روشی مهم برای ارزیابی مصرف آب مرتبط با اثرات مصرف کالاها و خدمات معرفی کردند. ایشان دو روش ارائه شده توسط انجمن شبکه ردپای آب^۱ (WFN) و انجمن ارزیابی چرخه زندگی^۲ (LCA) مورد تحلیل و بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد روش‌های مذکور بسیار شبیه هم عمل نموده و هر دو روش، مصرف آب و اثرات آن را بررسی می‌کنند. نیل‌سالاب و همکاران (۲۰) ضرورت محاسبه نیاز آب زیست‌محیطی، به عنوان جزء ضروری برای حفظ و نگهداری منابع آب در محاسبات تقاضای آب مطرح کردند. نتایج تحقیق نشان داد که آب زیست‌محیطی به عنوان قسمتی از ردپای آب باید در محاسبات شاخص کمبود آب در نظر گرفته شود. همچنین نیل‌سالاب و همکاران (۲۱) تغییرات جزئی در معادله شاخص کمبود آب ارائه شده توسط فیستر (۲۴) ایجاد کردند. برای محاسبه شاخص کمبود آب، نیاز آب زیست‌محیطی را یکبار بعنوان تقاضای جداگانه همراه با دیگر تقاضاهای انسانی در نظر گرفتند. بار دیگر نیاز آب زیست‌محیطی را بعنوان آب ذخیره شده برای محیط زیست کنار گذاشتند. روش دوم روشی محافظه کارانه برای حفظ محیط‌زیست بود. روش اول انعطاف‌پذیری برای اولویت‌بندی تخصیص آب را نشان داد. بدین ترتیب شاخصی جدید معرفی کردند و از این شاخص برای ارزیابی تاثیر مصرف آب روی منابع آب در ارزیابی چرخه زندگی استفاده کردند. نیل‌سالاب و همکاران (۲۲) در یکی از حوضه‌های آبریز تایلند با دو روش ارائه شده در تحقیق قبلی خود کمبود آب را محاسبه کردند. نتایج نشان داد حوضه مورد مطالعه با مشکل کمبود آب مواجه شده است. بدین ترتیب نشان دادند که اولویت تخصیص آب در هر منطقه، کلید انتخاب شاخص کمبود آب می‌باشد. محققان ارزیابی چرخه زندگی کمبود آب حوضه آبریز را همان ردپای آب مصرفی حوضه معرفی کردند. هاکسترا (۱۲) نقد مفصلی که بیانگر وجود فاکتورهای فراوان دیگر، علاوه بر ردپای آب، جهت بررسی کمبود آب ارائه نمود. یانگ و همکاران (۴۱) برای حفاظت از تنوع

3- EWR: Environmental Water Requirement

4- IEFRW: Intensity of Ecological Function of River Water

1- WFN: Water Footprint Network

2- LCA: Life Cycle Assessment

شونده و افزایش مصرف در مسیر رودخانه، جریان منتهی به دریاچه روبه کاهش می‌باشد. به دلیل اهمیت بالای دریاچه ارومیه، تامین و مدیریت آب ورودی دریاچه ضروری به نظر می‌رسد. بدین منظور جهت بررسی و ارزیابی کمبود آب ورودی به دریاچه، در تحقیق حاضر کمبود آب ایستگاه نظام‌آباد زرنه‌رود، محاسبه خواهد شد. شاخص کمی، کیفی، زیست‌محیطی SQQE، کمبود آب را با در نظر گرفتن نیاز جریان زیست‌محیطی رودخانه و با محاسبه ردپای آب آبی و خاکستری، و تعیین نقش کمیت و کیفیت آب، محاسبه می‌نماید. شاخص ارائه شده توسط اسمختین کمبود آب را با محاسبه ردپای آب آبی تحلیل نموده و با شاخص مورد مطالعه، مقایسه خواهد گردید.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

رودخانه زرنه‌رود یکی از مهم‌ترین و طولانی‌ترین رودخانه‌های مستقل، دائمی و پرآب حوضه‌آبریز دریاچه ارومیه شکل ۲ محسوب می‌شود. این رودخانه از کوه‌های چهل چشمه کردستان سرچشمه گرفته و با حوضه‌آبریز به وسعت ۱۱۰۰۰ کیلومتر مربع و طول تقریبی ۲۷۵ کیلومتر جریان دارد. در مسیر خود از شهرهای مریوان و سقز در استان کردستان و شهرستان‌های شاهین‌دژ و میاندوآب در استان آذربایجان غربی عبور می‌کند. در نهایت با میزان آبدی متوسط سالانه ۱۲۰۸ میلیون متر مکعب در سال و متوسط دبی حدود ۳۸/۳۰ متر مکعب در ثانیه از ایستگاه نظام‌آباد عبور کرده و به دریاچه ارومیه می‌ریزد (شکل ۳).

در این تحقیق نیاز جریان زیست‌محیطی رودخانه زرنه‌رود در ایستگاه نظام‌آباد واقع در پایین‌دست سد شهید کاظمی بوکان تقریباً نزدیک‌ترین ایستگاه به دریاچه ارومیه، با روش تنانت، آسان‌ترین و سریع‌ترین روش محاسبه شد. سپس ارزیابی کمبود آب با محاسبه ردپای آب آبی و خاکستری و در نظر گرفتن همزمان کیفیت و کمیت آب و نیاز جریان زیست‌محیطی رودخانه انجام گرفت. موقعیت جغرافیایی ایستگاه نظام‌آباد در جدول ۱ ارائه شده است. در ایستگاه نظام‌آباد کاربرد آب رودخانه کشاورزی می‌باشد. در جدول ۲ مقادیر نیتروژن و تقاضای اکسیژن شیمیایی در فصول مختلف سال به عنوان مهم‌ترین و موثرترین آلاینده‌ها از اندازه‌گیری‌های مستقیم پارامترهای مذکور در ایستگاه نظام‌آباد توسط خلیفه و خوش‌نظر (۱۳) اخذ گردید.

روش تنانت

تنانت در سال ۱۹۷۶ (۳۳) روشی به نام تنانت (موتانا) را معرفی کرد، که رایج‌ترین روش هیدرولوژیک است. این روش در اغلب کشورهای جهان، برای ارزیابی نیاز جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها به کار برده می‌شود (۳۴). روش تنانت آسان، سریع، ارزان و بر اساس روابط تجربی بین درصد پیشنهادی متوسط جریان سالانه است.

فاکتوری مهم در تعیین عکس‌العمل اکوسیستم‌ها به تغییرات هیدرولوژیک می‌باشد. ساندوال و همکاران (۲۶) با مطالعه بر حوضه مرزی مشترک بین دو کشور آمریکا و مکزیک Rio Grande به این نتیجه رسیدند که جریان زیست‌محیطی به عنوان قسمتی از مدیریت منابع آب در حوضه مورد نظر، مورد توجه قرار نگرفته است. ماکزیمم حجم آب در دسترس برای جریان‌های زیست‌محیطی بدون تاثیر بشر، بدون نیاز به آب‌های بین‌المللی و بدون افزایش خطر سیل برآورد شد. برآورد جریان‌های زیست‌محیطی بر اساس آنالیز هیدرولوژی تغییرات مخازن آب رودخانه انجام گرفت. در نهایت یک مدل برای شبیه‌سازی سیستم تخصیص آب طراحی و ارائه گردید. یک طرح بهره‌برداری مجدد از مخازن برای تامین جریان‌های زیست‌محیطی پیشنهاد شد. بدین ترتیب نیاز جریان زیست‌محیطی رودخانه وارد محاسبات گردید. زو و همکاران (۴۵) برای محاسبه تقاضای آب زیست‌محیطی و ردپای آب آبی رودخانه Dalinghe، روش حداقل رواناب متوسط ماهانه و متوسط غلظت رسوب ماهانه را پیشنهاد کردند. آدامز (۱)، سه کشور استرالیا، آفریقای جنوبی و آمریکا را توسعه دهنده‌های اصلی روش‌های تعیین نیاز آب زیست‌محیطی رودخانه‌ها معرفی کرد. نشان داد که اگر چه بیشتر روش‌ها در دسترس می‌باشند ولی اجرای آنها کند است و نیاز به ساختار مدیریتی قوی و مشارکت توافقی و هماهنگ دارد. زنگ و همکاران (۴۴) برای ارزیابی کمبود آب روش ساده‌ای با توجه به ردپای آب آبی و ردپای آب خاکستری توسعه دادند. لیو و همکاران (۱۷) با در نظر گرفتن همزمان نیاز جریان زیست‌محیطی، ردپای آب آبی و ردپای آب خاکستری، کمبود آب را با ارائه روش جدیدی تحت عنوان^۱ (SQQE) برای حوضه رودخانه Huangqihai در چین ارزیابی نمودند. با توجه به کاربرد روش ارائه شده در مناطق خشک و نیمه خشک در تحقیق حاضر نیز به کار گرفته می‌شود. لیو و همکاران (۱۸) در توسعه تحقیقات قبلی خود به مقایسه خصوصیات شاخص‌های ارزیابی کمبود آب پرداختند. نتایج نشان داد که روش منتخب در این مقاله خصوصیات بیشتری را بررسی نموده و عملکرد بهتری نسبت به سایر روش‌ها دارد. خشک شدن دریاچه ارومیه به‌طور عمده به کاهش جریان رودخانه‌های منتهی به دریاچه و تغییر خصوصیات هیدرولوژیک منطقه و کیفیت آب‌های ورودی مرتبط است. مناطق طبیعی مهم دریاچه ارومیه در اثر کمبود کمی و کیفی جریان‌های زیست‌محیطی، در معرض خطر و تهدید قرار دارند. جریان‌های ورودی دریاچه ارومیه به‌طور عمده توسط چهارده رودخانه اصلی تامین می‌شود. زرنه‌رود طولانی‌ترین رودخانه و تامین کننده حدود ۴۱٪ جریان‌های ورودی سطحی دریاچه می‌باشد. سد شهید کاظمی بوکان به عنوان کنترل کننده جریان بر روی این رودخانه قرار دارد. با توجه به جریان کنترل

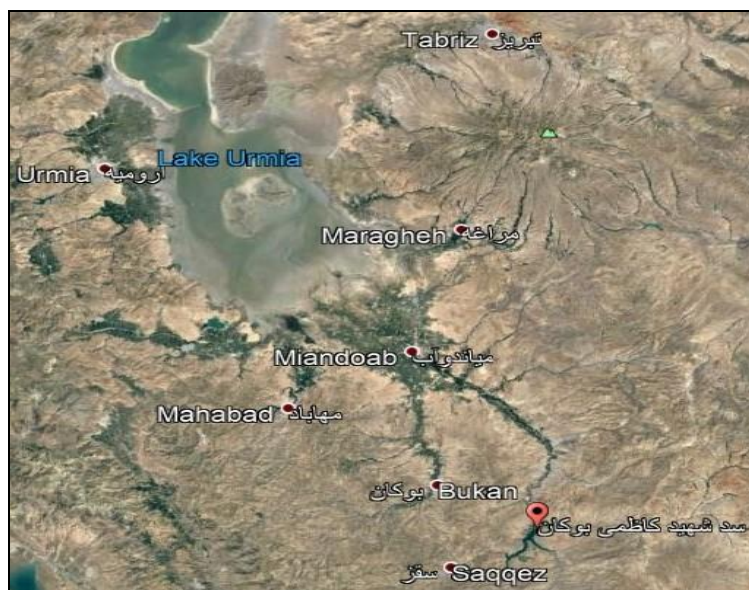
1- SQQE: Scarcity Quantity-Quality-Environmental

زیست محیطی، دو دوره مختلف ۶ ماهه (فصولی با جریان آب زیاد و کم) درصدی از متوسط جریان سالانه، به کار می برد (۳۹)(جدول ۳).

شرایط اکولوژیکی رودخانه برای استفاده در این روش مشخص شده است (۱۹). در این روش برای توضیح سطوح مختلف شرایط اکولوژیکی جریان مرتبط با ماهیگیری، حیات وحش، تفریحی و منابع



شکل ۲- موقعیت کل حوضه آبریز دریاچه ارومیه در ایران
Figure 2- Location of Urmia lake basin in Iran



شکل ۳- موقعیت سد شهید کاظمی بوکان و منطقه مورد مطالعه زربینه رود
Figure 3- Location of case study area of Zarrinehrood river basin

جدول ۱- موقعیت جغرافیایی ایستگاه نظام آباد

Table 1- The geographical location of Nezamabad station

ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	ارتفاع
Station	X	Y	Height
نظام آباد	45°56'	37°03'	1283
Nezamabad			

جدول ۲- مقادیر نیتروژن و تقاضای اکسیژن شیمیایی در ایستگاه نظام آباد
Table 2- The values of Nitrogen and Chemical Oxygen Demand (COD)

فصل / آلودگی Pollution / Season	بهار Spring	تابستان Summer	پاییز Autumn	زمستان Winter
نیتروژن (میلی گرم / لیتر) Nitrogen (mg/l)	2	1.1	0.7	1.6
تقاضای اکسیژن شیمیایی (میلی گرم / لیتر) COD (mg/l)	30	26	35	22

جدول ۳- شرایط اکولوژیکال رودخانه بر اساس روش تنانت (مونتانا ۱۹۷۶)
Table 3- The ecological condition of river based on Tennant (Montana) method (1976)

رده جریان یا کیفیت زیستگاه Flow category or habitat quality	جریان پیشنهاد شده (درصد متوسط جریان سالانه) Recommended flow (% of MAF)	
	فروردین - شهریور April-September	مهر - اسفند October-March
ماکزیمم Maximum	200	200
بهینه Optimum	60-100	60-100
ممتاز Outstanding	60	40
عالی Excellent	50	30
خوب Good	40	20
متوسط تخریب شده Moderately degraded	30	10
به شدت تخریب شده Severely degraded	10 $\geq$	10 $\geq$

حفظ سطوح مختلف کیفیت زیستگاه تعیین شده در روش تنانت محاسبه شد. بخشی از منابع آب آبی مورد نیاز برای حفظ کیفیت زیستگاه در سطح خوب به عنوان EFR (نیاز جریان زیست محیطی) مناسب در نظر گرفته شد. اگر نیاز جریان زیست محیطی کمتر از این حد باشد، کیفیت زیستگاه ضعیف خواهد بود.

شاخص کمبود آب (S_{QOE})

شاخص کمبود آب S_{QOE} بر اساس معادلات (۳) و (۴) و (۵) زیر محاسبه می شود (۱۷).

$$S_{QOE} = S_{Quantity}(P) | S_{Quality} \quad (3)$$

$$S_{Quantity} = \frac{BWF}{BWA} = \frac{W \times R}{(BWR - EFR)} \quad (4)$$

$$S_{Quality} = \frac{GWF}{BWR} \quad (5)$$

S_{QOE} یک شاخص جامع برای نشان دادن کمبود آب با در نظر گرفتن شاخص های کمیت و کیفیت آب و نیاز جریان زیست محیطی می باشد.

S_{Quantity} شاخص کمبود کمی آب را نشان می دهد. BWF^۱

بر اساس جدول تنانت (جدول ۳) برای حفظ سطوح مختلف شرایط زیستگاه درصدهای متوسط جریان سالانه دارای تغییرات زمانی می باشند.

نیاز جریان زیست محیطی

دبی سال های ۱۳۶۵ تا ۱۳۹۵ ایستگاه نظام آباد جهت محاسبه نیاز جریان زیست محیطی براساس روش تنانت به کار برده شد. برای این منظور از دو معادله (۱) و (۲) استفاده شد.

$$EFR = \sum_{i=1}^{12} e_{ij} \quad (1)$$

$$e_{ij} = 3600 * 24 * n_i * Q_i * P_{ij} \quad (2)$$

در معادلات بالا، j نشان دهنده سطح کیفیت زیستگاه (ماکزیمم، بهینه، ممتاز، عالی، خوب، متوسط، مینیمم، خیلی کم)، i نشان دهنده ماه، e_{ij} نشان دهنده نیاز جریان زیست محیطی در ماه i و سطح کیفیت زیستگاه j (برحسب مترمکعب)، n_i معرف تعداد روزهای ماه iام، Q_i معرف متوسط جریان در ماه iام (برحسب مترمکعب بر ثانیه) و P_{ij} درصد متوسط جریان سالانه در ماه iام و سطح کیفیت زیستگاه j و EFR نشان دهنده نیاز جریان زیست محیطی سالانه یک رودخانه (برحسب متر مکعب بر سال) در سطح کیفیت زیستگاه j می باشد (۱۷).

در این مطالعه، سطوح مختلف نیاز جریان زیست محیطی برای

1- BWF: Blue Water Footprint

طبیعی آب را بر حسب میلی‌گرم بر لیتر نشان می‌دهد. از آنجایی که غلظت طبیعی آلوده‌کننده‌ها در دسترس نیست، بنابراین $C_{nat} = 0$ فرض می‌شود (۹). کاربرد مقدار صفر برای C_{nat} نشان می‌دهد که این روش، به‌طور محتاطانه عمل کرده و موجب افزایش احتمال جریان زیست‌محیطی کافی برای از بین بردن غلظت آلودگی و رسیدن سطح آلودگی به سطح قابل قبول می‌گردد. غلظت تقاضای اکسیژن شیمیایی و نیتروژن دو عامل مهم برای محاسبه ردپای آب خاکستری هستند. از آنجاییکه اغلب مصارف در ایستگاه نظام‌آباد کشاورزی است در این تحقیق ردپای آب خاکستری برای بخش کشاورزی محاسبه شد. برای محاسبه ردپای آب خاکستری تقاضای اکسیژن شیمیایی و کل نیتروژن به ترتیب به عنوان آلاینده اصلی خانگی و صنعتی و نیز مهم‌ترین آلوده‌کننده کشاورزی و دامپروری انتخاب شدند (۳۸). برای محاسبه ردپای آب خاکستری، بر اساس استاندارد کیفیت آب ایران برای آب‌های سطحی، ماکزیمم غلظت برای تقاضای اکسیژن شیمیایی، ۸ میلی‌گرم بر لیتر و ماکزیمم غلظت برای کل نیتروژن ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر جهت ارزیابی کیفیت آب کشاورزی به کار برده شد (۳۶).

روش اسمختین

اسمختین (۲۷) شاخصی برای ارزیابی بحران آب ارائه نمود که با معادله ۷ نشان داده می‌شود:

$$WSI = \frac{Withdrawals}{MAR - EWR} \quad (7)$$

که در آن WSI: شاخص بی‌بعد کمبود آب، Withdrawals: برداشت سالانه از رودخانه برحسب مترمکعب در سال، می‌باشد. MAR^3 : میانگین آورد سالانه رودخانه و EWR: نیاز آب زیست محیطی سالانه رودخانه برحسب متر مکعب در سال می‌باشد. اگر شاخص کمبود آب اسمختین از یک بیشتر باشد رودخانه دچار کمبود آب بوده و قادر به تامین نیاز آب زیست‌محیطی نیست. اگر بین ۰/۶ و ۱ باشد رودخانه دارای تنش می‌باشد. اگر بین ۰/۳ و ۰/۶ باشد شرایط برداشت از رودخانه متوسط است. اگر کمتر از ۰/۳ باشد رودخانه از نظر تامین آب زیست‌محیطی امنیت دارد و دچار هیچ کمبودی نیست (۲۷).

نتایج و بحث

با توجه به معادله اسمختین، محاسبات انجام گرفته با روش اسمختین، همان شاخص کمی مورد استفاده در شاخص مورد مطالعه این تحقیق می‌باشد. روش اسمختین کمبود آب را فقط از نظر کمی

BWA^1 , BWR^2 به ترتیب نشان‌دهنده رد پای آب آبی، آب آبی قابل دسترسی و منابع آب آبی برحسب متر مکعب، W مقدار برداشت آب آبی برحسب متر مکعب و R نسبت مصرف آب می‌باشند. S Quantity از تقسیم ردپای آب آبی بر آب آبی قابل دسترسی به‌دست می‌آید.

اگر S Quantity کوچکتر و مساوی یک باشد، به این معنی است که آب کافی برای نیازهای مصرف آب وجود دارد. ولی اگر S Quantity بزرگتر از یک باشد، به این معنی است که آب شیرین قابل دسترسی برای مصرف آب حوضه کافی نیست و حوضه در حال تحمل کمبود آب ناشی از کمیت آب می‌باشد.

P: نشان‌دهنده درصد نیاز جریان زیست محیطی در کل منابع آب آبی می‌باشد و مربوط به نیاز جریان زیست‌محیطی لازم جهت حفظ کیفیت زیستگاه در یک سطح خوب می‌باشد.

S Quality نشان‌دهنده شاخص کمبود آب ایجاد شده در اثر آلودگی است. این شاخص از تقسیم ردپای آب خاکستری بر منابع آب آبی حاصل می‌شود. ردپای آب خاکستری مقدار آب مورد نیاز برای از بین بردن غلظت آلودگی‌های فاضلاب جهت رسیدن به استانداردهای کیفیت آب زیست‌محیطی می‌باشد.

اگر S Quality کوچکتر و مساوی یک باشد، به این معنی است که آب کافی برای از بین بردن غلظت آلودگی‌ها وجود دارد. اما اگر S Quality بزرگتر از یک باشد، به این معنی است که آب کافی جهت از بین بردن غلظت آلودگی آب و رسیدن به سطح استاندارد کیفیت مورد نظر وجود ندارد و حوضه در حال تحمل کمبود آب ناشی از کیفیت آب می‌باشد (۱۰).

ردپای آب آبی و ردپای آب خاکستری

ردپای آب آبی شامل هر دو آب سطحی و زیرزمینی مصرف شده است (۱۰). در حوضه رودخانه زیربنه‌رود، ردپای آب آبی ایستگاه نظام‌آباد با حاصل ضرب برداشت آب و نسبت مصرف آب محاسبه شد. کاربرد نسبت مصرف به این دلیل است که مقداری از آب برداشتی به جریان برگشته و مصرف شده واقعی نیست، بلکه به رودخانه برگشته و دوباره توسط کاربران پایین‌دست مصرف می‌شود (۳ و ۶).

برای محاسبه ردپای آب خاکستری معادله ۶ به عنوان یک روش عمومی به کار برده می‌شود (۱۰).

$$GWF = \frac{L}{(C_{max} - C_{nat})} \quad (6)$$

L: مقدار آلودگی را با واحد کیلوگرم در سال نشان می‌دهد، C_{max} : ماکزیمم غلظت پذیرفته شده کیفیت آب و C_{nat} : غلظت آلودگی

1- BWA: Blue Water Availability

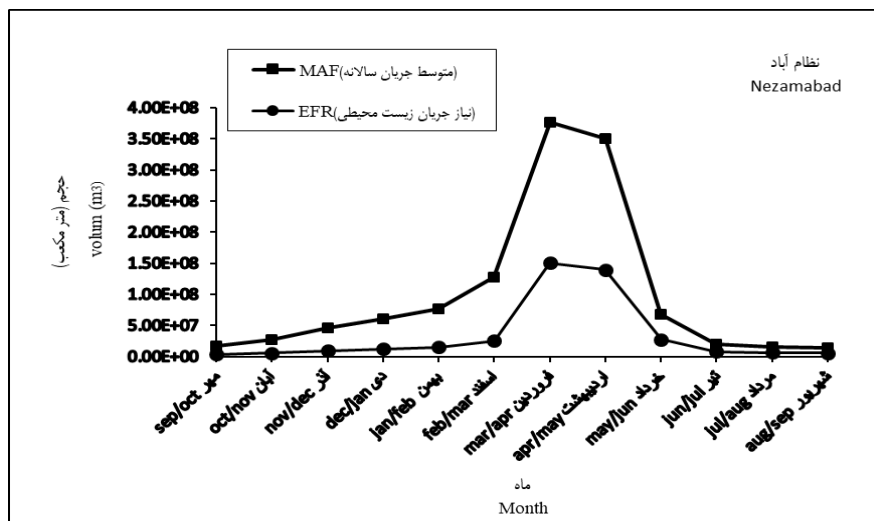
2- BWR: Blue Water Resources

3- MAR: Mean Annual Runoff

محاسبه گردید. اختلاف بین این دو نمودار آب قابل استفاده (دردسترس) برای مصارف کشاورزی، صنعتی و خانگی می باشد. نمودار نشان می دهد که در ماه های تیر تا آذر با کاهش جریان رودخانه، نیاز جریان زیست محیطی و آب دردسترس برای سایر مصارف نیز کاهش می یابد. در ماه های دی تا خرداد با افزایش جریان رودخانه، نیاز جریان زیست محیطی رودخانه و آب در دسترس برای سایر مصارف نیز افزایش می یابد. طبق محاسبات، مقدار کل منابع آب آبی در ایستگاه نظام آباد زرینه رود ($10^6 * 1208$) متر مکعب در سال است. برای حفظ سلامت زیستگاه رودخانه زرینه رود در یک سطح خوب، باید ($10^6 * 400$) متر مکعب در سال آب در رودخانه رها شود. بنابراین نیاز جریان زیست محیطی، $33/11\%$ (حدود یک سوم) کل منابع آب آبی سالانه است.

مورد سنجش قرار می دهد و ارزیابی کیفی صورت نمی گیرد. در شاخص کمی، کیفی و زیست محیطی مورد مطالعه این تحقیق، کمیت آب با محاسبه ردپای آب آبی همانند روش اسمختین محاسبه می شود. نیاز زیست محیطی رودخانه با روش تنانت و کیفیت آب نیز با محاسبه ردپای آب خاکستری وارد محاسبات می گردد.

شکل ۴ نشان می دهد، که از ابتدای نمودار (شروع سال آبی) با افزایش نزولات جوی نمودار جریان رودخانه و نیاز جریان زیست محیطی صعودی و افزایشی است. از فروردین ماه به بعد نمودار حالت نزولی و کاهشی دارد. بیشترین جریان رودخانه از دی ماه (January) تا خردادماه (June) می باشد. از تیرماه (July) تا آذرماه (December) جریان بسیار ضعیفی برقرار است. با توجه به معادلات (۱) و (۲)، نیاز جریان زیست محیطی براساس جریان ماهانه رودخانه



شکل ۴- نیاز جریان زیست محیطی و متوسط جریان سالانه ایستگاه نظام آباد زرینه رود

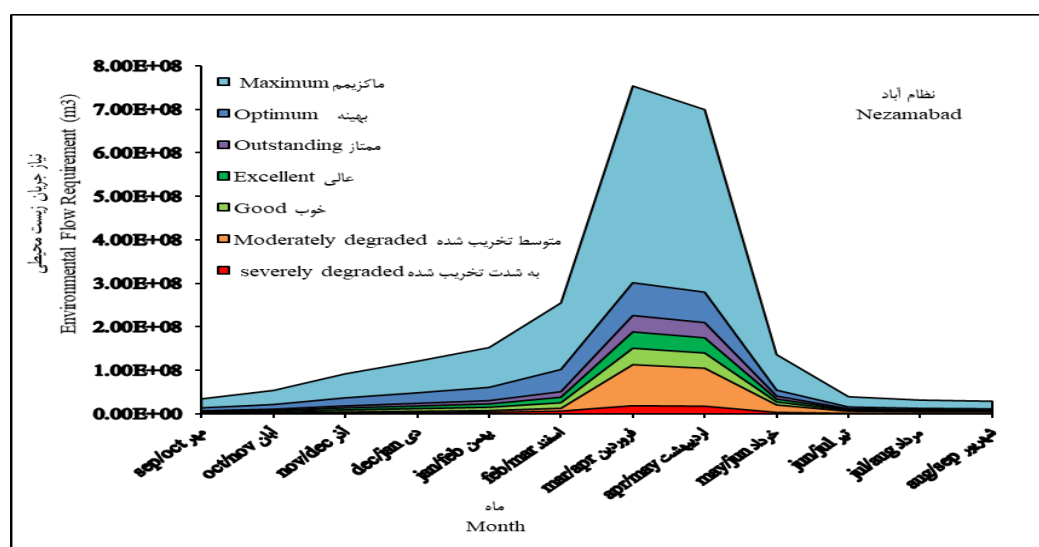
Figure 4- Environmental flow requirement (EFR) and mean annual flow (MAF) for the (Nezamabad station) Zarrinehrood river basin; EFR shows the proposed flow for the good level specified in Table 3

رودخانه در شهریور ماه به کم ترین حد خود می رسد. لازم است مقادیر برداشت به صورتی کنترل گردد که شرایط سلامت زیستگاه در حد خوب حفظ شود.

ردپای آب آبی و آب آبی قابل دسترسی این ایستگاه به ترتیب برابر با ($10^6 * 830$) و ($10^6 * 808$) متر مکعب در سال محاسبه شد که ردپای آب آبی حدود $1/0.2$ برابر آب آبی قابل دسترسی این ایستگاه می باشد، بنابراین شاخص اسمختین و $S_{Quantity}$ شاخص مورد مطالعه این تحقیق برابر $1/0.2$ خواهد بود.

ردپای آب خاکستری کل این ایستگاه حدود ($10^6 * 1308$) محاسبه شد که $1/0.8$ برابر منابع آب آبی کل است، بنابراین $S_{Quality}$ برابر $1/0.8$ خواهد بود.

شکل ۵ شرایط نیاز جریان زیست محیطی ایستگاه نظام آباد زرینه رود را با استفاده از جدول تنانت و شرایط مشخص شده از خیلی کم تا ماکزیمم، نشان می دهد. در این ایستگاه نیاز جریان زیست محیطی از ($10^6 * 60$) در سطح خیلی کم سلامت زیستگاه، تا ($10^6 * 2400$) در سطح ماکزیمم سلامت زیستگاه متغیر است. برای حفظ شرایط سلامت زیستگاه زرینه رود در سطح خوب باید ($10^6 * 400$) متر مکعب آب سالانه در رودخانه رها شود. نیاز جریان زیست محیطی تابعی از جریان رودخانه می باشد. با توجه به شروع سال آبی از مهرماه و افزایش نزولات جوی و جریان رودخانه ها، نیاز جریان زیست محیطی در تمام سطوح تنانت افزایش یافته و در فروردین ماه به نقطه اوج خود می رسد. از فروردین ماه نیاز جریان زیست محیطی شروع به کاهش می کند و با گرم شدن هوا و افزایش برداشت از آب



شکل ۵- تفاوت سطوح نیاز جریان زیست‌محیطی کل در ایستگاه نظام‌آباد زرينه‌رود

Figure 5- Different levels of total environmental flow requirement (EFR) in the (Nezamabad station) Zarrinehrood river

بررسی دقیق‌تر با روش SQQE نتیجه می‌شود که ایستگاه مورد مطالعه علاوه بر کمبود کمی از نظر کیفی با داشتن شاخص کیفی معادل ۱/۰۸ و بالاتر از حد معین ۱، دچار کمبود کیفی آب نیز می‌باشد. هر چند شاخص SQQE از نظر محاسبه، درک و تعمیم دادن به سایر مناطق بسیار آسان است اما محدودیت‌هایی نیز دارد. برای ارزیابی کامل‌تر باید اطلاعات بیشتری در نظر گرفته شود. محدودیت بارز شاخص SQQE عدم کاربرد ردپای آب سبز در محاسبه این شاخص می‌باشد.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه، کمبود آب با در نظر گرفتن همزمان کمیت آب، کیفیت آب و نیاز جریان زیست‌محیطی در حوضه رودخانه زرينه‌رود ایران ارزیابی شد. و با روش اسمختین به عنوان یک روش دیگر ارزیابی کمبود آب مقایسه شد، شاخص اسمختین کمبود آب حوضه را، فقط از نظر کمی، ولی شاخص SQQE از نظر کمی، کیفی و نیاز جریان زیست‌محیطی ارزیابی و ارائه می‌نماید. نتایج نشان می‌دهد که منطقه مورد مطالعه از هر دو مسئله کمبود آب کمی و کیفی رنج می‌برد. نیاز جریان زیست‌محیطی برای حفظ سطح اکولوژیکی خوب، در بعضی از ماه‌های سال کافی نیست. آلودگی آب نقش اساسی در ایجاد کمبود آب در حوضه رودخانه دارد. این نشان می‌دهد که حل مشکل کمبود آب، تنها با کاهش مصرف آب میسر نیست. توجه به کاهش آلودگی آب و حفاظت کیفی آب نیز لازم است. روش SQQE در مناطقی که با کمبود داده‌های هیدرولوژیک مواجه هستند نیز می‌تواند به کار برده شود.

شاخص اسمختین یا همان S Quantity ایستگاه نظام‌آباد زرينه‌رود، ۱/۰۲ و S Quality، ۱/۰۸ به دست آمد. مقدار هردو بالای حد استاندارد ۱، و نشانگر آن بود که ایستگاه مورد مطالعه از نظر کمیت و کیفیت دچار کمبود می‌باشد. شاخص کمبود آب SQQE برای این حوضه، ۱/۰۸ (۳۳/۱۱٪) می‌باشد. می‌توان نتیجه گرفت که ۳۳/۱۱٪ کل منابع آب آبی رودخانه، تحت عنوان نیاز جریان زیست‌محیطی برای حفظ شرایط اکولوژیکی زیستگاه در سطح خوب لازم است. درصدهای دیگر نیاز جریان زیست‌محیطی برای نشان دادن دیگر شرایط سطوح اکولوژیکی زیستگاه به کار برده می‌شوند.

در این ایستگاه، درحالی که نیاز جریان زیست‌محیطی تامین بوده و شرایط اکولوژیکی خوبی برای زیستگاه فراهم آورده است. S Quantity نشان می‌دهد که مصرف آب ۱/۰۲ برابر آب آبی قابل دسترسی است و S Quality نیز نشان می‌دهد که جهت از بین بردن آلودگی آب و داشتن کیفیت آب استاندارد ۱/۰۸ برابر منابع آب آبی، آب لازم است.

دیگر روش‌های تعیین نیاز جریان زیست‌محیطی به داده‌های طولانی مدت مختلفی نیاز دارند. تنها روشی که فقط با استفاده از داده‌های هیدرولوژیک می‌تواند نیاز جریان زیست‌محیطی را محاسبه نماید روش تنانت است. کمبود داده در این حوضه موجب شد نیاز جریان زیست‌محیطی با روش تنانت محاسبه شود. بعد از محاسبه کمبود آب با شاخص اسمختین و شاخص SQQE این شاخص‌ها را با هم مقایسه شدند. روش اسمختین کمبود آب را فقط از نظر کمی بررسی می‌نماید. شاخص اسمختین معادل ۱/۰۲ و بالاتر از حد معین ۱ می‌باشد و کمبود کمی در ایستگاه مورد نظر مشاهده می‌شود. با

منابع:

- 1- Adams Janine B. 2014. A review of methods and frameworks used to determine the environmental water requirements of estuaries. *Hydrological Sciences Journal* 59(3-4): 451-465.
- 2- Alcazar J., and Palau A. 2010. Establishing environmental flow regimes in a Mediterranean watershed based on a regional classification. *Journal Hydrology* 388: 41-51.
- 3- Anisfeld S.C. 2010. *Water Resources*. Island Press, Connecticut Ave., NW, Washington.
- 4- Arthington A.H. 2012. *Environmental Flow: Saving Rivers in the Third Millennium*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California, USA.
- 5- Bhakdisongkhram T., Koottatep S., and Towprayoon S. 2007. A water model for water and environmental management at Mae Moh Mine area in Thailand. *Water Resource Management* 21: 1535-1552.
- 6- Cai X., Rosegrant M.W., and Ringler C. 2003. Physical and economic efficiency of water use in the river basin: implications for efficient water management. *Water Resource* 1: 1-12.
- 7- Cosgrove W.J., and Rijsberman F.R. 2000. *World Water Vision: Making Water Everybody's Business*, Earth scan Public Ltd London U.K.
- 8- Falkenmark M., Lundqvist J., and Widstrand C. 1989. Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches. *National Resource Forum* 13: 258-267.
- 9- Franke N.A., Boyacioglu H., and Hoekstra A.Y. 2013. Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines. *Value of Water Research Report Series*, No.65. UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- 10- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M., and Mekonnen M.M. 2011. *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. Earths can Press, London, UK.
- 11- Hoekstra A.Y., Mekonnen M.M., Chapagain A.K., Mathews R.E., and Richter B.D. 2012. Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. *PLOS ONE*, 7: e32688.
- 12- Hoekstra A.Y. 2016. A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA. *Ecological Indicators* 66: 564-573.
- 13- Khalifeh S., Khoshnazar A. 2018. Evaluation of water quality in Zarrinehrood River using the standard quality index of Iran's Surface Water Resources. *Water & Wastewater Science & Engineering* 3 (1): 22-34, spring. (In Persian with English abstract)
- 14- King J.M., Tharme R.E., and De Villiers M. 2000. Environmental flow assessments for rivers: manual for the building block methodology. In: De Villiers, M (Ed), *Water Research Commission*, Pretoria, South Africa.
- 15- Kirby J.M., Connor J., Ahmad M.D., Gao L., and Mainuddin M. 2014. Climate change and environmental water reallocation in the Murray Darling Basin: impacts on flows, diversions and economic returns to irrigation. *Journal Hydrology*. (In press).
- 16- Kumara B.K.H., and Srikantaswamy S. 2011. Environmental flow requirements in Tungabhadra River, Karnataka, India. *National Resource* 20(3): 193-205.
- 17- Liu J., Liu Q., and Yang H. 2016. Assessing water scarcity by simultaneously considering environmental flow requirements, water quantity, and water quality. *Ecology Indicator* 60: 434-441.
- 18- Liu J., Yang H., Gosling S.N., Kumm M., Florke M., Pfister S., Hanasaki N., Wada Y., Zhang X., Zheng C., Alcamo J., and Oki T. 2017. Water scarcity assessment in the past, present, and future. *Earth's Future* 5: 545-559.
- 19- Men B., Yu T., Kong F., and Yin H. 2014. Study on the minimum and appropriate instream ecological flow in Yitong River based on Tennant method. *National Environmental Pollution Technology* 13(3): 541-546.
- 20- Nilsalab P., Gheewala S.H., and Silalertruksa T. 2017. Methodology development for including environmental water requirement in the water stress index considering the case of Thailand. *Journal of Cleaner Production* 167: 1002-1008.
- 21- Nilsalab P., Gheewala S.H., and Pfister S. 2018. Method Development for Including Environmental Water Requirement in the Water Stress Index. *Water Resource Management* 32: 1585-1598.
- 22- Nilsalab P., and Gheewala S.H. 2019. Assessing the Effect of Incorporating Environmental Water Requirement in the Water Stress Index for Thailand. *Sustainability*, 11,152.
- 23- Pastor A.V., Ludwig F., Biemans H., Hoff H., and Kabat P. 2014. Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. *Hydrology Earth System Science* 18(12): 5041-5059.
- 24- Pfister S., Koehler A., and Hellweg S. 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* 43: 4098-4104.
- 25- Pfister S., Boulay A.M., Berger M., Hadjikakou M., Motoshita M., Hess T., Ridoutt B., Weinzettel J., Scherer L., Doll P., Manzardo A., Nunez M., Verones F., Humbert S., Buxmann K., Harding K., Benini L., Oki T., and Henderson A. 2017. Understanding the LCA and ISO water footprint: a response to Hoekstra (2016) a critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA. *Ecological Indicators* 72: 352-359
- 26- Sandoval-Soils S., A.M.ASCE D. C., and McKinney M.ASCE. 2014. Integrated water management for

- environmental flows in the Rio Grande. *Journal of Water Resources Planning and Management* 140(3): 355-364.
- 27- Smakhtin V.U., Revenga C., and Döll P. 2004. Talking into account environmental water requirements in global-scale resources assessments. *Comprehensive Assessment Research Report 2*. Colombo, Sri Lanka.
- 28- Smakhtin V.U., Revenga C., and Döll P. 2004. A pilot global assessment of environmental water requirements and scarcity. *Water International* 29: 307-317.
- 29- Smakhtin V.U., Shilpakar R.L., and Hughes D.A. 2006. Hydrology-based assessment of environmental flows: an example from Nepal. *Hydrology Science Journal* 51(2): 207-222.
- 30- Sullivan C.A., Meigh J.R., Giacomello A.M. 2003. The water poverty index: development and application at the community scale. *National Resource Forum* 27: 189-199.
- 31- Sun T., Yang Z.F., and Cui B.S. 2008. Critical environmental flows to support integrated ecological objectives for the Yellow River Estuary, China. *Water Resource Management* 22: 973-989.
- 32- Sun T., Xu J., and Yang Z.F. 2013. Environmental flow assessments in estuaries based on an integrated multi-objective method. *Hydrology Earth System Science* 17: 751-760.
- 33- Tennant D.L. 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* 1: 6-10.
- 34- Tharme R.E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Resource Application* 19: 397-441.
- 35- Tharme R.E., and Smakhtin V.U. 2003. Environmental flow assessment in Asia: capitalizing on existing momentum. In: *Proceedings of the First Southeast Asia Water Forum Chiang Mai Thailand* 2: 301-313.
- 36- The Iranian Department of Environment 2016. Iran water quality index for surface water resources-conventional parameters (IRWQISC), <https://www.doc.ir/portal/file/?696074/>.
- 37- Van vliet M.T.H., Franssen W.H.P., Yearsley J.R., Ludwig F., Haddeland I., Lettenmaier D.P., and Kabat P. 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change* 23: 450-464.
- 38- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Liermann C.R., and Davies P.M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467: 555-561.
- 39- Xia J., Feng H.L., Zhan C.S., and Niu G.W. 2006. Determination of a reasonable percentage for ecological water use in the Haihe River Basin, China. *Pedosphere* 16(1): 33-42.
- 40- Xia X., Yang Z., and Wu Y. 2009. Incorporating Eco-environmental Water Requirement in Integrated Evaluation of Water Quality and Quantity. A study for the Yellow River. *Water resource management*, 23: 1067-1079. DOI: 10.1007/s11269-008-9315-z.
- 41- Yang Z., Cui B., and Liu J. 2005. Estimation methods of eco-environmental water requirements: Case study. *Ser D Earth Sciences*, Vol.48 No.8: 1280-1292. DOI: 10.1360/02yd0495.
- 42- Yang Z.F., Liu J.L., Cui B., and Zhong P. 2008. Eco-environmental water demands for the Baiyangdian Wetland. *Front Environ Science Engineering China*, 2(1): 73-80. DOI: 10.1007/s11783-008-0015-y.
- 43- Zeng Z., Liu J., Koeneman P.H., Zarate E., and Hoekstra P.D.I.A. 2012. Assessing water footprint at river basin level: a case study for the Heihe River Basin in Northwest China. *Hydrology Earth System Science Discussion* 9: 5779-5808.
- 44- Zeng Z., Liu J., and Savenije H.H.G. 2013. A simple approach to assess water scarcity integrating water quantity and quality. *Ecology Indicator* 34: 441-449.
- 45- Zhou L.I., Zhong Q.I., Xia Z.H., and Cheng Q.I. 2014. Calculation of Eco-environmental Water Demand for River Dalinghe *Applied Mechanics and Materials*, ISSN 1662782, 535: 276-280.



Evaluation of Water Scarcity by Determining Quantity and Quality and Environmental Flow Requirement of Zarrinehrood

B. Sarcheshmeh^{1*}- J. Behmanesh²- V. Rezaverdinejad³

Received: 02-09-2019

Accepted: 19-04-2020

Introduction: Drying Urmia Lake, located in northwest of Iran, is mainly related to the reduction in rivers flowing into the lake and hydrological parameters changes. Considering the importance and critical ecological conditions of Urmia Lake, the purpose of this research is to accommodate the environmental water requirement in managing rivers leading to the lake, including Zarrinehrood as the largest river to the lake. Moreover, water scarcity was assessed by QQE approach in this basin.

Materials and Methods: Tennant method is easy, rapid, inexpensive, and is based on empirical relationships between the recommended percent of the MAF. The ecological conditions of the river have been determined for use in this method. In this study, different levels of EFR were calculated to protect the relevant levels of habitat quality defined in the Tennant method. Also the fraction of Blue Water Resources (BWR) required to protect a "good" level of habitat quality was considered as the suitable EFR. If it is less than the lower limit, the habitat quality will be in degraded status.

$$EFR = \sum_{i=1}^{12} e_{ij} \quad , \quad e_{ij} = 3600 * 24 * n_i * Q_i * P_{ij}$$

S_{QQE} is a complete index to demonstrate water scarcity by considering water quantity and quality and EFR indicator.

$$S_{QQE} = S_{quantity}(P) | S_{quality} \quad , \quad S_{quantity} = \frac{BWF}{BWA} = \frac{W \times R}{(BWR - EFR)} \quad , \quad S_{quality} = \frac{GWF}{BWR}$$
$$GWF = \frac{L}{(C_{max} - C_{nat})}$$

The Smakhtin method provided an indicator for assessing the water scarcity.

$$WSI = \frac{Withdrawals}{MAR - EWR}$$

Where WSI is the index of water scarcity, MAR is the mean annual flow and EWR is the environmental water requirement of river. If the water scarcity index is more than one, the river would suffer from water shortage and not be able to meet the environmental water requirement. When the water scarcity index is between 0.6 and 1, the river would be under stress, and if it is between 0.3 and 0.6 Harvesting conditions from the river is moderate, and if it is less than 0.3 the river is ecologically safe and has no shortage.

Results and Discussion: According to the Smakhtin method, can be noticed that the calculations of this method are the same quantitative index of the other method used in this research. Only the quantitative conditions are evaluated in the Smakhtin method. However, in addition to the quantity (blue water footprint), environmental requirement and water quality are also included in the other method used in this research. Figure 1 shows the mean annual flow (MAF) and environmental flow requirement (EFR). As shown in figure 1, the majority river flow has been conducted from January to June and the rest from July to December. The annual BWR in the Nezamabad station was equal to 1208×10^6 (m³/year). To protect the habitat health of Zarrinehrood river at a good level, 400×10^6 (m³) of water must be left in the river per year. Therefore EFR was equivalent to 33.11% of the annual BWR. It is about one-third of total BWR.

In this station, EFR ranged from 60×10^6 (m³/year) as severely degraded to 2400×10^6 (m³/year) as maximum habitat health situation by using the Tennant table (Fig 2).

1, 2 and 3- Ph.D. Student, Professor and Associate Professor of Water Engineering Department, Urmia University, respectively.

(*- Corresponding Author Email: behjat.sarcheshme@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.82187

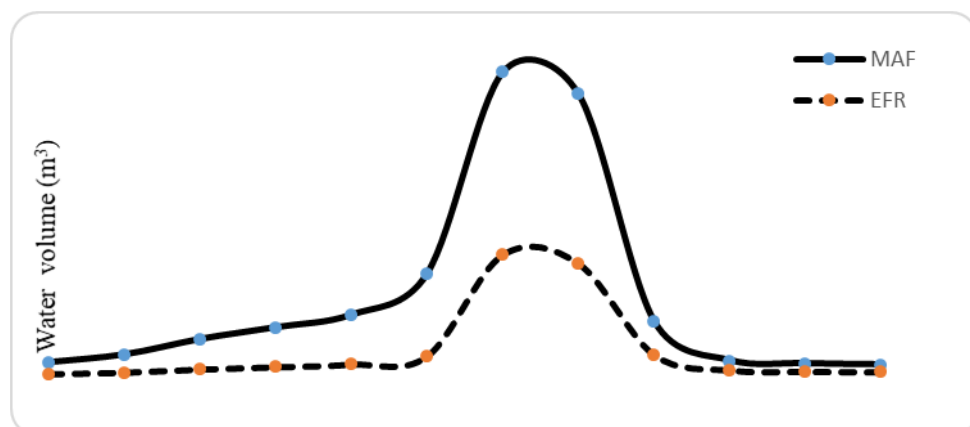


Figure 1- Environmental flow requirement (EFR) and mean annual flow (MAF) for the (Nezamabad station) Zarrinehrood river basin

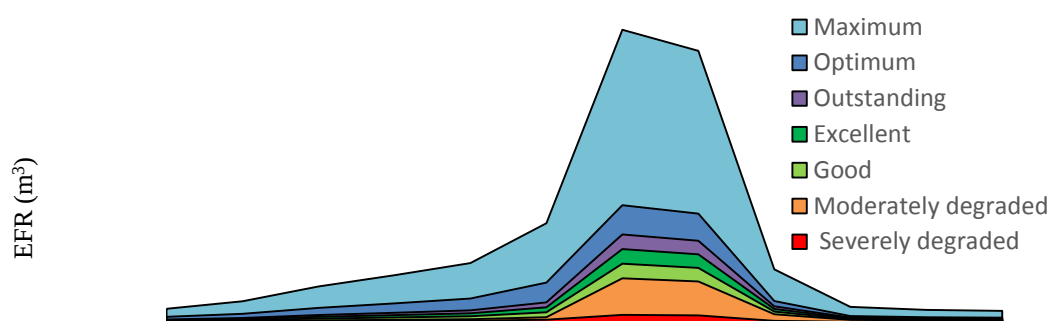


Figure 2- Different levels of total environmental flow requirement (EFR) in the (Nezamabad station) Zarrinehrood river. Habitat quality levels with the flows shown in table 3 (Tennant) have be matched

The BWF and the BWA for the studied station were calculated 830×10^6 and 808×10^6 (m^3/year), respectively. The BWF is 1.02 times the BWA. Therefore, the $WSI_{Smakhtin}$ and $S_{Quantity}$ will be 1.02.

The total GWF in this station was 1.08 times the BWR. Thus, the $S_{Quality}$ will be 1.08.

P is a demonstrator that shows the percentage of EFR in total BWR. It is related with the EFR to protect the habitat quality in a "good" level.

As you know, the number in the bracket shows that 33.11% of the total BWR of the basin is required as EFR, for maintaining the ecological habitat condition at the 'good' level. Other percentages of EFR are used to represent other ecological levels of habitat condition.

The $S_{Quantity}$ and $S_{Quality}$ for the Nezamabad station in Zarrinehrood river basin were obtained 1.02 and 1.08, respectively. Both indices are above the threshold (1.0), and the basin suffer from both qualitative and quantitative deficiencies. Thus, the final water scarcity indicator, S_{QQE} , is 1.02 (33.11%) | 1.08.

Conclusion: The EFR for protecting the good ecological level is not enough in some months during a year. Water scarcity was evaluated by simultaneously considering water quantity, water quality and EFR in the Zarrinehrood river basin in Iran. Compared with the Smakhtin method as another method of water scarcity assessment, the Smakhtin Index is only quantitatively, but the S_{QQE} Index provides a comprehensive assessment of the water scarcity. The results imply that the studied region is suffering from both water quantity, water quality problems. The water pollution has a big role in causing the water scarcity in the river basin. This shows that only aiming on reducing water consumption cannot help impressive reduce the water scarcity. It is necessary to pay attention to reduce water pollution and water conservation. Even in the areas that the hydrological and ecological data are rare, the QQE approach as a holistic method could be used.

Keywords: Environmental flow requirement, Water quality, Water footprint, Water scarcity, Zarrinehrood

مقاله علمی-پژوهشی

شبیه‌سازی عملکرد، تبخیرتعرق، نیاز آبی و کارایی مصرف آب گندم با استفاده از مدل CERES-WHEAT-DSSAT در دشت شهرکرد

صغری توفیق^۱ - داریوش رحیمی^{۲*} - حجت الله یزدان‌پناه^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۰/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۲/۲۰

چکیده

هدف از این مطالعه ارزیابی مدل CERES-WHEAT برای برآورد تبخیرتعرق، نیازآبی، عملکرد و کارایی مصرف آب محصول گندم در دشت شهرکرد است. تحقیقات مزرعه‌ای برای انتخاب مناسب‌ترین روش‌های کاشت یا برآورد محصول معمولاً هزینه بر بوده و نیاز به زمان طولانی دارد. مدل‌های شبیه‌سازی رشد محصول مناسب‌ترین روش برای کم کردن این هزینه و زمان می‌باشند. مدل CERES-WHEAT یکی از کارآمدترین مدل‌ها برای شبیه‌سازی رشد گیاه گندم است. برای تعیین کارایی و انتخاب مدل بهینه برآورد تبخیرتعرق و عملکرد محصول گندم از داده‌های لایسیتومتر ثبت شده ایستگاه تحقیقات کشاورزی استفاده شد. آنالیز حساسیت روش‌های برآورد تبخیرتعرق فائو-پنمن-مونتیث و پرستلی-تیلور مدل CERES-WHEAT، مشخص کرد که روش فائو-پنمن-مانتیث با مقادیر MAD برابر ۰/۹۵، MSE برابر ۰/۹۵، RMSE برابر ۱/۵۷ و ضریب همبستگی ۰/۹۷ روش بهینه‌ای برای برآورد تبخیرتعرق محصول گندم در دشت شهرکرد است. نتایج آزمون آماری نشان داد که عملکرد محصول با این روش دارای حداقل خطا با داده‌های مشاهداتی بود. خروجی‌های مدل نشان داد روش فائو-پنمن-مونتیث مدل CERES-WHEAT کارایی بالایی برای شبیه‌سازی رشد و برآورد تبخیرتعرق گندم در شرایط آب‌وهوایی شهرکرد دارد.

واژه‌های کلیدی: پرستلی-تیلور، تبخیرتعرق، فائو-پنمن-مونتیث، لایسیتومتر، CERES-WHEAT-DSSAT

مقدمه

در مدیریت مزرعه است.

گندم گسترده‌ترین محصولی است که در جهان کشت می‌شود. تغییرات آب‌وهوا و خشکسالی‌های پی در پی باعث تشدید تنش‌های آبی، افزایش نیاز آبی و آسیب‌پذیری این محصول شده است. بنابراین مدیریت منابع و نهاده‌های کشاورزی (آب، خاک، بذر، کود و...) برای رشد این محصول ضروری به نظر می‌رسد.

معمولاً برای یافتن بهترین راهکارهای زراعی تحقیقات مزرعه‌ای انجام می‌پذیرد. این تحقیقات با هدف افزایش عملکرد در واحد سطح، مدیریت آب، به‌نژادی و... معمولاً نیاز به زمان و هزینه زیادی دارد. لذا مدل‌های شبیه‌سازی رشد ابزار ارزشمند و مهمی برای ارزیابی عملکرد محصول با توجه به داده‌های ورودی، عوامل محیطی و شیوه‌های مدیریتی است. مدل‌های آماری و شبیه‌سازی عددی به طور گسترده‌ای برای تشخیص روابط بین آب‌وهوا و محصولات کشاورزی استفاده می‌شود. اما تأثیر عوامل غیر آب‌وهوایی (مانند تغییرات رقم و کود) بر عملکرد محصول نادیده گرفته می‌شود (۷). به همین دلیل،

آب به عنوان مهم‌ترین و محدودکننده‌ترین عامل تولید، نقش اصلی در فعالیت‌های زراعی ایفا می‌کند. تبخیرتعرق به عنوان یکی از اجزای مهم چرخه آب نقش بارزی در مدیریت منابع آب و نیاز آبی گیاه دارد. افزایش مقدار تبخیرتعرق از این جهت یک مشکل فیزیولوژیکی برای گیاه به حساب می‌آید که تعرق بیش‌تر از جذب آب بوده و در نتیجه بازدهی محصول را کم می‌کند. اعمال محدودیت‌های آبیاری شامل استفاده از آب کم و به حداقل رساندن تبخیرتعرق در طی مراحل بحرانی رشد، برای به حداقل رساندن محصول از جمله تلاش‌های صورت گرفته برای مقابله با این مشکل بوده است. بنابراین آگاهی داشتن از مقدار تبخیرتعرق گیاه گامی موثر

۱- دانشجوی دکتری رشته آب و هواشناسی کشاورزی، دانشگاه اصفهان

۲ و ۳- دانشیاران گروه جغرافیای طبیعی، دانشگاه اصفهان

(Email: d.rahimi@geo.ui.ac.ir)

(*)- نویسنده مسئول:

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.84847

گردید. قبل از کاشت گیاه خاک درون لایسیمتر آبیاری گردید و دو روز بعد کاشت گیاه انجام شد. تبخیر-تعرق گیاه گندم از طریق لایسیمتر با استفاده از رابطه تعادل آبی زیر به دست آمد:

$$ETc = I + P - D \pm \sum_{i=1}^n (Pw1 - Pw2)$$

که در آن ETc تبخیر-تعرق واقعی گیاه در دوره هفتگی بر حسب میلی‌متر، I آب آبیاری بر حسب میلی‌متر در دوره هفتگی، P میزان بارش بر حسب میلی‌متر در دوره هفتگی، D آب زهکش بر حسب میلی‌متر در دوره هفتگی، $Pw1$ رطوبت خاک زمان گذشته بر حسب میلی‌متر (رطوبت خاک هفته قبل)، $Pw2$ رطوبت خاک زمان حال بر حسب میلی‌متر (رطوبت خاک هفته بعد) (۱۵).

ضریب همبستگی پیرسون یکی از روش‌هایی است که برای طبقه‌بندی داده‌ای از روابط بین متغیرها استفاده می‌شود. این ضریب بر اساس ماتریس کوواریانس داده‌ها، استحکام رابطه بین دو بردار را ارزیابی می‌کند:

$$R(\alpha_i, \alpha_j) = \frac{cov(\alpha_i, \alpha_j)}{\sqrt{var(\alpha_i) \cdot var(\alpha_j)}}$$

که در آن $cov(\alpha_i, \alpha_j)$ کوواریانس، $var(\alpha_i)$ واریانس α_i و $var(\alpha_j)$ واریانس α_j است. ضریب همبستگی پیرسون مقداری بین +۱ و -۱ نشان می‌دهد. +۱ به معنی همبستگی کامل مثبت و -۱ منفی به معنی همبستگی کامل منفی است. (۳۴).

در ادامه برای محاسبه میزان خطای نتایج هر کدام از مدل‌ها نسبت به داده‌های لایسیمتر از روش ریشه میانگین مربعات خطا ($RMSE$)، متوسط قدر مطلق خطا (MAD) و خطای میانگین مربعات (MSE) استفاده شد.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \hat{X}_i)^2}{n}}$$

که در آن n تعداد مشاهدات، $\hat{X}_i$ مدل پایه و X_i مدل‌های وابسته می‌باشد (۳۵).

$$MAD = \frac{\sum_{i=1}^n |A_t - F_t|}{n}$$

که در آن n تعداد مشاهدات، A_t متغیر مستقل و F_t متغیر وابسته است (۲۵).

$$MSE = \frac{1}{n} \sum (A_t - F_t)^2$$

که در آن n تعداد مشاهدات، A_t متغیر مستقل و F_t متغیر وابسته است (۱).

مدل‌های دینامیکی شامل WOFOST^۲، EPIC^۱، SOCRUS، APSIM^۳، DSSAT^۴ در زمینه واکنش محصول به تغییرات آب، نیتروژن و آب‌وهوا مورد استفاده قرار می‌گیرند. در بین این مدل‌ها، DSSAT دارای مدل‌های جداگانه برای محصولات مختلف است و می‌تواند رشد و تولید محصولات زراعی سالانه را به صورت کمی پیش‌بینی کند.

در رابطه با تبخیر-تعرق، نیاز آبی و مدل‌سازی محصولات زراعی شامل گندم (۵ و ۷) پنبه (۱۱ و ۱۷)، ذرت (۴، ۲۰، ۲۲ و ۲۳) لوبیا (۹)، برنج (۱۳) و غیره مدل DSSAT بطور گسترده‌ای در سراسر جهان مورد استفاده قرار گرفته است. DSSAT از شیوه‌های مختلف مدیریتی و شرایط مختلف آب‌وهوایی (۲۲، ۱۳ و ۱۸)، مدیریت آبیاری، پیش‌بینی عملکرد (۸، ۲۶، ۲ و ۳۱)، تغییر آب‌وهوا (۲۷ و ۱۹)، مدیریت کود (۳۳ و ۲۱) و غیره را برای مدل‌سازی محصولات زراعی در نظر می‌گیرد.

این مطالعات ثابت کردند که DSSAT ابزاری مفید و قابل اعتماد برای شبیه‌سازی رشد، عملکرد، تبخیر-تعرق و آب مورد نیاز محصول است.

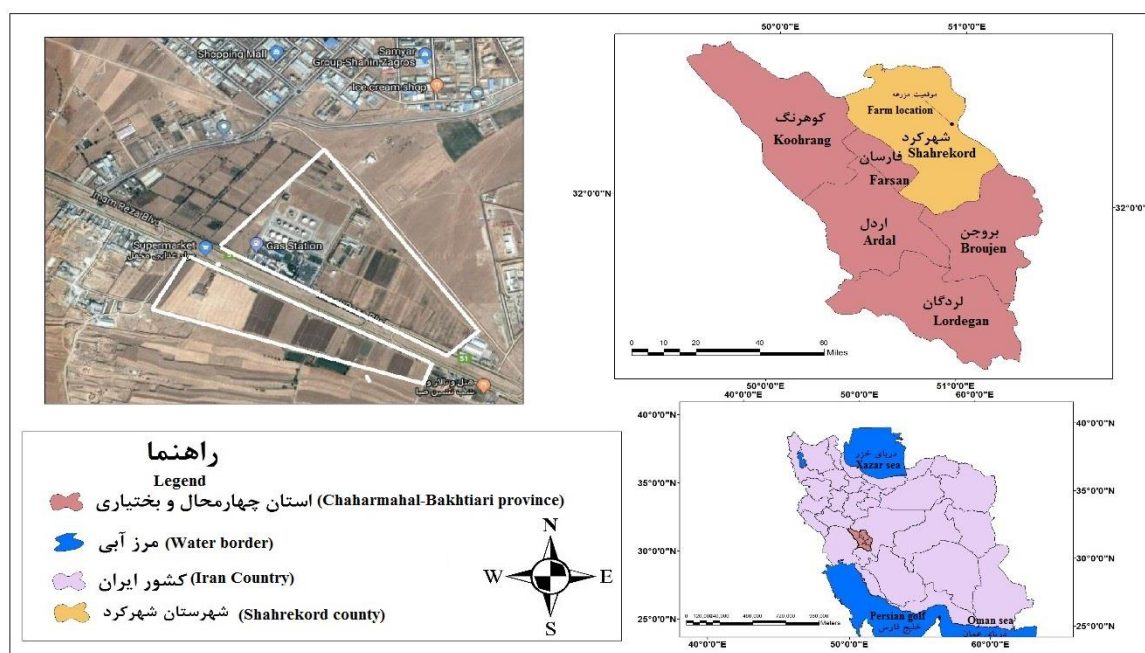
در مطالعات انجام شده در ایران با استفاده از مدل DSSAT، پژوهشگران بیشتر عملکرد و رشد محصول، رطوبت خاک و آبیاری را ارزیابی کرده‌اند (۱۴، ۱۶، ۱۲، ۲۸، ۲۹، ۶ و ۳). تحقیقات در زمینه کارایی مدل DSSAT برای برآورد تبخیر-تعرق و نیازآبی بسیار کم بوده است.

مواد و روش‌ها

موقعیت جغرافیایی منطقه: دشت شهرکرد در ۳۲ درجه و ۲۹ دقیقه تا ۳۲ درجه و ۳۸ دقیقه عرض جغرافیایی و ۵۰ درجه و ۴۷ دقیقه تا ۵۰ درجه و ۵۵ دقیقه طول جغرافیایی گسترده شده و ارتفاع آن ۲۰۶۶ متر از سطح دریا می‌باشد (شکل ۱).

مواد: در این پژوهش از داده‌های ۲۰ ساله (۱۹۹۹-۲۰۱۷) ایستگاه هواشناسی کشاورزی شهرکرد و نیز از داده‌های ۲ ساله (۱۳۷۵-۱۳۷۷) ایستگاه لایسیمتر مرکز تحقیقات هواشناسی کشاورزی شهرکرد استفاده گردید. لایسیمتر در قطعه زمینی به مساحت ۱۶۰۰ متر مربع به قطر ۳ متر نصب و در کنار لایسیمتر چاهک اندازه‌گیری زهکش به مساحت ۲ متر مربع و عمق ۳/۵ متر از سطح زمین احداث

- 1- Erosion Productivity Impact Calculator
- 2- World Food Studies
- 3- Agricultural Production Systems sIMulator
- 4- Decision Support System for Agrotechnology Transfer



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی دشت شهرکرد و مزرعه تحقیقاتی
Figure 1- Geographical location of Shahrekord plain and research farm

خاکشناسی از زیر مدل SBUILD استفاده می‌شود. اطلاعات هواشناسی باید حداقل مشتمل بر درجه حرارت حداکثر و حداقل، تشعشع خورشیدی و میزان بارندگی باشند که توسط زیر مدل Weather Man برای مدل تعریف می‌شود (۱۲).

نتایج و بحث

نتایج آزمایش مزرعه

این آزمایش در ایستگاه تحقیقات چهارتخته شهرکرد انجام گردید. ویژگی‌های شیمیایی خاک مزرعه به همراه اطلاعات عملکرد محصول و مقدار تبخیرتعلق در جداول ۳-۱ آمده است. قبل از کاشت گیاه خاک درون لایسیمتر آبیاری گردید. ۲ روز بعد از آبیاری اقدام به کاشت ۱۲۰۰۰ بوته در هر هکتار گردید.

مقدار تبخیرتعلق گندم از زمان کاشت (۲۸ مهر) تا زمان برداشت محصول (۲۳ تیر) ۶۱۱،۲۴ میلی‌متر بود. بارش در طول فصل زمستان کم ولی مداوم و به مقدار ۱۲۷ میلی‌متر می‌باشد که معادل تبخیرتعلق در این زمان از رشد می‌باشد. در فصل گرم سال یک چهارم تبخیر تعلق از طریق بارندگی تامین می‌شود. متوسط تبخیرتعلق فصل زمستان برابر ۰،۸۷ میلی‌متر در روز و در فصل رویش ۴ میلی‌متر در روز می‌باشد. از زمان کاشت تا برداشت نیز ۲،۴۲ میلی‌متر در روز است که حداکثر آن ۷،۸ و حداقل آن ۲،۳۲ میلی‌متر در روز ثبت شده است.

برای انجام این تحقیق، از مدل CERES^۱-Wheat استفاده شد. این مدل از گروه مدل‌های DSSAT4.7 می‌باشد که برای غلات تهیه شده است.

سیستم پشتیبانی تصمیم‌گیری برای انتقال فناوری کشاورزی (DSSAT) برای شبهه‌سازی رشد، توسعه و عملکرد محصول در یک منطقه یکنواخت، و همچنین تغییرات آب، کربن و نیتروژن خاکی که در طی دوره کاشت تحت سیستم کشت قرار می‌گیرند، مورد استفاده قرار می‌گیرد. این مدل شبهه‌سازی رشد و عملکرد ۴۲ محصول را انجام می‌دهد. داده‌های ورودی مورد نیاز برای این مدل شامل داده های آب و هواشناسی (کمینه و بیشینه دما، رطوبت نسبی، تابش خورشید، باران و...)، داده‌های مدیریت خاک و مدیریت محصول (تنوع، فاصله ردیف، جمعیت گیاه، کود و تاریخ مصرف آن و میزان آبیاری) می‌باشد (۳۳).

برای استفاده از مدل، لازم است که داده‌های مورد نیاز برای شبهه سازی، تحت فایل‌های خاصی سازماندهی و به مدل ارائه شوند. این فایل‌ها هر کدام جنبه خاصی از رشد و نمو گیاه و یا شرایط محیطی را نشان می‌دهند. فایل X شامل اطلاعات مدیریت زراعی می‌باشد که توسط زیر مدل XBIULD به مدل ارائه می‌شود. برای ساخت فایل

1- Crop Estimation through Resource and Environment Synthesis

۰,۴۲ و وزن هر دانه داخل خوشه ۱,۵ گرم در هر خوشه می‌باشد (جدول ۲).

راندمان تولید کل محصول برابر ۲,۰۳ کیلوگرم بر متر مکعب و راندمان تولید دانه معادل ۰,۸۳۰ کیلوگرم بر متر مکعب آب است. به ازای هر ۴۹۲ لیتر آب یک کیلوگرم کل محصول و هر ۱۲۰۴ لیتر آب یک کیلوگرم دانه تولید می‌شود. راندمان مصرف آب ۹۱ درصد می‌باشد.

مقدار کل آب زهکشی شده در طول دوره رشد ۷۶,۰۴ میلی‌متر است که معادل ۸,۸ درصد کل بارندگی است. این نشان می‌دهد آب زهکشی خارج شده از خاک رقم پایینی است و آبیاری راندمان بالایی داشته است.

میزان عملکرد کل محصول برابر ۱۴۴۶۰ کیلوگرم در هکتار، میزان عملکرد دانه برابر ۵۵۶۰ کیلوگرم در هکتار و میزان عملکرد کاه و کلش ۸۹۰۰ کیلوگرم در هکتار بود. شاخص برداشت محصول

جدول ۱- تبخیر تعرق به دست آمده از لایسیمتر نصب شده در مزرعه تحقیقاتی (میلی‌متر در روز)

Table 1- Evapotranspiration obtained from the LySimeter installed at the research farm (mm/day)

لایسیمتر Lysimeter	
ژانویه January	0.50
فوریه February	0.43
مارس March	1.68
آوریل April	2.33
می May	3.75
ژوئن June	6.30
جولای July	5.52
اگوست August	2.37
سپتامبر September	
اکتبر October	2.10
نوامبر November	1.39
دسامبر December	0.70

جدول ۲- میزان عملکرد محصول در مزرعه لایسیمتری

Table 2- Performance of the product in the lysimeter farm

مقدار عملکرد Performance amount	Crop performance
5560	عملکرد دانه (کیلوگرم در هکتار) Grain yield (kg / ha)
8900	عملکرد کاه و کلش (کیلوگرم در هکتار) Chaff yield (kg/ha)
15	وزن هر دانه (کیلوگرم در هکتار) Weight of each grain (kg / ha)
0.42	شاخص برداشت Harvest index

جدول ۳- اطلاعات شیمیایی خاک مزرعه تحقیقاتی

Table 3- Chemical data of soil research farm

عمق Depth (cm)	درجه اشباع Saturation degree	هدایت الکتریکی (dS/m) Electric conductivity (ds / m)	واکنش کل اشباع Total saturation reaction PH	مواد خنثی شونده (%) Neutralizing material (%)	کربن آلی (%) Organic carbon (%)	ازت کل (%) Total N (%)	فسفر قابل جذب Phosphor absorbable PPM	پتاسیم قابل جذب Absorbable potassium ppm
0-30	45	0.35	8.07	40.4	0.55	7	8.15	384
30-60	52	0.32	8.08	38	0.48	7.2	7.7	293

۵۳۶۹ کیلوگرم در هکتار و بر اساس روش P.T ۳۲۳۵ کیلوگرم در هکتار می باشد. عملکرد وزن دانه برابر ۱,۷ گرم دانه در هر خوشه است. عملکرد کاه و کلش بر اساس روش F.P.M ۲۴۳۶ کیلوگرم در هکتار و بر اساس روش P.T ۱۵۸۰ کیلوگرم در هکتار است (جدول ۵). این مقادیر نسبت به نتایج مزرعه بسیار پایین هستند.

نتایج صحت سنجی مدل DSSAT-CERES-Wheat

نتایج صحت سنجی خروجی DSSAT با نتایج آزمایش مزرعه ای با استفاده از روش های همبستگی و شاخص های ارزیابی خطا در جدول ۶ آمده است. همبستگی بین اطلاعات مزرعه با روش F.P.M مدل CERES-Wheat بسیار بالا بود و مقدار ۰,۹۷ را نشان داد. این مقدار برای روش P.T ۰,۹۲ به دست آمد. مقادیر MSE, MAD و RMSE برای روش F.P.M به ترتیب برابر ۰,۹۵، ۰,۹۵ و ۱,۵۷ و برای روش P.T به ترتیب ۰,۹۷، ۱,۴۷ و ۱,۲۱ می باشد. با توجه به مقادیر همبستگی و MSE, MAD و RMSE مشخص می شود که مدل توانایی بالایی در شبهه سازی تبخیر تعرق و عملکرد محصول دارد. در بین روش های تعیین تبخیر تعرق روش F.P.M با همبستگی بالا و مقدار خطای پایین دقیق تر از روش P.T می باشد. روش F.P.M برای برآورد مقدار تبخیر تعرق از ۸ مولفه مثل تابش خالص، سرعت باد، دمای هوا، شیب منحنی فشار، شار گرمای خاک، فشار بخار آب اشباع، فشار بخار واقعی برای برآورد مقدار تبخیر تعرق استفاده می کند. روش P.T علاوه بر تابش خالص، شار گرمای داخل خاک و شیب منحنی فشار از گرمای نهان تبخیر و ضریب رطوبتی نیز برای برآورد تبخیر تعرق استفاده می کند. این روش مولفه های میانگین دما، میانگین سرعت باد و فشار بخار آب را که بسیار مهم و تاثیر گذار در رویداد تبخیر تعرق است در نظر نمی گیرد. بنابراین مقدار تبخیر تعرق به دست آمده از این روش خطای بیشتری نسبت به داده های واقعی لایسمتر نشان می دهد.

نتایج واسنجی مدل DSSAT-CERES-Wheat

به منظور واسنجی مدل DSSAT-CERES-Wheat برای گندم در دشت شهرکرد، از نتایج آزمایش مزرعه ای استفاده گردید. ابتدا داده های اقلیمی مورد نیاز وارد مدل شد. از آنجا که برای اجرای مدل داده های تشعشع خورشید مورد نیاز است، با معرفی داده های مربوط به ساعات آفتابی به مدل و مشخص کردن تشعشع خورشید به عنوان داده از دست رفته، این سنجح محاسبه و برای گرفتن خروجی مورد استفاده قرار گرفت. هنگام وارد کردن اطلاعات مزرعه (جدول ۳)، تنش آبی برای دوره رشد محصول در نظر گرفته شد و با انتخاب هر دو روش محاسبه تبخیر تعرق (فائوپنمن مونتهیت^۱، پرستلی تیلور^۲)، دو تیمار برای مدل در نظر گرفته شد و نتایج زیر به دست آمد.

مقدار تبخیر تعرق گندم در طول دوره رشد محصول از طریق روش فائوپنمن مانتهیت ۴۱۳,۵۱ میلی متر و از طریق روش پرستلی-تیلور ۴۸۹,۵۳ میلی متر بود (جدول ۴ و نگاره ۲ و ۳). بارش در طول فصل زمستان کم ولی مداوم و به مقدار ۱۲۷ میلی متر می باشد که معادل تبخیر تعرق در این زمان از رشد می باشد. در فصل گرم سال یک چهارم تبخیر تعرق از طریق بارندگی تامین می شود. متوسط تبخیر تعرق فصل زمستان بر اساس روش F.P.M و P.T به ترتیب برابر ۰,۸۶ و ۱,۲۳ میلی متر در روز و در فصل رویش ۲,۹۸ و ۳,۱۱ میلی متر در روز می باشد. از زمان کاشت تا برداشت متوسط تبخیر تعرق ۱,۵۹ میلی متر در روز برای روش F.P.M است که حداکثر آن ۶,۶۱ و حداقل آن ۰,۳۷ میلی متر در روز و ۱,۸۸ میلی متر در روز برای روش P.T است که حداکثر آن ۵,۶۴ و حداقل آن ۰,۴۵ میلی متر در روز ثبت شده است. مقدار کل آب زهکشی شده در طول دوره رشد ۱۰,۶۳ میلی متر بر اساس روش F.P.M و ۹,۰۲ بر اساس روش P.T است.

میزان عملکرد محصول با توجه به تیمارهای در نظر گرفته شده در جدول ۵ آمده است. بر اساس روش F.P.M عملکرد محصول

1- FAO Penmam_Monteithe (F.P.M)

2- Priestley-Taylor (P.T)

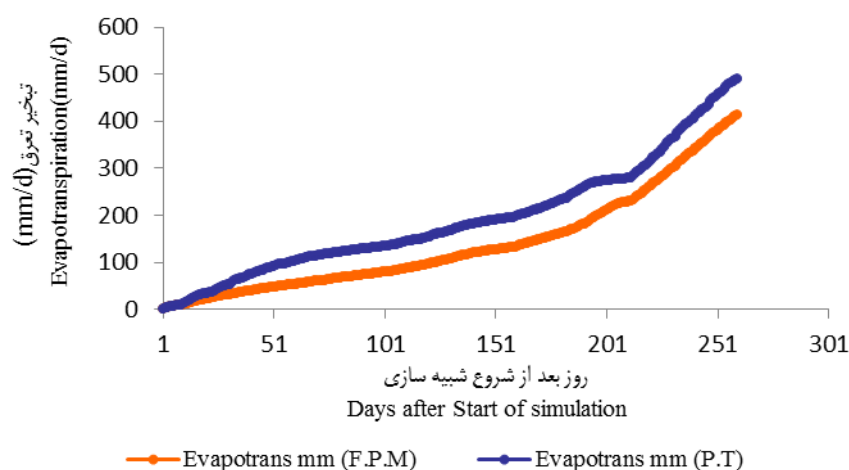
جدول ۴- خروجی واسنجی مدل DSSAT-CERES-Wheat برای تبخیر تعرق (میلی متر در روز)
Table 4- Calibration output of DSSAT-CERES-Wheat model for evapotranspiration (mm/day)

	(فائو. پنمن. مانتیث) FAO Penman-Monteith	(پرستلی-تیلور) Priestley-Taylor
ژانویه January	0.62	0.62
فوریه February	1	1.23
مارس March	0.93	1.01
آوریل April	1.65	2.14
می May	2.81	2.06
ژوئن June	3.92	4.56
جولای July	3.55	3.68
آگوست*		
August		
سپتامبر*		
September		
اکتبر	1	1.17
October		
نوامبر	0.96	2.07
November		
دسامبر	0.67	1.29
December		

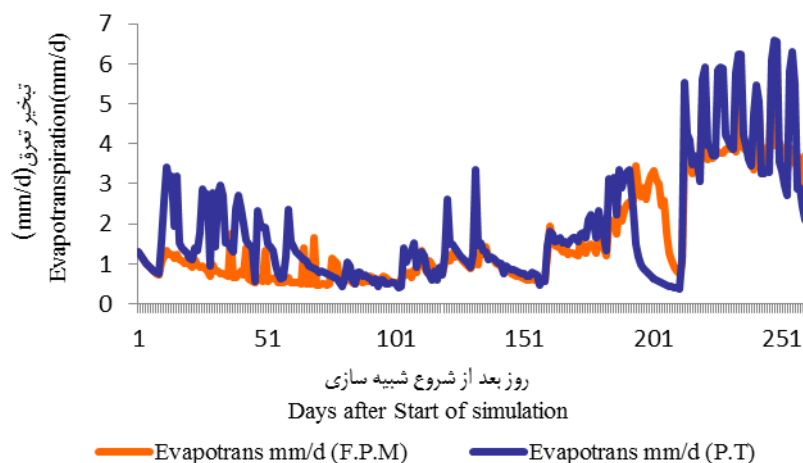
* این ماه‌ها پایان برداشت محصول هستند به همین دلیل مدل خروجی برای آن‌ها ثبت نمی‌کند.

جدول ۵- خروجی DSSAT-CERES-Wheat برای عملکرد محصول
Table 5- DSSAT-CERES-Wheat Output for product performance

	(فائو. پنمن. مانتیث) FAO Penman-Monteith	(پرستلی-تیلور) Priestley-Taylor
عملکرد دانه (کیلوگرم در هکتار) Grain yield (kg/ha)	5369	3235
عملکرد کاه و کلش (کیلوگرم در هکتار) Chaff yield (kg/ha)	2436	1580
وزن هر دانه (کیلوگرم در هکتار) Weight of each grain (kg/ha)	17	17
شاخص برداشت Harvest index	0.73	0.73



شکل ۲- مقدار کل تجمعی تبخیر تعرق
Figure 2- Total Cumulative Evapotranspiration



شکل ۳- میانگین روزانه تبخیر تعرق
Figure 3- Daily Average Evapotranspiration

است. اما عملکرد کاه و کلش بسیار کمتر از مزرعه بود. به دلیل اینکه فقط استرس آب برای محصول در نظر گرفته شده و از نظر کودپاشی و ... شبه‌سازی انجام نشده است. همچنین هیچ گونه آفت و یا بیماری برای محصول در طول دوره رشد در نظر گرفته نشده است.

مدل عملکرد محصول را بسیار نزدیک به مقدار اندازه‌گیری شده نشان می‌دهد. میزان عملکرد دانه بر اساس اطلاعات مزرعه ۵۵۶۰ و بر اساس نتایج مدل ۵۳۶۹ کیلوگرم در هکتار می‌باشد. نتایج عملکرد وزن دانه نیز بسیار نزدیک به مزرعه و برابر ۱,۷ دانه در هر خوشه

جدول ۶- مقادیر شاخص های آماری صحت‌سنجی مدل CERES-Wheat
Table 6- Values of statistical indicators for CERES-Wheat validation

شاخص Index	لایسیمتر و DSSAT(F.P.M) Lysimeter & DSSAT(F.P.M)	لایسیمتر و DSSAT(P.T) DSSAT(P.T) Lysimeter &
MAD	0.95	0.95
MSE	0.95	1.47
RMSE	1.57	1.21
R	0.97	0.92

شبیه‌سازی کارایی مصرف آب

نمودارهای ۴ و ۵ و جدول ۷ مقدار آب در دسترس نسبت به تقاضا و مقدار جذب آب نسبت به تقاضای گیاه را نشان می‌دهد. نسبت جذب آب و دسترسی به آب شاخصی برای تعیین مطلوب بودن استفاده از آب می‌باشد. مقادیر مربوط به آب در دسترس و جذب آب نسبت به تقاضا نشان می‌دهند که چند برابر تقاضای گیاه

برای آب، آب در دسترس یا قابل جذب در خاک وجود دارد. DSSAT مقدار دسترسی بالایی ۱۰۰ و جذب بالایی ۱۵ را محاسبه نمی‌کند (۱۰۰ دسترسی مطلوب و ۱۵ جذب مطلوب). مقادیر پایین تر از ۱ در آب قابل جذب نسبت به تقاضا تنش خشکی برای گیاه به حساب می‌آید.

جدول ۷- فاکتور آب برای رشد محصول گندم

Table 7- Water factor for growth of wheat crop

روز بعد از کاشت Day after planting	مقدار آبیاری (میلی‌متر) Irrigation value (mm)	آب در دسترس نسبت به تقاضا Water available to demand ratio		آب قابل جذب نسبت به تقاضا Water uptake to demand ratio	
		P.T	F.P.M	P.T	F.P.M
8	34.3	99.9	99.9	1	1
23	24.2	99.9	99.9	1.44	3.04
30	13.1	99.9	99.9	2.96	7.18
37	25.3	99.9	99.9	4.8	12.62
44	25	99.9	99.9	7.59	15
210	36.6	3.83	9.94	0.09	0.28
217	40.7	2.45	3.87	5.4	8.48
224	43.4	7.84	10.11	12.41	14.13
231	42.8	12.01	14.03	14.7	15
238	29.4	14.82	19.54	15	14.59
245	52.6	18.45	23.33	15	15
252	54.7	23.94	27.91	15	15
259	60.4	31.87	36.58	15	15
266	58.2	58.72	52.9	15	15
273	55.8				

آب در دسترس نسبت به تقاضا

بر اساس نمودار ۴ تا ۱۵۰ روز بعد از کشت محصول، مقدار آب در دسترس نسبت به تقاضای گیاه بالا بوده است. در این مدت، گیاه مرحله اولیه رشد را به پایان رسانده و در مراحل پایانی توسعه قرار دارد. مرحله اولیه از زمان کشت شروع شده و تا رسیدن به مقدار پوشش گیاهی ۱۰ درصد ادامه می‌یابد. در این مرحله برگ‌های اولیه ظاهر می‌شوند. مرحله توسعه گیاه از پوشش ۱۰ درصد شروع شده و تا زمان پوشش کامل موثر ادامه می‌یابد. گیاه در این مرحله شروع به پنجه‌زنی می‌کند و ساقه روی گیاهان شروع می‌شود. مرحله میانی رشد از پوشش کامل تا رسیدن محصول ادامه می‌یابد. خوشه‌دهی و شروع گلدهی، خمیری شدن و شروع پر شدن دانه در این مرحله اتفاق می‌افتد. اغلب، با پلاسیدگی گیاه یعنی زرد یا پلاسیدن و ریزش برگ تا حدی که تبخیرتعلق گیاه نسبت به تبخیرتعلق مرجع کاهش یابد، مرحله رسیدن محصول ظاهر می‌شود. کمبود آب در هر یک از مراحل رشد باعث کاهش تعداد خوشه‌ها، طول خوشه، تعداد دانه در هر خوشه و به طور کلی کاهش عملکرد

محصول می‌شود. کمبود آب در مرحله توسعه و میانی رشد در مقایسه با مراحل ابتدایی و رسیدن محصول باعث کاهش بیشتر عملکرد گندم می‌شود. افت عملکرد به واسطه کمبود آب در این مرحله در مراحل دیگر با تامین رطوبت خاک جبران نمی‌گردد.

همانطور که در نمودار ۴ مشخص است ۱۷۷ روز بعد از کشت، از مقدار آب در دسترس گیاه به تدریج کم می‌شود. در این موقع روزهای گرم سال آغاز شده، تبخیرتعلق بالا رفته و از مقدار بارندگی‌ها کاسته شده است. همچنین به دلیل رسیدن گیاه به مرحله رشد فعال خود مقدار مصرف آب بالا رفته در نتیجه مقدار نیاز آبی گیاه افزایش می‌یابد. تنش آب در این مرحله باعث رشد دانه‌های چروکیده و لاغر و در نتیجه کاهش وزن دانه و کاهش عملکرد محصول می‌شود.

بر اساس روش پرستلی-تیلور کمترین میزان آب در دسترس محصول ۲,۳ برابر تقاضای گیاه بوده است که در ۲۰۸ امین روز از کشت محصول مشاهده شده است. در این روز مقدار آب در دسترس بر اساس روش فائو پنمن موتیث ۲,۵ برابر تقاضا بوده است. از روز ۱۷۷ ام تا روز ۲۱۶ حساس‌ترین مرحله رشد گیاه به حساب می‌آید. بر اساس خروجی DSSAT در یک دوره ۲۵ روزه (روز ۱۹۶ - تا ۲۱۶ ام)

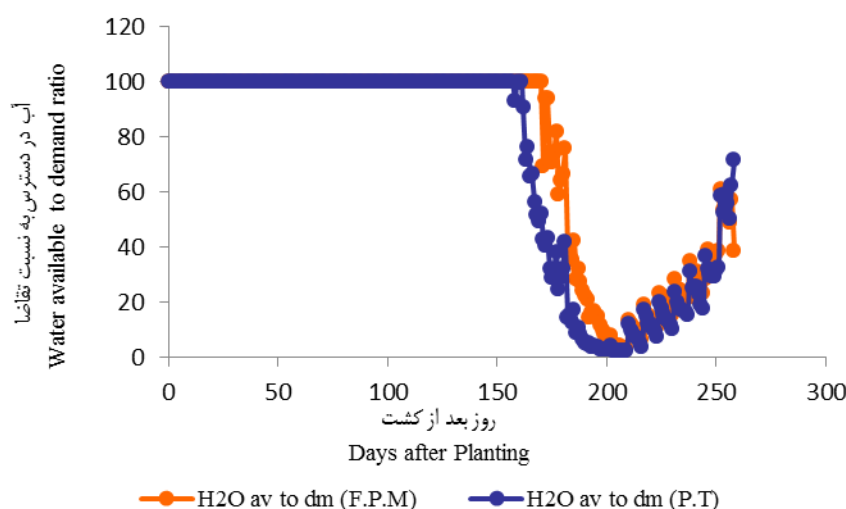
مرحله از رشد از نظر شرایط آب و هوایی در زمانی قرار دارد که دمای هوا در منطقه پایین رفته و در بیشتر مواقع سال در محدوده ۰ درجه سانتی‌گراد و پایین تر است. در این مرحله نیز کمبود آب باعث تعداد خوشه، طول خوشه و کاهش تعداد دانه در هر خوشه می‌شود. همچنین بیشتر بارش‌ها بصورت برف می‌باشد. به دلیل دمای پایین هوا در این دوره حدوداً ۱۲۰ روزه گیاه در مرحله خواب به سر می‌برد و نیاز آبی آن کم می‌باشد.

پس از این دوره ۱۲۰ روزه مقدار آب قابل جذب نسبت به تقاضا پایین می‌آید. در این زمان گیاه به مرحله توسعه رشد خود رسیده و مقدار نیاز آبی آن افزایش می‌یابد. اما با کاهش بارندگی‌ها و افزایش تبخیر-تعرق دسترسی به آب کمتر می‌شود. بر اساس روش پرستلی تیلور از روز ۱۹۰ ام کشت تا روز ۲۱۰ ام مقدار آب قابل جذب به کمترین مقدار خود نسبت به تقاضای گیاه می‌رسد. روز ۲۱۰ ام آغاز افزایش تبخیر-تعرق گیاه می‌باشد. در این دوره مقدار آب قابل جذب در خاک کمتر از ۱ برابر تقاضای گیاه بوده است. همانطور که قبلاً عنوان شد اگر مقدار آب قابل جذب کمتر از ۱ برابر تقاضای گیاه باشد، گیاه دچار تنش خشکی می‌شود. این دوره تنش بر اساس روش فائو پنمن مونتیث بین روز ۲۰۳ ام تا ۲۱۰ ام بوده است. در این دوره گیاه مرحله خوشه‌دهی و گلدهی خود را سپری کرده و تنش آب در این مرحله باعث رشد دانه‌های چروکیده و لاغر و در نتیجه کاهش وزن دانه و کاهش عملکرد محصول می‌شود. کمبود آب باید از طریق افزایش آبیاری جبران گردد.

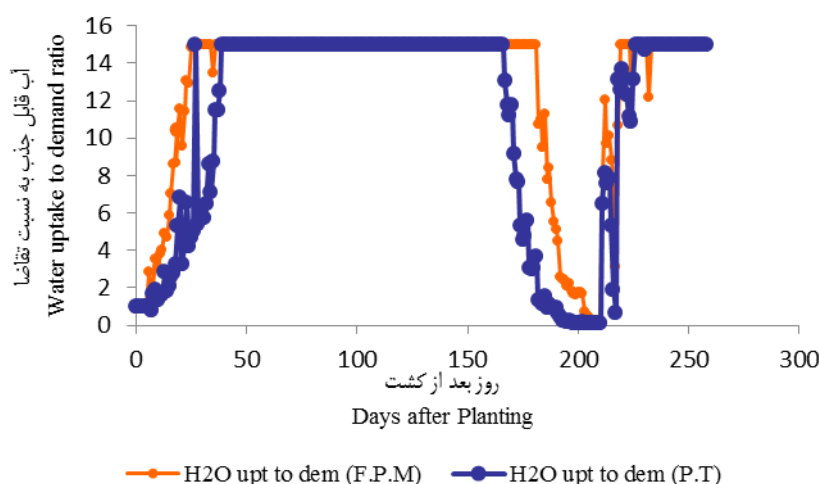
آب در دسترس به شدت کم شده و گیاه ممکن است دچار تنش خشکی شود. پیشنهاد می‌شود در این موقع از رشد کمبود آب کمبود آب در این دوره باید با افزایش زمان و مقدار آبیاری جبران شود. همانطور که از نمودار مشخص است مقدار آب در دسترس بر اساس روش پرستلی-تیلور به دلیل اینکه این روش تبخیر-تعرق بیشتری برآورد می‌کند، زودتر کاهش می‌یابد.

آب قابل جذب نسبت به تقاضا

شکل ۵ نمودار آب قابل جذب را نسبت به تقاضای آبی که گیاه دارد، نشان می‌دهد. در هفته اول کشت مقدار آب قابل جذب ۱ برابر تقاضای گیاه بوده است. در این دوره کوتاه گیاه در آستانه تنش خشکی است و به مقدار آبیاری بالایی نیاز دارد. پس از این دوره تا روز ۳۹ ام مقدار آب قابل جذب در حال افزایش است. این دوره ۳۹ روزه با مرحله اولیه رشد گیاه همزمان است. در مرحله اولیه رشد آبیاری از اهمیت بالایی برخوردار است. آبیاری قبل از کشت گندم یا بلافاصله پس از کشت باعث می‌شود که بذر گندم با کمبود آب مواجه نشود. رشد بهتری انجام بدهد و بتواند در مراحل بعدی از عملکرد بیشتری برخوردار باشد. تامین آب کافی در این مرحله از رشد باعث می‌شود در فصل زمستان در خاک آب کافی ذخیره شود و خصوصاً در مناطق کم آب احتمالاً تا مرحله متورم شدن به آب اضافی نیاز نخواهد بود. مقدار آب قابل جذب از روز اول تا ۳۹ روز بعد به تدریج افزایش یافته و تا روز ۱۶۷ ام کاشت به ۱۵ برابر تقاضای گیاه می‌رسد. این



شکل ۴- نمودار آب در دسترس به نسبت تقاضا
Figure 4- Water available to demand ratio graph



شکل ۵- نمودار آب قابل جذب به نسبت تقاضا
Figure 5- Water uptake to demand ratio graph

نتیجه گیری

هدف از این مطالعه ارزیابی کارایی مدل CERES-Wheat از بسته نرم افزار DSSAT4.7 برای محاسبه تبخیرتعرق و عملکرد و مدیریت بهینه آبیاری محصول گندم در دشت شهرکرد بود. برای ارزیابی، از نتایج آزمایش مزرعه‌ای در ایستگاه هواشناسی کشاورزی چهارتخته شهرکرد بهره گرفته شد. مقایسه نتایج واسنجی مدل و اطلاعات مزرعه‌ای در مورد تبخیرتعرق و عملکرد محصول نشان داد که همبستگی بالایی بین اطلاعات مزرعه و خروجی مدل وجود دارد. همچنین مقدار خطای بین نتایج مدل و اطلاعات ایستگاه لایسیمتر بسیار پایین بود. از بین روش‌هایی که برای محاسبه تبخیرتعرق در مدل استفاده می‌شود روش فائو پنمن مونتیث بیشترین همبستگی (۰٫۹۷) و کمترین مقدار خطا را با آزمایشات و نتایج مزرعه دارد. در

منابع

- 1- Abbasi S., Mohammadi H., and Dini A. 2009. Predict of Iranian oilseeds of price (Case Study: Maize and Soybeans), Quarterly Journal of Economic Research and Policies 17(49): 53-41. (In Persian)
- 2- Anar M.J., Lin Zh., Hoogenboom G., Shelia V., Batchelor W.D., Teboh J.M., Ostlie M., Schatz B.G., and Khan M. 2019. Modeling growth, development and yield of Sugarbeet using DSSAT, Agricultural Systems, 169: 58-70.
- 3- Andarzian B., Bakhshande A., Banayan M., and Imam Y. 2008. Evaluation of CERES-Wheat Simulation Model under Climatic Conditions of Ahwaz, Iranian Journal of Field Crops Researches 6(1): 11-22. (In Persian)
- 4- Anothai J., Soler C.M.T., Greenb A., Trout T.J., and Hoogenboom G. 2013. Evaluation of two evapotranspiration approaches simulated with the CSM-CERES-Maize model under different irrigation strategies and the impact on maize growth, development and soil moisture content for semi-arid conditions, Agricultural and Forest Meteorology 176: 64-76.
- 5- Attia A., Rajan N., Xue Q., Nair Sh., Ibrahim A., and Hays D. 2016. Application of DSSAT-CERES-Wheat model to simulate winter wheat response to irrigation management in the Texas High Plains, Agricultural Water Management 165: 50-60.
- 6- Azizi G., Safarrad T., Mohammadi H., and Faraji Sabokbar H.A. 2016. Evaluation and comparison of re-analysis rainfall data for use in Iran. Physical Geography Research 48(1): 49-33. (In Persian)
- 7- Chun-hong QU., Xiang-xiang LI., Hui JU., and Qin LIU. 2019. The impacts of climate change on wheat yield in

مجموع نتایج نشان داد مدل CERES-Wheat، توانایی بالایی در شبیه‌سازی تبخیر تعرق و عملکرد محصول گندم دارد. ارزیابی کارایی مصرف آب در کشت گندم با استفاده از نمودارهای آب در دسترس و آب قابل جذب در خاک نسبت به تقاضای گیاه انجام شد. با توجه به داده‌های مشاهداتی مربوط به برنامه آبیاری محصول مشخص شد که عملکرد کشاورزان از نظر مدیریت مقدار آب مورد نیاز برای محصول در مراحل مختلف رشد مطلوب نبوده است. در نتیجه تنش خشکی برای مراحل توسعه و میانی رشد مشاهده شد. شبیه‌سازی DSSAT نشان داد که مدیریت بهینه آبیاری با تنظیم زمان و مقدار آب آبیاری با توجه به تبخیرتعرق واقعی و نیاز آبی، استفاده از آب آبیاری را به طور قابل توجهی بهبود خواهد بخشید.

- the Huang-Huaihai Plain of China using DSSAT-CERES-Wheat model under different climate scenarios, *Agricultural Water Management* 97: 1195-1209.
- 8- Corbeels M., Chirat G., Messad S., and Thierfelder Ch. 2016. Performance and sensitivity of the DSSAT crop growth model in simulating maize yield under conservation agriculture, *European Journal of Agronomy* 76: 41-53.
- 9- Dallacort R., De Freitas P.S.L., Faria R.T., Goncalves A.C.A., Rezende R., and Guimarães R.M.L. 2011. Simulation of bean crop growth, evapotranspiration and yield in Paraná State by the CROPGRO-Drybean model, *Acta Scientiarum. Agronomy* 33: 4299-436.
- 10- DeJongea K.C., Ascough J.C., Andales A.A., Hansenc N.C., Garcia L.A., and Arabi M. 2012. Improving evapotranspiration simulations in the CERES-Maize model under limited irrigation, *Agricultural Water Management* 115: 92-103.
- 11- DeJonge K.C., and Thorp K.R. 2017. Implementing standardized reference evapotranspiration and dual crop coefficient approach in the DSSAT cropping system model, *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 60(6): 1965-1981.
- 12- Delghandi M., Andarzian B., Boroumand Nasab S., Massah Bavani A., and Javaheri E. 1393. Evaluation of CERES-Wheat model DSSAT 4.5 in simulating growth, yield and phenological stages of wheat under different management conditions of water allocation in the field (Case study: Ahvaz city), *Journal of Water and Soil (Agriculture Sciences and Technology)* 28(1):82-91. (In Persian)
- 13- Dias M.P.N.M., Navaratne C.M., Weerasinghe K.D.N., and Hettiarachchi R.H.A.N. 2016. Application of DSSAT Crop Simulation Model to Identify the Changes of Rice Growth and Yield in Nilwala River Basin for Mid-centuries under Changing Climatic Conditions, *Procedia Food Science* 6: 159-163.
- 14- Doukooi H., Ghaysari M., Mousavi S.F., and Mirlatifi S.M. 2012. Simulation of Soil Moisture in Low Irrigation Conditions Using DSSAT Model, *Journal of Water and Irrigation Management (Journal of Agriculture)* 2(1): 1-14. (In Persian)
- 15- Ebrahimi Pak N.A., and Sohrab S. 1999. Determination of actual evapotranspiration of wheat using Lysimeter in Shahrekord, Shahrekord Agricultural Meteorological Research Center. (In Persian)
- 16- Feizbakhsh M.T., Kamkar B., Mokhtarpour H., and Asadi M.E. 2015. Calibration and evaluation of CERES-Maize model in Gorgan weather conditions; *Journal of Crop Production* 8(4): 49-25. (In Persian)
- 17- Garibay V.M., Kothari K., Ale S., Gitz III D.C., Morgan G.D., Clyde L., and Munster C.L. 2019. Determining water-use-efficient irrigation strategies for cotton using the DSSAT CSM CROPGRO-cotton model evaluated with in-season data, *Agricultural Water Management* 223: 105695PP.
- 18- Jiang Y., Zhang L., Zhang B., He Ch., Jin X., and Bai X. 2016. Modeling irrigation management for water conservation by DSSAT-maize model in arid northwestern China, *Agricultural Water Management* 177: 37-45.
- 19- Kassie B.T., Asseng S., Porter Ch.H., and Royce F.S. 2016. Performance of DSSAT-Nwheat across a wide range of current and future growing conditions, *European Journal of Agronomy* 81: 27-36.
- 20- Kimball B.A., Boote K.J., Hatfield J.L., Ahuja L.R., Stockle C., Archontoulis S., Baron Ch., Basso B., Bertuzzi P., Constantin J., Deryng D., Dumont B., Durand J.L., Ewert F., Gaiser T., Gayler S., Hoffmann M.P., Jian Q., Kim S.H., Lizaso J., Moulin S., Nendel C., Parker P., Palosuo T., Priesack E., Qi Zh., Srivastava A., Stella T., Tao F., Thorp K.R., Timlin D., Twine T.E., Webber H., Willaume M., and Williams K. 2019. Simulation of maize evapotranspiration: An inter-comparison among 29 maize models, *Agricultural and Forest Meteorology* 271: 264-284.
- 21- Li Sh., Lei Y., Zhang Y., Liu J., Shi X., Jia H., Wang Ch., Chen Fu., and Chu Q. 2019. Rational trade-offs between yield increase and fertilizes inputs are essential for sustainable intensification: A case study in wheat-maize cropping systems in China, *Science of The Total Environment* 679: 328-336.
- 22- Malik W., Isla R., and Dechmi F. 2019. DSSAT-CERES-maize modelling to improve irrigation and nitrogen management practices under Mediterranean conditions, *Agricultural Water Management* 213: 298-308.
- 23- Malik W., and Dechmi F. 2019. DSSAT modelling for best irrigation management practices assessment under Mediterranean conditions, *Agricultural Water Management* 216: 27-43.
- 24- Mu Y., Liu X., and Wang L. 2018. A Pearson's correlation coefficient based decision tree and its parallel implementation, *Information Sciences* 435: 40-58.
- 25- Nabavi Chashmi S.A., and Hasanzadeh A. 2011. Evaluation of the Efficiency of the MA Index in Technical Analysis in Stock Price Forecast, *Journal of Financial Knowledge of Securities Analytics*, 4,10(2): 106-83. (In Persian)
- 26- Negm L.M., Youssef M.A., and Jaynes D.B. 2017. Evaluation of DRAINMOD- DSSAT simulated effects of controlled drainage on crop yield, water balance, and water quality for a corn-soybean cropping system in central Iowa, *Agricultural Water Management* 187: 57-68.
- 27- Ngwira A.R., Aune J.B., and Thierfelder C. 2014. DSSAT modelling of conservation agriculture maize response to climate change in Malawi, *Soil and Tillage Research* 143: 85-94.
- 28- Rahmani M., Jami-al-Ahmadi Feli Shahidi M., and Hadizadeh Azghandi M. 2015. Effect of climate change on the length of growth stages and the water requirement of wheat (*Triticum aestivum* L.) and barley (*Hordeum vulgare*

- L.) (Case study: Birjand Plain), *Journal of Agroecology*, 2007, 7(4): 443-460. (In Persian)
- 29- Rezaei M., Shahanazari A., Raeini Sarjaz M., and Vazifeh Doust M. 2015. Evaluation of the Efficiency of the CERES-Rice Model in Estimating the Efficiency and yield of Rice Water Large-scale, *Iranian Journal of Irrigation and Drainage* 9(2): 291-283. (In Persian)
- 30- Rezzoug W., Gabrielle B., Suleiman A., and Benabdeli K. 2008. Application and evaluation of the DSSAT-wheat in the Tiaret region of Algeria, *African Journal of Agricultural Research* 3: 284-296.
- 31- Shrivastava S., Kar S.C., and Sharma A.R. 2018. The DSSAT model simulations of soil moisture and evapotranspiration over central India and comparison with remotely-sensed data, *Modeling Earth Systems and Environment* 4:27-37.
- 32- Thorp K.R., DeJonge K.C., Kaleita A.L., Batchelor W.D., and Paz J.O. 2008. Methodology for the use of DSSAT models for precision agriculture decision support, *Computers and Electronics in Agriculture* 64: 276-285.
- 33- Yakoub A., Lloveras J., Biau A., Lindquist J.L., and Lizaso J.I. 2017. Testing and improving the maize models in DSSAT: Development, growth, yield, and N uptake, *Field Crops Research* 212: 95-106.
- 34- Yashuang Mu., Liu X., and Wang L. 2018. A Pearson's correlation coefficient based decision tree and its parallel implementation', *Information Sciences* 435: 40-58.
- 35- Zand-Kermi S., and Darand M. 2016. Evaluation of the accuracy of rainfall data of the Global Climatology Center on Iran, *Iranian Journal of Geophysics* 10(5): 95-113. (In Persian)

Simulation of Yield, Evapotranspiration, Water Requirement and Water Use Efficiency of Wheat Using CERES-WHEAT-DSSAT Model in Shahrekord Plain

S. Tofiq¹- D. Rahimi^{2*}- H. Yazadnpanah³

Received: 20-01-2020

Accepted: 10-03-2020

Introduction Statistical models and numerical simulations have been widely used to detect relationships between the climate and crops. However, the influence of non-climatic factors (such as cultivar and fertilizer changes on yield crop needs to be eliminated. For this reason, dynamic crop models include the SUCROS, Erosion Productivity Impact Calculator (EPIC), World Food Studies (WOFOST), Agricultural Production Systems sIMulator (APSIM), and Decision Support System for Agrotechnology Transfer (DSSAT) have been used in water, nitrogen and weather responses. Among these models DSSAT contains separate models for different crops and can quantitatively predict the growth and production of the annual field crops.

Materials and Methods: In this study, the data of Shahrekord Agricultural Meteorological Station and the data of Lysimeter Station were used to evaluate the correlation between the research results and Lysimeter data from Pearson correlation coefficient, and the RMSE, MAD and MSE are applied in order to calculate the error.

Results and Discussion: Lysimeter: The wheat evapotranspiration amount from the planting (20 of Octobers) to the harvest time (14 of July) is recorded as 611.24 mm. Precipitation during the winter is low but continuous and it is 127 mm that equivalent to the evapotranspiration at this time of growth. In the warm season, a quarter of the evapotranspiration is provided by rainfall. The average of winter evapotranspiration is 0.87 mm per day and in the growth season is 4 mm per day. Also from planting to harvest is 2.42 mm per day that is recorded its maximum 7.8 mm and its minimum 2.32 mm per day. The total amount of drained water during the growth is 76.04 mm that 8.8% of the total rainfall. It indicates that drainage water from the soil is low and irrigation has a high efficiency.

CERES-WHEAT: Wheat evapotranspiration amount during the growth period is 413.51 mm by FAO Penman-Monteith and 489.53 mm by Priestley-Taylor. Precipitation during the winter is low but continuous and it is 127 mm that equivalent to the evapotranspiration at this time of growth. In the warm season, a quarter of the evapotranspiration volume is provided through rainfall. The average of winter evapotranspiration based on the F.P.M and P.T methods are 0.86 and 1.23 mm/day and in the growing season 2.98 and 3.11 mm/day, respectively. During the experiment, the evapotranspiration average is 1.59 mm/day for the FPM method that the maximum is 6.61, and the minimum is 0.379 mm/day. This amount is 1.88 mm/day for P.T method which the maximum is 5.64 and the minimum is 0.45 mm per day. The total amount of drained water during the growing period is 106.3 mm, based on the F.P.M method and 90.2 mm based on the P.T method.

The correlation between farm data and the data obtained through the F.P.M method of CERES-Wheat model is 0.97, which for the P.T method is 0.92. The MAD, MSE and RMSE values obtained between the F.P.M method and farm data are 0.95, 0.95 and 1.57, respectively, and for the P.T method, 0.97, 1.47 and 1.21, respectively. With respect to correlation and MAD, MSE and RMSE value, it is found that the model is highly capable in simulating evapotranspiration and crop performance. Among the methods applied in determining evapotranspiration, the F.P.M method with high correlation and lower error value is more accurate than the P.T method.

Water Factor: From the day 177 to 216 is considered the most sensitive stage of plant growth. Based on DSSAT output over a 25-day period (196 to 216 days) the water available is severely depleted and the plant may experience drought stress. At this stage of the growth, water deficiency should be offset by increasing the time and the amount of irrigation.

Day 210 is the beginning time of the increase in evapotranspiration of the plant. During this period, the amount of water which is uptake from the soil was less than 1 time the plant demand. This period of stress was

1- Ph.D. Student of Agriculture Climatology, University of Isfahan

2 and 3- Associate Professors of Climatology, University of Isfahan

(*- Corresponding Author Email: d.rahimi@geo.ui.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.84847

based on the FAO Penman- Monteith method between the 203rd and 210th days. During this period, the plant goes through its clustering and flowering stages, and water stress at this stage causes the growth of wrinkled and lean grain, resulting in reduced grain weight and reduced crop yield. Water scarcity must be compensated by increased irrigation.

Conclusion: Comparison of model calibration results and farm data indicates that there is a high correlation between farm data and model output. The error between the model results and the Lysimeter station data is low. Among the methods used to calculate the evapotranspiration in the model, FAO Penman- Monteith method is the highest correlation and the lowest error value with the farm experiments and results. In general, the results indicated that the CERES-Wheat model has a high ability to simulate evapotranspiration and wheat yield. Regarding observed data for crop irrigation program indicates that farmers' performance in managing the amount of water needed for the crop at various stages of the growth was not optimal. Consequently, drought stress was observed for developmental and mid-growth stages. The DSSAT simulation indicated that the optimal irrigation management adjusts the time and value of irrigation water according to the actual evapotranspiration and water requirement would significantly improve irrigation water use.

Keywords: DSSAT-CERES-WHEAT, Evapotranspiration, FAO Penman Monteith, LySimeter, Priestley-Taylor



مقاله علمی-پژوهشی

کارایی نیتریلوتری استیک اسید در آبشویی و پالایش کادمیوم از خاک توسط گیاه ذرت

نرگس محراب^{۱*} - مصطفی چرم^۲ - مجتبی نوروزی مصیر^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۰/۲۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۳/۱۰

چکیده

با توجه به پیامدهای آلودگی فلزات سنگین در محیط زیست، آلودگی‌زدایی این فلزات از اهمیت بالایی برخوردار است. در این تحقیق کارایی کلات-کننده نیتریلوتری استیک اسید (NTA) بر آبشویی کادمیوم و جذب آن توسط گیاه ذرت در یک خاک آلوده در آزمایشی گلخانه‌ای بررسی گردید. در این مطالعه از سه سطح کادمیوم (۰، ۲۵ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) و سه سطح کلات NTA (۰، ۱۵ و ۳۰ میلی مول در لیتر در گلدان ۸ کیلوگرمی) در خاکی با بافت لومی در کشت و عدم کشت گیاه ذرت و تحت شرایط سه دور آبیاری استفاده گردید. NTA طی سه مرحله بصورت محلول به گلدان‌ها اضافه گردید. نتایج نشان داد که با افزایش سطح آلودگی کادمیوم و مقدار NTA مصرفی، میزان کادمیوم زه‌آب و همچنین جذب کادمیوم توسط گیاه ذرت افزایش یافت. سطوح مختلف کادمیوم و NTA در دور اول آبشویی اختلاف معنی‌داری در کادمیوم شسته شده نشان دادند و در دو دور بعدی تفاوت قابل ملاحظه‌ای دیده نشد. میزان کادمیوم آبشویی شده از خاک گلدان‌های بدون کشت گیاه در تیمار ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم با کاربرد ۱۵ و ۳۰ میلی مول NTA نسبت به عدم کاربرد NTA به ترتیب ۸ و ۱۵/۴ برابر افزایش داشت. در صورتی که در تیمارهای مشابه در حضور گیاه ذرت، میزان آبشویی کادمیوم در خاک به ترتیب ۵/۸ و ۶ برابر نسبت به عدم کاربرد NTA افزایش نشان داد. کادمیوم جذب شده توسط گیاه ذرت در تیمارهای حاوی ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم در کاربرد ۳۰ میلی مول NTA حداکثر بوده و این مقدار ۵۷ درصد بیش از عدم کاربرد NTA اندازه‌گیری شد. NTA با کاهش در pH خاک و انحلال کربنات کلسیم از خاک بر افزایش کادمیوم آبشویی شده و کادمیوم جذب شده توسط گیاه اثر معنی‌داری نشان داد. این نتایج به‌خوبی اثر توأم NTA و گیاه ذرت در پالایش کادمیوم از خاک آلوده را نشان می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: آبشویی، کادمیوم، گیاه‌پالایی، نیتریلوتری استیک اسید (NTA)

مقدمه

زنجیره‌های غذایی، معضلات بسیار جدی را برای سلامت و بهداشت انسان‌ها و حیوانات ایجاد می‌کند (۲۴). در سراسر جهان بیش از ۲۰ میلیون هکتار از زمین‌های آلوده به فلزات سنگین آرسنیک، کادمیوم، کروم، سرب و غیره وجود دارد که غلظت این فلزات از سطح استاندارد جهانی بالاتر است. تکنیک‌های مختلفی برای بهبود محل‌های آلوده به فلزات سنگین ارائه شده است. از جمله این تکنیک‌ها شستشوی خاک، استخراج الکتروکینتیک، تثبیت، گیاه‌پالایی و غیره می‌باشد (۲۱).

گیاه‌پالایی که دربرگیرنده‌ی استفاده از گیاهان برای زدودن، انتقال دادن، تثبیت کردن و یا تقلیل آلودگی‌ها در خاک، رسوبات و آب است، به مجموعه متنوعی از فن‌آوری‌های گیاه بنیان اطلاق می‌شود که از گیاهان طبیعی موجود و یا گیاهان ایجاد شده از طریق مهندسی ژنتیک جهت پاکسازی محیط‌های آلوده استفاده می‌کنند (۳۵). مهمترین فاکتور محدودکننده در گیاه‌پالایی فلزات سنگین از خاک، زیست‌فراهمی اندک آن‌ها برای گیاه است که موجب کاهش بازده پالایش گیاهی می‌شود. افزودن کلات‌های طبیعی و یا مصنوعی به

در عصر مدرن با صنعتی شدن کشورها، جلوگیری از ورود مواد سمی شیمیایی و فلزات آلاینده به محیط زیست غیرممکن است. این فلزات بر خلاف آلاینده‌های آلی، توسط عوامل زیستی قابل تجزیه نمی‌باشند و به همین علت، برای مدت طولانی در محیط باقی می‌مانند (۳۱). تجمع فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی و منابع آب به دلیل خطر بالقوه ورود آن‌ها به زنجیره غذایی تهدیدی بزرگ برای سلامت انسان محسوب می‌گردد (۳۱). فلز کادمیوم به دلیل تحرک و پویایی زیاد در خاک و جذب توسط گیاه و سمیت قابل توجه دارای اهمیتی خاص است (۲۶). کادمیوم یکی از خطرناک‌ترین آلاینده‌های خاک است با تجمع در محصولات زراعی مهم و متعاقباً ورود به

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی دکتری، استاد و استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه شهید چمران اهواز

(*)- نویسنده مسئول: (Email: narges_mehrab@yahoo.com)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.78046

خاک، موجب افزایش زیست فراهمی فلزات سنگین و در نتیجه افزایش جذب آن‌ها به وسیله گیاهان می‌شود (۹). در دهه‌های گذشته، ترکیبات شیمیایی مختلف به عنوان کلات‌کننده در فرایندهای شستشوی خاک استفاده شده است. کلات‌کننده‌ها نسبت به اسیدها اثرات مضر کمتری بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک دارند و همچنین سبب حلالیت بالاتری از فلزات سنگین در محلول خاک می‌شوند (۱۷ و ۲۳). اما با این وجود استفاده از عوامل کلات‌کننده با تجزیه‌پذیری کم نظیر EDTA^۱ می‌تواند موجب آیشویی فلزات به درون آب‌های زیرزمینی شده و در نتیجه بقایای آن‌ها منبع آلودگی جدیدی را ایجاد خواهند نمود (۳۹). ممکن است که کاربرد هدفمند (مانند تزریق در ناحیه ریشه) مقادیر اندک عوامل کلات‌کننده تجزیه‌پذیر نظیر EDTA^۲ یا EDDS^۳ موجب کاهش خطر ورود فلزات به آب‌های زیرزمینی تا سطوح قابل قبول شود. لن و همکاران (۱۹) به مطالعه اثرات تجزیه زیستی کلات‌کننده‌های EDTA، EDDS (با سطوح ۰،۱ و ۲ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک) و APAM^۴ (۰، ۰/۰۷ و ۰/۱۴ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک) در گیاه پالایی خاک‌های آلوده به کادمیوم (با سطوح ۱۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) در pH=۷ پرداختند. آن‌ها بیان کردند که بیشترین میزان جذب کادمیوم توسط گیاه در تیمار ۲ میلی‌مول NTA بر کیلوگرم خاک بوده و NTA در ایجاد کلات با کادمیوم موفق‌تر از دو کلات‌کننده دیگر عمل کرد. علاوه بر این خریداری NTA از لحاظ اقتصادی هزینه کمتری نسبت به EDDS دارد. کلات‌کننده طبیعی NTA زمان تجزیه زیستی کوتاهی دارد و به شدت دوستدار محیط زیست است و حداکثر پس از دو هفته به CO₂ و NH₃ تجزیه می‌شود (۵). بنابراین NTA دارای پایداری کوتاه مدت در محیط خاک است. NTA می‌تواند یون‌های فلزی را از شکل محلول با تشکیل کمپلکس جدا کند و یک عامل کلات‌کننده مهم با کاربرد صنعتی است. این کلات‌کننده به عنوان یک کربوکسیلیک اسید از یک نمک با برخی یون‌های فلزی (سدیم، پتاسیم و ...) تشکیل شده است. اما یون‌های فلزی زیادی می‌توانند از طریق گروه عامل‌های NTA با آن پیوند برقرار کنند (۲۵).

در مقالات مختلف نشان داده شده است که NTA جهت افزایش انحلال فلزات سنگین، استخراج و آیشویی آن‌ها در pH متفاوت خاک قابل استفاده است (۱، ۱۹، ۳۰ و ۳۳)، با بررسی اثر کلات NTA و اسیدسیتریک روی جذب کادمیوم توسط گیاه خردل هندی در خاک با

pH=۵/۸ نشان دادند که این ترکیبات دسترسی گیاه به کادمیوم و در نتیجه جذب آن را افزایش می‌دهند. آن‌ها، گزارش نمودند که در حضور ۱۰ میلی‌مول بر کیلوگرم کلات NTA مقدار کادمیوم جذب شده توسط گیاه خردل هندی دو برابر و مقدار کادمیوم عصاره‌گیری شده از خاک هشت برابر نسبت به حالت بدون کلات افزایش می‌یابد. سلیمانی و همکاران (۳۳)، از EDTA، NTA و اسید هومیک جهت شستشوی فلزات کادمیوم، مس و سرب از خاک آهکی ایران در pH=۷/۵ استفاده نمودند. آن‌ها گزارش نمودند که میزان آیشویی کادمیوم بیشترین و سرب (به دلیل تشکیل کمپلکس‌های قوی‌تر با اجزای خاک) کمترین مقدار بود. نتایج پژوهش آن‌ها نشان داد که میزان آیشویی فلزات توسط EDTA و NTA مشابه بوده و این دو کلات‌کننده در استخراج فلزات سنگین بویژه کادمیوم موفق عمل کردند، در حالی که میزان استخراج با اسید هومیک بسیار کمتر از آن دو بوده است. مطالعات مختلفی بر تأثیر روش‌های کاربرد کلات‌کننده‌ها بر کاهش آیشویی فلزات سنگین و افزایش جذب آن‌ها توسط گیاهان انجام شده است. شن و همکاران (۳۲) تأثیر رژیم‌ها و شیوه‌های متفاوت کاربرد EDTA را برای کاهش خطر آیشویی سرب در گیاه‌پالایی گونه *B. rapa* L. مورد مطالعه قرار دادند. این محققان اظهار داشتند که کاربرد EDTA بصورت سه بار متوالی حداکثر فراهمی سرب را در اندام‌های گونه مورد مطالعه و حداکثر کاهش آیشویی سرب را در مقایسه با کاربرد بصورت یک یا دو بار متوالی داشت.

تاکنون مطالعات زیادی روی حذف و استخراج فلزات سنگین با کمک کلات EDTA انجام شده است ولی اطلاعات کمی در رابطه با استخراج فلزات سنگین با دیگر کلات‌کننده‌ها وجود دارد. EDTA یک کلات مصنوعی است که با توجه به ویژگی‌هایی که قبلاً ذکر گردید ممکن است سبب آلودگی محیط زیست گردد در حالی که NTA به عنوان یک کلات طبیعی و دوستدار محیط زیست می‌تواند با عنصر آلاینده کادمیوم پیوند کمپلکس ایجاد کند و از این طریق قابلیت جذب آن توسط گیاه را افزایش می‌دهد و یا سبب آیشویی این فلز از خاک می‌گردد. بنابراین اهداف اصلی در این پژوهش عبارتند از: (۱) ارزیابی روند آیشویی کادمیوم از خاک آلوده در حضور کلات NTA در شرایط کشت و عدم کشت گیاه ذرت، (۲) بررسی نقش NTA در جذب و پالایش کادمیوم از خاک آلوده توسط گیاه ذرت و اثرات آن بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک و زه‌آب‌ها.

مواد و روش‌ها

جهت انجام این تحقیق، خاک کافی از عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری مزارع دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز جمع‌آوری و پس از خشک کردن خاک در هوا و عبور از الک دو میلی‌متری

- 1- Ethylenediaminetetraacetic acid
- 2- Nitrilotriacetic acid
- 3- Ethylenediaminedisuccinic acid
- 4- Anionic Polyacrylamide

برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شامل بافت خاک (۸)، pH، هدایت الکتریکی عصاره اشباع (EC_e)، درصد مواد آلی (۳۷)، رطوبت ظرفیت زراعی (روش وزنی)، درصد اشباع (روش وزنی) (۴۱)، ظرفیت تبادل کاتیونی (۳۴)، نیتروژن کل (۶)، فسفر قابل جذب گیاه (۲۸)، کلسیم و منیزیم محلول در خاک به روش تیتراسیون و همچنین سدیم و پتاسیم مورد اندازه‌گیری قرار گرفت (جدول ۱). خاک جمع‌آوری شده به فلز کادمیوم آلوده گردید. جهت آلوده کردن خاک از نمک کلرید کادمیوم ($CdCl_2 \cdot 2.5H_2O$) محلول‌هایی حاوی ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم کادمیوم در لیتر تهیه شد و به مرور و طی چند روز به هر کیلوگرم از خاک به میزان یک لیتر اسپری گردید (۱۸). پس از تهیه خاک آلوده، خاک‌ها در کیسه‌های پلاستیکی بسته‌بندی و به مدت سه هفته جهت طی کردن دوره خوابانیدن در اتاق دمای ثابت در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد در رطوبت ۷۰ درصد ظرفیت زراعی نگهداری شدند (۱۵ و ۳۶). پس از طی شدن دوره خوابانیدن، نمونه های خاک جهت انجام آزمایشات کشت گلخانه‌ای ذرت و بررسی آبشویی کادمیوم در گلدان‌های ۸ کیلوگرمی قرار داده شدند. این پژوهش با طرح آماری فاکتوریل در قالب طرح آزمایشی کاملاً تصادفی با فاکتورهای؛ ۱- حضور گیاه ذرت (کشت گیاه و عدم کشت گیاه)، ۲- آلودگی فلز کادمیوم (در سه سطح ۰، ۲۵ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) و ۳- کلات‌کننده NTA (در سه سطح ۰، ۱۵ و ۳۰ میلی‌مول در لیتر در گلدان ۸ کیلوگرمی) تحت شرایط سه دور آبیاری انجام شد. بنابراین این پژوهش شامل ۱۸ تیمار بود که در ۴ تکرار انجام گردید. جهت سهولت در انجام تجزیه آماری و تحلیل داده‌ها تیمارها به دو دسته تقسیم گردید (۹ تیمار گلدان‌های کشت شده و ۹ تیمار گلدان‌های کشت نشده). کودهای شیمیایی (NPK) مورد نیاز از منبع اوره، سوپرفسفات تریپل و سولفات پتاسیم بر اساس آزمون خاک و نیاز غذایی گیاه ذرت به گلدان‌هایی که مورد کشت قرار گرفتند اضافه گردید. کشت گیاه ذرت در نیمه اسفند تا اواخر اردیبهشت سال ۹۶ تحت شرایط کنترل دما و رطوبت در گلخانه دانشگاه شهید چمران اهواز انجام شد. در هر گلدان ۱۰ بذر گیاه ذرت کشت شد که پس از جوانه‌زنی، تعداد گیاه در هر گلدان با حذف گیاهچه‌های ضعیف‌تر به ۳ بوته تقلیل داده شد. رطوبت گلدان‌ها در طی دوره رشد گیاه از طریق وزنی نزدیک به ۸۰ درصد ظرفیت زراعی نگه‌داشته شد (۱۵ و ۲۹). لازم به ذکر است که یک تکرار از گلدان‌ها جهت کنترل رطوبت به عنوان گلدان‌های تخریبی استفاده شد.

از آنجا که NTA دارای نیمه عمر پایین است و بسته به شرایط هوازی سریعاً تحت تجزیه میکربی قرار می‌گیرد (۴۵) و از طرفی در این بازه زمانی کوتاه گیاه قادر به جذب بخش زیادی از فلزات که به شکل محلول در آمده‌اند نیست، زائو و همکاران (۴۵) پیشنهاد دادند که NTA در طول دوره رشد گیاه به چند بخش تقسیم شده و به

خاک اضافه گردد. مطابق اظهارات آن‌ها بهترین روش برای افزایش جذب فلزات سنگین توسط گیاه و کاهش آبشویی آن‌ها اضافه کردن NTA طی چند مرحله می‌باشد. از این رو از کلات‌کننده NTA به مقدار مورد نیاز محلول با غلظت ۱۵ و ۳۰ میلی‌مول در لیتر تهیه شد و به میزان یک لیتر طی ۳ مرحله همراه با آب آبیاری به هر گلدان اضافه گردید. در این تحقیق از کلات NTA مرک آلمان با فرمول شیمیایی ($C_6H_9NO_6$) با وزن مولکولی ۱۹۱/۱۴ گرم بر مول استفاده گردید. NTA یک آمینوتری کربوکسیلیک اسید با نقطه ذوب ۲۴۱/۵ درجه سانتی‌گراد است. حلالیت NTA در آب با دمای ۲۲/۵ درجه سانتی‌گراد، برابر با ۱/۲۸ گرم در لیتر می‌باشد. همچنین pH محلول اشباع NTA برابر ۳-۲ می‌باشد (۱۳).

به منظور جمع‌آوری زه‌آب، گلدان‌ها بر روی سه‌پایه‌هایی قرار داده شدند و در انتهای هر یک از گلدان‌ها یک ظرف برای جمع‌آوری زه‌آب قرار داده شد. جهت آبیاری از آب تصفیه موجود در گلخانه با شوری ۳۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر استفاده شد. پس از افزودن هر مرتبه آب آبیاری همراه با کلات کلات‌کننده NTA به گلدان‌ها، در دور بعدی آبیاری میزان ۲۰ درصد بیش از مقدار رطوبت اشباع به گلدان‌ها آب داده شد تا مقداری آب بصورت زه‌آب از گلدان‌ها خارج گردد، در این پژوهش ۳ مرتبه عمل آبیاری به منظور جمع‌آوری زه‌آب صورت گرفت و زه‌آب در هر مرحله برای انجام آزمایشات مربوطه به آزمایشگاه منتقل گردید. در فاصله زمانی بین آبیاری‌ها رطوبت گلدان‌ها در حدود ۷۰ تا ۸۰ درصد ظرفیت زراعی نگه داشته شد. اولین مرحله اضافه کردن کلات NTA به گلدان‌ها پس از گذشت ۴ هفته از جوانه‌زنی گیاه انجام شد و با فاصله زمانی منظم ۱۴ روز کلات NTA در دو مرحله دیگر به گلدان‌ها اضافه گردید. آبشویی گلدان‌ها هر مرتبه پس از گذشت ۷ روز از اضافه کردن NTA انجام شد. زمان آبشویی گلدان‌ها با توجه به زمان تجزیه زیستی NTA پس از اضافه کردن به خاک که مطابق منابع بطور متوسط ۲ تا ۷ روز می‌باشد، انتخاب گردید (۱ و ۱۹).

دوره رشد گیاهان ۱۰ هفته (تا قبل از گلدهی) در محیط گلخانه انجام شد و پس از گذشت این زمان بخش هوایی گیاه و ریشه از خاک جدا شد (۲۹). سپس گیاهان با دقت با آب شستشو شدند و در آون به مدت یک ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد و سپس ۲۴ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد خشک گردیدند. گیاهان پس از خشک و آسیاب شدن با استفاده از اسید نیتریک و آب اکسیژنه هضم شده و برای اندازه‌گیری میزان کادمیوم در بافت گیاهی آماده گردیدند (۴۴). همچنین خاک هر گلدان پس از برداشت گیاه و اعمال دوره‌های آبشویی خشک شد و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و جهت اندازه‌گیری درصد کربنات کلسیم (۲۲)، pH، EC_e و میزان کادمیوم قابل جذب (قابل استخراج با DTPA) (۲) به آزمایشگاه منتقل گردید. در ادامه غلظت کادمیوم زه‌آب‌ها، کادمیوم قابل جذب در خاک (قابل

استخراج با DTPA) و همچنین میزان کادمیوم گیاه با دستگاه جذب اتمی (مدل Analytikjena contract AA 300) مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها به کمک نرم‌افزار SPSS صورت گرفت و از آزمون چند دامنه‌ای دانکن جهت مقایسه میانگین‌ها در سطح ۵ درصد استفاده گردید. رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel صورت گرفت.

نتایج و بحث

مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک اولیه مورد مطالعه در جدول ۱ قابل مشاهده است. خاک مورد مطالعه دارای بافت لومی، درصد کربنات کلسیم بالا (۴۱ درصد) و درصد مواد آلی پایین (۰/۷۱ درصد) بود. همچنین مقدار کادمیوم قابل استخراج با DTPA در خاک اولیه ۰/۴۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود که پس از آلوده کردن خاک و در انتهای دوره خوابانیدن خاک آلوده به کادمیوم، میزان کادمیوم قابل استخراج با DTPA با دستگاه جذب اتمی در دو خاک با آلودگی ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به ترتیب معادل ۱۵/۲ و ۳۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شد.

نتایج بررسی زه‌آب‌ها

در جدول ۳ نتایج تجزیه واریانس مربوط به کادمیوم، pH، EC و بیکربنات زه‌آب‌های جمع‌آوری شده از تیمارهای کشت شده و کشت نشده نشان داده شده است. اثرات متقابل تیمارها در دوره‌های مختلف آبیاری در خاک تحت کشت در شکل ۱ قابل مشاهده است. نتایج نشان داد که افزایش استفاده از کلات‌کننده بصورت مؤثری آبشویی کادمیوم از خاک را افزایش می‌دهد.

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در این مطالعه
Table 1- Physical and chemical properties of soil used in this study

ویژگی Property	رس Clay	سیلت Silt	شن Sand	مواد آلی OM	کربنات کلسیم معادل CCE	رطوبت اشباع θ_s	رطوبت ظرفیت زراعی θ_{FC}	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC	هدایت الکتریکی EC _e	pH
واحد Unit				%				cmol _c kg ⁻¹	dS m ⁻¹	—
مقدار Value	21.4	38.0	40.6	0.71	41.3	35.0	27.5	12.6	2.45	7.7
عناصر در دسترس Elements available	نیتروژن کل N _{tot}	فسفر قابل جذب NaHCO ₃ - extractable P	پتاسیم محلول Soluble K	سدیم محلول Soluble Na	کلسیم محلول Soluble Ca	منیزیم محلول Soluble Mg	کادمیوم کل Cd _{tot}	کادمیوم قابل استفاده DTPA- extractable Cd		
واحد Unit	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹			meq L ⁻¹			mg kg ⁻¹		
مقدار Value	0.6	13.5	3.2	4.9	10.5	5.8	1.05	0.47		

جدول ۲- میزان pH و EC در خاک‌های آلوده به کادمیوم پس از دوره خوابانیدن و pH و EC محلول‌های NTA مورد استفاده
Table 2- The amount of pH and EC in Cd-contaminated soils after incubation period, and pH and EC of NTA solution used

		pH	EC dS m ⁻¹)
خاک آلوده به کادمیوم	25 (mg kg ⁻¹ soil) کادمیوم (Cd25)	7.32	2.63
Cd-contaminated soil	50 (mg kg ⁻¹ soil) کادمیوم (Cd50)	7.28	2.95
محلول NTA	15 (mg mol L ⁻¹) NTA (NTA15)	2.61	2.24
NTA solution	30 (mg mol L ⁻¹) NTA ((NTA30)	2.58	3.42

جدول ۳- تجزیه واریانس تأثیر دور آبیاری، کادمیوم و NTA بر کادمیوم، pH، EC و بیکربنات زه آب خاک کشت شده و کشت نشده

 Table 3- Variance analysis of effect irrigation round, Cd and NTA on Cd, pH, EC and HCO_3^- in drainage water of cultured and non-cultured soil

منبع تغییرات S.O.V	درجه آزادی df	خاک کشت شده Cultured soil				خاک کشت نشده Non-cultured soil			
		pH	EC	HCO_3^-	Cd	pH	EC	HCO_3^-	Cd
دور آبیاری (I) Irrigation round	2	2.02**	68.4**	26.5**	10.11**	2.22**	74.4**	6.7**	39.26**
کادمیوم Cd	2	0.03ns	9.7**	0.2ns	4.32**	0.03ns	7.3**	0.17ns	11.6**
NTA	2	1.02**	2.2**	43**	4.66**	1.02**	1.1**	42.9**	12.95**
Cd × I	4	0.14ns	0.02ns	0.8ns	4.04**	0.15ns	0.45 ns	0.7ns	11.1**
NTA × I	4	0.21*	0.05ns	1.7*	2.93**	0.21*	0.14 ns	1.5**	13.18**
NTA × Cd	4	0.01ns	0.11*	0.2ns	1.51**	0.01ns	0.17*	0.15ns	3.59ns
NTA × Cd × I	8	0.05ns	0.1ns	1.6*	1.17**	0.05ns	0.12ns	1.4**	3.46ns
خطا Error	54	0.07	0.37	0.7	0.21	0.08	0.37	0.4	1.79
ضریب تغییرات (درصد) Coefficient of variation (%)	—	0.41	1.56	1.8	9.01	0.42	1.38	2	13.45

ns عدم وجود اختلاف معنی دار، * معنی داری در سطح احتمال ۵ درصد، ** معنی داری در سطح احتمال ۱ درصد
ns Not significant, * Significant at 5% probability level, ** Significant at 5% probability level

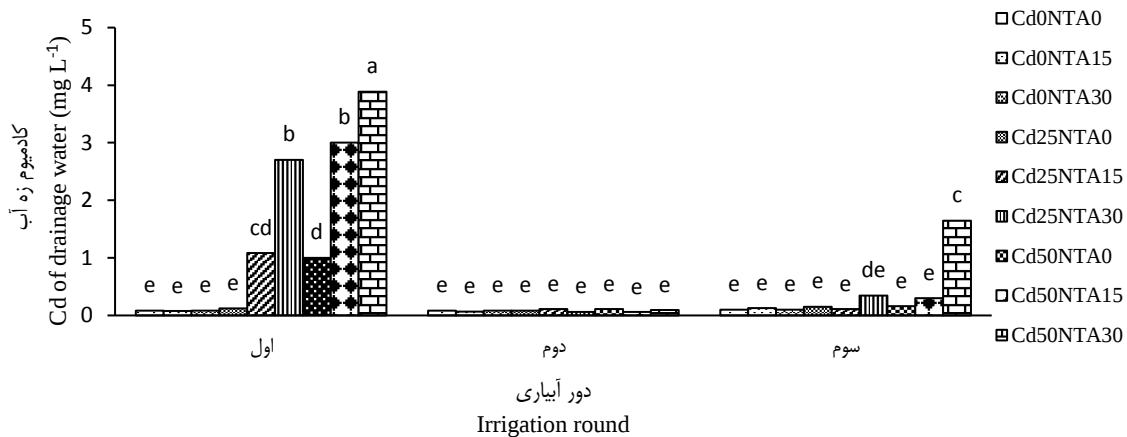
کادمیوم زه آب در تیمار سطح ۲۵ و ۵۰ میلی گرم کادمیوم بصورت معنی داری بیشتر از دوره های دوم و سوم آبشویی بود (شکل ۲a) و نتایج مشابهی در کادمیوم زه آب با کاربرد تیمارهای NTA دیده شد (شکل ۲b). با توجه به اینکه مقدار NTA مصرفی به سه بخش تقسیم شده و قبل از هر مرحله آبشویی یک سوم NTA کل مصرفی به گلدان ها اضافه شده است، با این وجود دیده شد که افزودن کلات کننده NTA به گلدان ها فقط در دور اول آبشویی مؤثر بود و در دور دوم و سوم آبیاری تأثیر چشمگیری بر افزایش آبشویی کادمیوم نداشت (شکل ۱ و ۲). احتمالاً این امر به دلیل شسته شدن بخش زیادی از کادمیوم قابل استخراج از خاک در دور اول استفاده از کلات کننده NTA است. مقدار حداکثر کادمیوم شسته شده نسبت به کادمیوم قابل استخراج با DTPA خاک اولیه حدود ۸ درصد از خاک کشت شده و ۱۵ درصد از خاک کشت نشده در تیمار آلودگی ۵۰ میلی گرم کادمیوم و کاربرد ۳۰ میلی مول NTA بود. احتمالاً به دلیل آهکی بودن خاک با گذشت زمان میزانی از کادمیوم در حضور کربنات کلسیم بالای خاک رسوب کرده و در دوره های بعدی آبشویی میزان کمتری از کادمیوم از خاک شسته شده است. ینایی و همکاران (۴۱) گزارش نمودند که در خاک های آهکی مناطق خشک رسوب کادمیوم توسط CaCO_3 و از طرفی pH بالای خاک سبب کاهش انحلال کادمیوم و جذب آن توسط گیاه می شود. همانطور که در ابتدای بخش نتایج گفته شد با آلوده کردن خاک به کادمیوم در دو سطح ۲۵ و ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک و پس از سه هفته خوابانیدن مقدار کادمیوم قابل استخراج با DTPA در این خاک ها به ترتیب ۱۵/۲ و

با کاربرد ۳۰ میلی مول NTA در هر گلدان بیشترین مقدار کادمیوم در زه آب خاک کشت شده مشاهده گردید که در آلودگی ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک این مقدار به حداکثر خود رسید (شکل ۱). کاربرد ۳۰ میلی مول NTA در مرحله سوم آبشویی نسبت به عدم کاربرد NTA در این مرحله موجب استخراج کادمیوم بیشتری در خاک های با آلودگی ۲۵ و ۵۰ میلی گرم گردید و این افزایش در سطح آلودگی ۵۰ میلی گرم کادمیوم معنی دار بود (شکل ۱). این نتایج با یافته های وانگ و همکاران (۳۸) و زو و همکاران (۴۶) مطابقت دارد. آن ها نشان دادند که مقدار فلزات سنگین استخراج شده علاوه بر نوع فلزات سنگین به مقدار این فلزات در خاک نیز بستگی دارد. همچنین مطالعات مختلف افزایش معنی دار انحلال کادمیوم با کاربرد NTA را گزارش نمودند. اختر و آیرام (۱) و نقی پور و همکاران (۲۷) با آزمایشات خود روی EDTA و NTA نشان دادند که با وجود اینکه EDTA کلاته کننده قوی تری برای فلزات سنگین است ولی در مورد فلز کادمیوم NTA کلات کننده بهتری دیده شد و مقدار استخراج کادمیوم با NTA بیشتر از EDTA بود. نقی پور و همکاران (۲۷) در آزمایش ستونی روی خاک لوم رسی جهت استخراج فلزات سنگین کادمیوم، سرب و روی با استفاده از دو کلات کننده NTA و EDTA نشان داند که استخراج فلزات سنگین برای NTA و EDTA به ترتیب $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb}$ و $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb}$ بوده است.

اثر متقابل دور آبیاری و سطوح کادمیوم و همچنین دور آبیاری و سطوح NTA در خاک کشت نشده در شکل های ۲a و ۲b نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می شود در دور اول آبیاری میزان

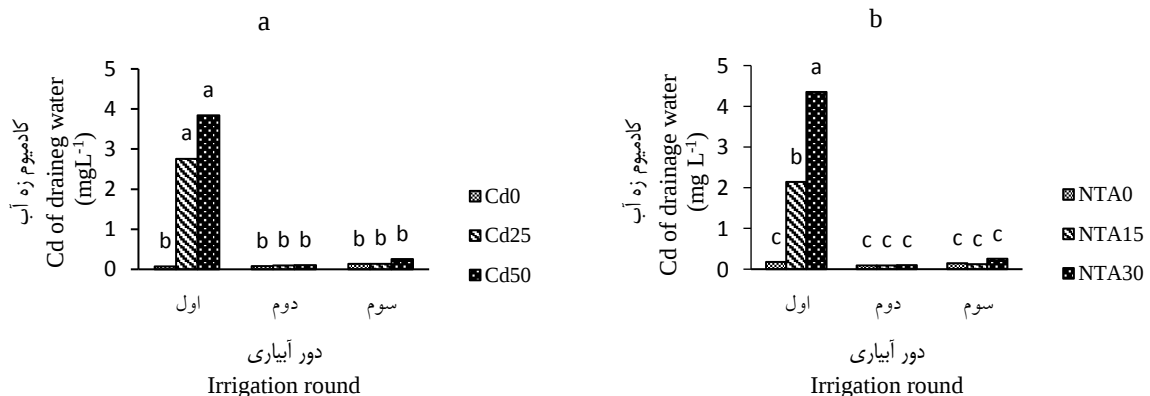
تأثیر NTA مصرفی بصورت معنی‌داری افزایش یافت (شکل ۳a و ۳b). مطابق مطالعات هنت‌ریچ و همکاران (۱۰) NTA که یک کلات سه دندانه است قادر است با کلسیم کلات نسبتاً قوی را تشکیل دهد. همچنین اندرسون و همکاران (۳) اظهارداشتند که NTA قدرت کلات‌کنندگی یون‌های کلسیم و منیزیم را دارد هر چند این کلات‌کنندگی با قدرت کمتری نسبت به فلزات کادمیوم، روی، مس، آهن صورت می‌پذیرد. بنابراین افزایش pH در زه‌آب‌ها با افزایش NTA مصرفی را می‌توان این‌گونه توجیه کرد که NTA با تجزیه و محلول کردن کربنات کلسیم خاک و سپس تشکیل کلات با کلسیم سبب انتقال آن به زه‌آب و افزایش pH در زه‌آب شده است. از طرفی با افزودن کلات NTA به خاک یون بیکربنات بصورت معنی‌داری در زه‌آب‌ها افزایش یافت (شکل ۴) و سبب افزایش معنی‌دار pH در این تیمارها شده است.

۳۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک اندازه‌گیری شد و از آنجا که در فواصل دورهای آبیاری شرایط رطوبتی و دمایی گلدان‌ها مناسب و نزدیک به دوره خوابانیدن نگه داشته شد (رطوبت در طی کشت حدود ۷۰-۸۰ درصد ظرفیت زراعی بود)، لذا علاوه بر خروج کادمیوم در خاک طی آبیاری، احتمال تبادل و تغییر در کادمیوم باقیمانده در خاک وجود داشته است و NTA قادر به محلول کردن کادمیوم نبوده است. مطابق یافته‌های هوانگ و همکاران (۱۲) و جلالی و روستایی (۱۴) با افزایش زمان خوابانیدن از اشکال محلول و قابل تبادل کادمیوم کاسته شده و به شکل باقیمانده در خاک افزوده می‌گردد. در آزمایش حاضر نیز احتمالاً با گذشت زمان NTA استفاده شده قادر به محلول کردن کادمیوم و استخراج آن نبوده است. اثرات متقابل مربوط به دور آبیاری و سطوح NTA مصرفی بر pH زه‌آب اثر معنی‌داری نشان داد (شکل ۳) و با افزایش دور آبیاری میزان pH زه‌آب‌ها در هر دو خاک کشت شده و کشت نشده تحت



شکل ۱- تأثیر متقابل دور آبیاری، سطوح کادمیوم و NTA بر غلظت کادمیوم زه‌آب خاک کشت شده

Figure 1- Contrast effect of irrigation round, Cd and NTA levels on Cd concentration in drainage water of cultured soil



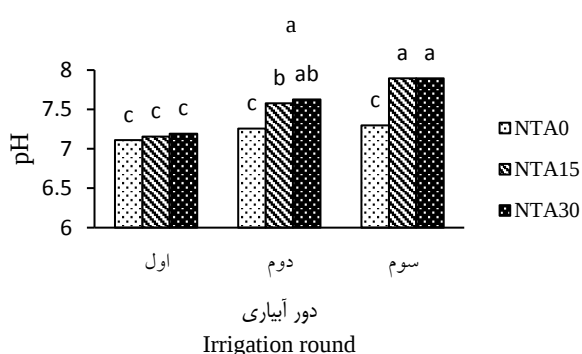
شکل ۲- تأثیر متقابل دور آبیاری، سطوح کادمیوم (a) و NTA (b) بر غلظت کادمیوم زه‌آب خاک کشت نشده

Figure 2- Contrast effect of irrigation round and Cd (a) and NTA (b) levels on Cd concentration in drainage water of non-cultured soil

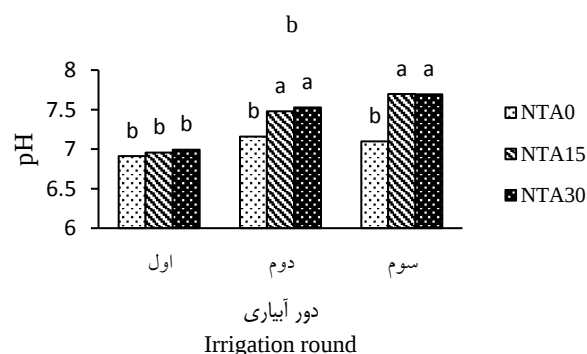
تیمارها افزایش یافته است. از طرفی مقادیر EC نسبتاً بالای محلول های NTA مصرفی (جدول ۲)، مقادیر EC زه آبها را بصورت معنی-داری افزایش داده است. بنابراین آنچه سبب افزایش EC در زه آبها شده است استفاده از محلول های ۱۵ و ۳۰ میلی مول در لیتر NTA و همچنین وجود نمک $CdCl_2$ در تیمارهای آلوده به کادمیوم است. علاوه بر شوری ناشی از این ترکیبات، NTA قادر به کلات کردن کلسیم و منیزیم و برخی کاتیون های دیگر موجود در خاک است (۲۵) و با افزایش آنها در زه آب EC افزایش می یابد. همچنین با افزایش دور آبیاری و احتمالاً افزایش آنیون ها و کاتیون های شسته شده مقدار شوری زه آبها افزایش یافته است. قابل ذکر است که کلات NTA پس از تجزیه تولید CO_2 و NH_3 می کند (۵) که در محیط حاوی آب احتمال تشکیل یون بیکربنات و آمونیوم وجود دارد و این یون ها بر افزایش pH و EC زه آبها مؤثر هستند.

نتایج پالایش کادمیوم توسط گیاه ذرت

با توجه به جدول ۴، اثرات اصلی و اثرات متقابل پارامترهای کادمیوم و NTA بر میزان کادمیوم و وزن خشک بخش هوایی و ریشه گیاه معنی دار هستند.



با افزایش کاربرد NTA مصرفی و آلودگی به کادمیوم خاک، مقدار بیکربنات در زه آب افزایش یافت و در دور سوم آبیاری به حداکثر خود رسید (شکل ۴a و ۴b). تفاوت بین تیمارهای مختلف بر بیکربنات زه آب در دورهای آبیاری مختلف از خاک کشت شده نسبت به خاک کشت نشده بیشتر مشهود بود (شکل ۴a و ۴b). احتمالاً حضور ریشه گیاه در این تیمارها و شرایط خاص ریزوسفر از جمله ترشحات اسیدهای آلی و تغییر اسیدیته در آنها نسبت به تیمارهای کشت نشده سبب تشدید انحلال کربنات کلسیم در خاک شده و به دنبال آن یون های بیکربنات در زه آب این تیمارها افزایش بیشتری داشته است. مطالعه نتایج EC در زه آبها نشان دارد که EC تیمارهای کشت شده (شکل ۵a) بیشتر از کشت نشده (شکل ۵b) بود. احتمالاً دلیل افزایش EC در این تیمارها استفاده از کودهای NPK در خاک و همچنین فعالیت ریشه و تبادلات یون های مختلف توسط ریشه گیاه است. بنابراین پس از آبشویی بخشی از کودها و عناصر مختلف دیگر، EC افزایش یافته است. مطابق شکل ۵ دلیل افزایش شوری زه آبها با افزایش مقدار سطوح آلودگی به کادمیوم و NTA را می تواند به شوری ایجاد شده از محلول های کادمیومی و NTA نسبت داد. به دلیل استفاده از نمک کلرید کادمیوم جهت آلوده کردن خاک در تیمارهای ۲۵ و ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم، میزان EC در زه آب این



شکل ۳- تأثیر متقابل دور آبیاری و سطوح NTA بر pH زه آب خاک کشت شده (a) و کشت نشده (b)

Figure 3- Contrast effect of irrigation round and NTA levels on pH in drainage water of cultured soil (a) non-cultured soil (b)

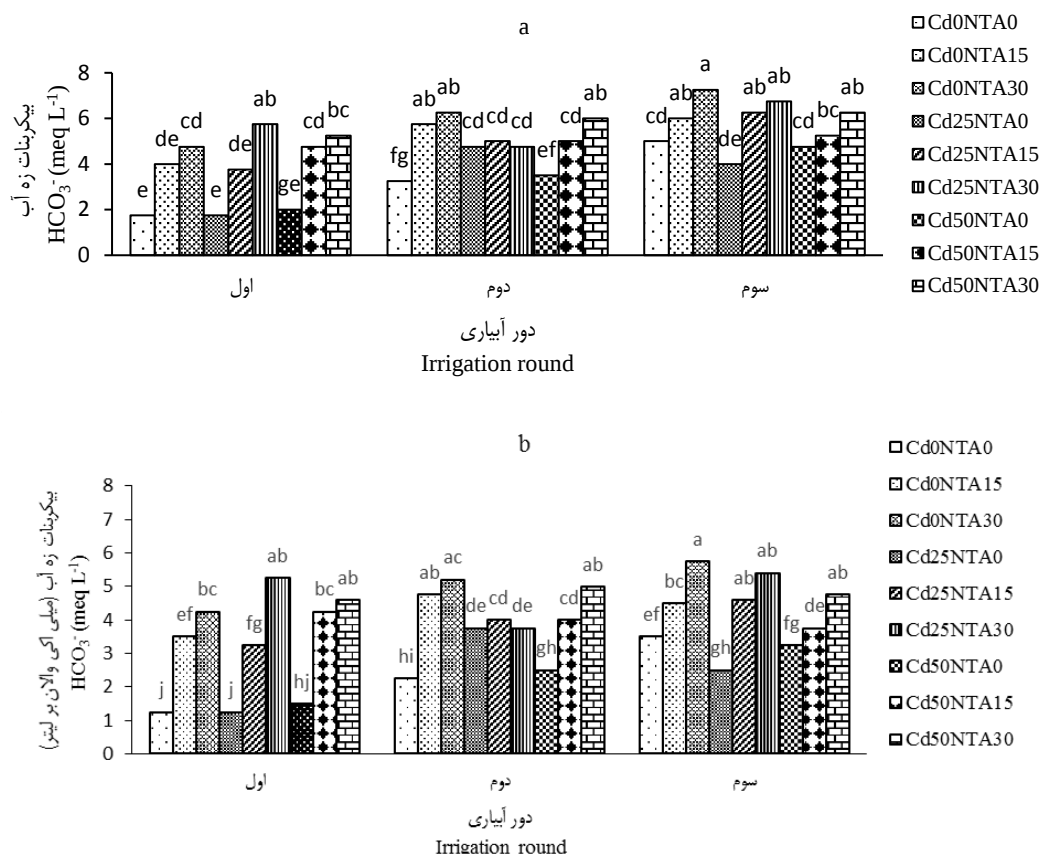
جدول ۴- تجزیه واریانس تأثیر کادمیوم و NTA بر غلظت کادمیوم و وزن خشک اندام هوایی و ریشه

Table 4- Variance analysis of effect Cd and NTA on Cd concentration and dry weight in shoot and root

منبع تغییرات S.O.V	درجه آزادی df	غلظت کادمیوم Cd concentration		وزن خشک Dry weight	
		اندام هوایی Shoot	ریشه Root	اندام هوایی Shoot	ریشه Root
کادمیوم (Cd)	2	15541.2**	119057.8**	521.6**	51.6**
NTA	2	1862.2**	8968.2**	24**	6.7**
NTA × Cd	4	619.1**	3495.9**	4.8*	0.98**
خطا (Error)	18	0.69	76.6	1.6	0.2
ضریب تغییرات (درصد) Coefficient of variation (%)	-	0.3	1	1.1	1.2

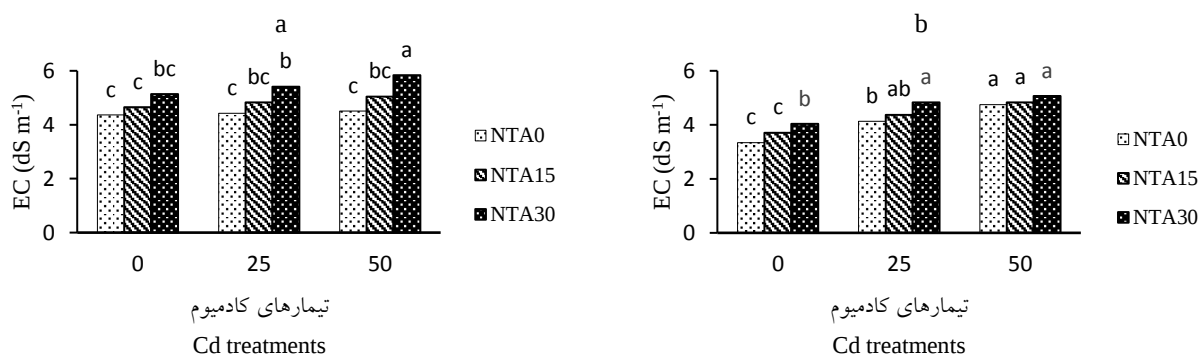
ns عدم وجود اختلاف معنی دار، * معنی داری در سطح احتمال ۵ درصد، ** معنی داری در سطح احتمال ۱ درصد

ns Not significant, * Significant at 5% probability level, ** Significant at 5% probability level.



شکل ۴- تأثیر متقابل دور آبیاری، سطوح کادمیوم و NTA بر بیکربنات زه آب خاک کشت شده (a) و کشت نشده (b)

Figure 4- Contrast effect of irrigation round, Cd and NTA levels on HCO_3^- in drainage water of cultured soil (a) non-cultured soil (b)



شکل ۵- تأثیر متقابل سطوح کادمیوم و NTA بر EC زه آب خاک کشت شده (a) و کشت نشده (b)

Figure 5- Contrast effect of Cd and NTA levels on EC in drainage water of cultured soil (a) non-cultured soil (b)

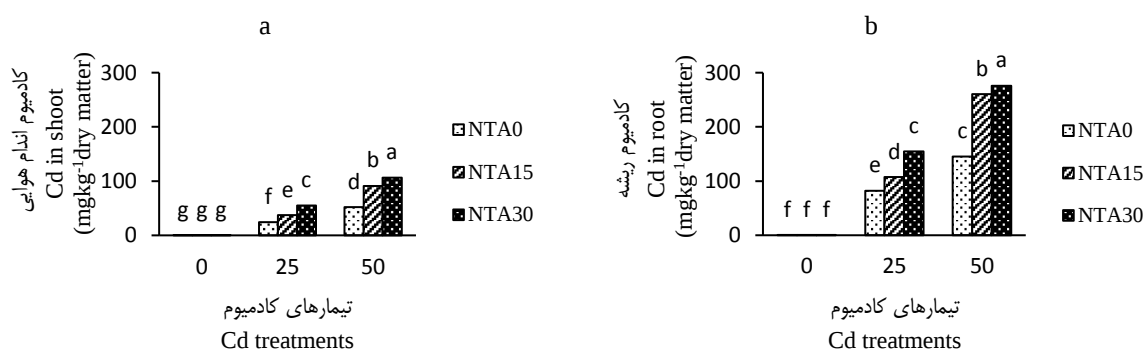
کیلوگرم کادمیوم نسبت به تیمار بدون کاربرد NTA در همان سطح کادمیوم بصورت معنی داری بیشتر است (شکل ۶a و ۶b). غلظت کادمیوم در اندام هوایی و ریشه گیاه در کاربرد ۳۰ میلی مول NTA نسبت به عدم کاربرد NTA به ترتیب ۲ و ۱/۸ برابر افزایش نشان داد. با توجه به اینکه در افزایش جذب کادمیوم توسط گیاه برخی

تأثیر متقابل تیمارهای کادمیومی و NTA در افزایش غلظت کادمیوم گیاه نشان داد که کاربرد NTA با افزایش سطوح آلودگی کادمیوم موجب افزایش معنی داری بر غلظت کادمیوم گیاه شده است (شکل ۶). میزان کادمیوم در اندام هوایی و ریشه در تیمارهایی با مقدار ۳۰ و ۵۰ میلی مول NTA و در سطح آلودگی ۵۰ میلی گرم در

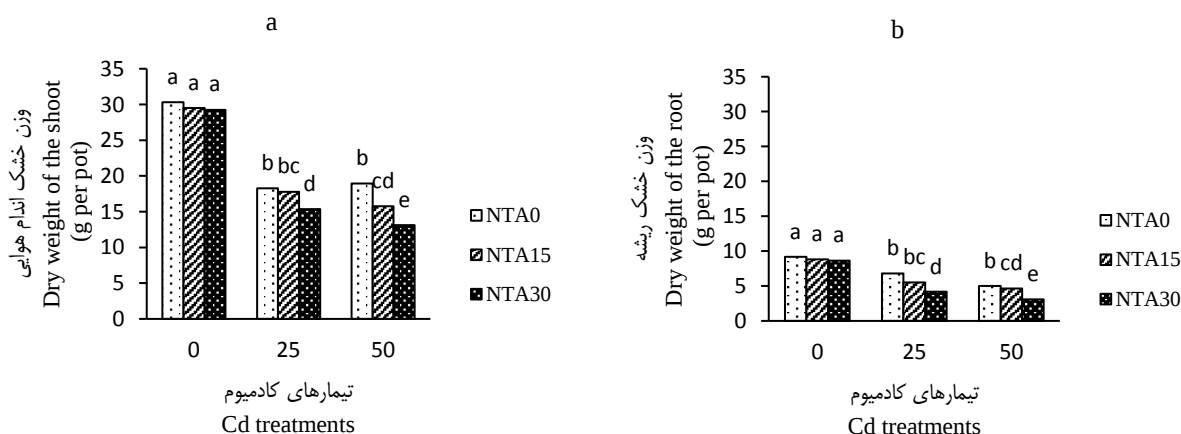
۳۰ میلی مول NTA نسبت به شاهد به ترتیب ۳۰ و ۴۰ درصد کاهش نشان داد (شکل a و b). مطالعات نشان داده است که کادمیوم از تقسیم و رشد سلول های منطقه مریستمی جلوگیری می کند و سبب چوبی شدن دیواره سلول های واقع در منطقه رشد و به دنبال آن کاهش رشد ریشه می شود و در نهایت سبب کاهش وزن خشک ریشه و اندام هوایی گیاه می گردد (۴۲). رشد یکی از بهترین شاخص ها برای ارزیابی پاسخ گیاه به تنش های محیطی می باشد. کاهش وزن خشک گیاه ناشی از سمیت کادمیوم به علت کاهش فتوسنتز و تنفس، کاهش متابولیسم کربوهیدرات و ایجاد کلروز است و همچنین می تواند به دلیل جلوگیری از جذب عناصر و اختلال در سیستم غشایی ریشه باشد (۴۲). به دنبال کاهش رشد ریشه، میزان جذب آب و یون های معدنی کاهش می یابد. بابولا و همکاران (۴) گزارش نمودند که کادمیوم باعث برهم خوردن تعادل آبی و به دنبال آن احتمالاً سبب اختلال در ویژگی های تغذیه ای سلول شده که این ها یکی از مهمترین دلایل کاهش وزن خشک گیاه می باشد.

خصوصیات خاک نظیر pH و غلظت کل فلز بر کارایی مواد بهساز و کلات کننده مؤثر هستند (۲۰)، بنابراین این نتایج را می توان به سطح بالای کادمیوم در خاک نیز نسبت داد. مطالعات ونزل و همکاران (۴۰) نشان داد که اضافه کردن NTA باعث می شود که گیاه کلزا میزان روی و کادمیوم بیشتری را در خود ذخیره کند. زائو و همکاران (۴۵) نیز بیان کردند با بیشترین مقدار NTA مصرفی در آزمایش آن ها (۱۵ میلی مول در هر کیلوگرم خاک) و در طی سه مرحله به خاک بیشترین جذب کادمیوم در گیاه و کمترین میزان آبشویی آن از خاک مشاهده شده است. کایسر و همکاران (۱۶) با مطالعه اثر تزریق NTA در محیط ریزوسفر گیاه طی گیاه پالایی در خاک های آهکی بیان کردند که مقدار جذب کادمیوم، روی و مس در گیاه با استفاده از NTA افزایش می یابد.

مقادیر وزن خشک اندام هوایی و ریشه با افزایش کادمیوم جذب شده در گیاه کاهش یافته است (شکل ۷). بطوری که وزن خشک اندام هوایی و ریشه در تیمار ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم با کاربرد



شکل ۶- تأثیر متقابل سطوح کادمیوم و NTA بر غلظت کادمیوم در اندام هوایی (a) و ریشه (b)
Figure 6- Contrast Effect of Cd and NTA levels on Cd concentration in shoot and root



شکل ۷- تأثیر متقابل سطوح کادمیوم و NTA بر وزن خشک اندام هوایی (a) و ریشه (b)
Figure 7- Contrast Effect of Cd and NTA levels on dry weight of the shoot and root

جدول ۵- تجزیه واریانس تأثیر کادمیوم و NTA بر کادمیوم قابل جذب، pH، EC و کربنات کلسیم معادل در خاک کشت شده و کشت نشده
Table 5- Variance analysis of effect Cd and NTA on DTPA-extractable Cd, pH, EC and CCE of cultured and non-cultured soil

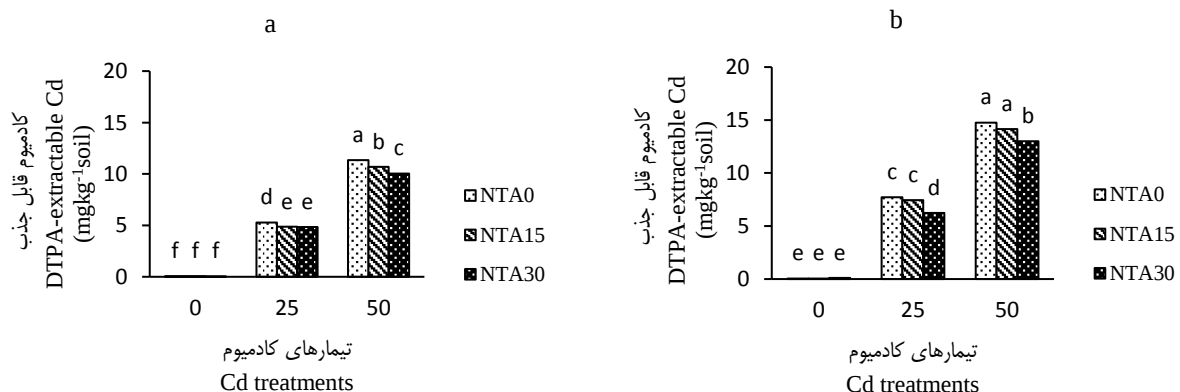
منبع تغییرات S.O.V	درجه آزادی df	خاک کشت شده Cultured soil				خاک کشت نشده Non-cultured soil			
		کربنات		کادمیوم قابل		کربنات		کادمیوم قابل	
		pH	EC	کلسیم CCE (%)	جذب DTPA- extractable Cd	pH	EC	کلسیم CCE (%)	جذب DTPA- extractable Cd
کادمیوم (Cd)	2	0.06**	0.8**	0.54**	255.28**	0.02*	0.23**	0.25**	434.97**
NTA	2	0.03*	0.07ns	0.34**	0.22**	0.03**	0.04*	14.8**	2.59**
NTA × Cd	4	0.02**	0.02*	0.27*	0.62**	0.02**	0.03*	0.05*	0.79*
خطا (Error)	18	0.01	0.01	0.08	0.024	0.01	0.01	0.03	0.245
ضریب تغییرات (درصد) Coefficient of variation (%)	—	0.2	3.01	0.15	0.6	0.08	1.6	0.08	1.34

ns عدم وجود اختلاف معنی دار، * معنی داری در سطح احتمال ۵ درصد، ** معنی داری در سطح احتمال ۱ درصد
ns Not significant, * Significant at 5% probability level, ** Significant at 5% probability level.

نتایج بررسی خاک

با توجه به جدول ۵، سطح معنی داری اثرات اصلی و اثرات متقابل غلظت کادمیوم و NTA بر میزان کادمیوم قابل جذب (استخراج شده با DTPA)، pH، EC و درصد کربنات کلسیم خاک قابل مشاهده است. کادمیوم قابل جذب (استخراج شده با DTPA) تحت تأثیر اثر متقابل کادمیوم و NTA در خاک کشت شده و کشت نشده به ترتیب در شکل های a8 و b8 نشان داده شده است. پس از کشت گیاه و عمل آبیاری، حداکثر میزان کادمیوم قابل جذب خاک در تیمار ۵۰ میلی گرم کادمیوم در عدم کاربرد NTA مشاهده گردید. در حالی که با کاربرد ۱۵ و ۳۰ میلی مول بر لیتر NTA در همین سطح از آلودگی، کاهش معنی داری در کادمیوم قابل جذب خاک مشاهده گردید (شکل a8). مشابه همین نتایج در خاک در عدم حضور گیاه دیده شد و در سطح آلودگی ۵۰ میلی گرم کادمیوم و عدم کاربرد NTA بیشترین کادمیوم قابل جذب اندازه گیری گردید (شکل b8). در خاک کشت

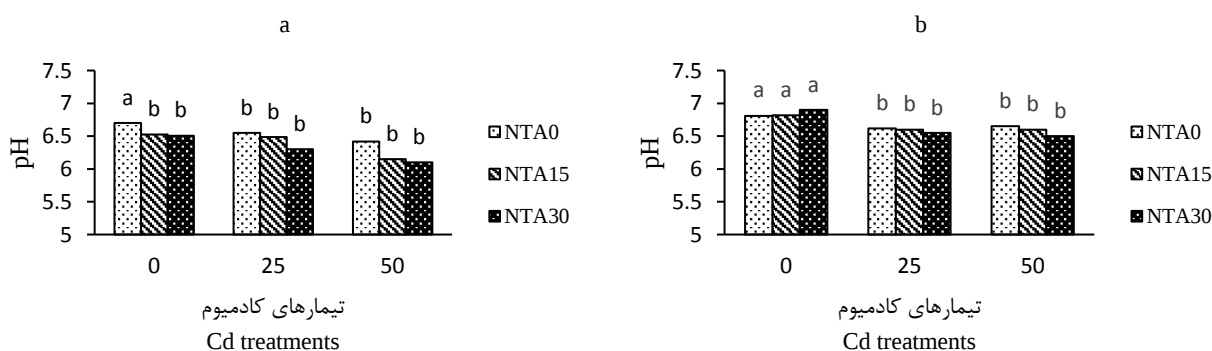
شده به دلیل جذب بخشی از کادمیوم قابل جذب توسط گیاه، میزان کادمیوم قابل جذب باقیمانده در خاک کمتر بوده است. NTA به دلیل اثری که بر روی کاهش pH خاک داشته (شکل ۹) و همچنین به دلیل تشکیل کلات با کادمیوم سبب شده است که کادمیوم با سهولت بیشتری به فرم محلول تبدیل شده و جذب گیاه شود و یا طی عمل آبیاری از خاک خارج گردد و به همین دلیل در تیمارهای کاربرد ۳۰ میلی مول NTA کمترین میزان کادمیوم قابل جذب در خاک مشاهده شد. بنابراین می توان گفت که کلات NTA در افزایش انحلال فلز سنگین کادمیوم موفق عمل کرده است و قابلیت دسترسی عنصر کادمیوم در خاک را افزایش داده است. این نتایج با مطالعات سلیمانی و همکاران (۳۳) مطابقت دارد. آن ها بیان کردند که با افزایش سطوح EDTA، NTA و اسید هومیک مصرفی میزان کادمیوم، سرب و مس شسته شده از خاک افزایش می یابد.



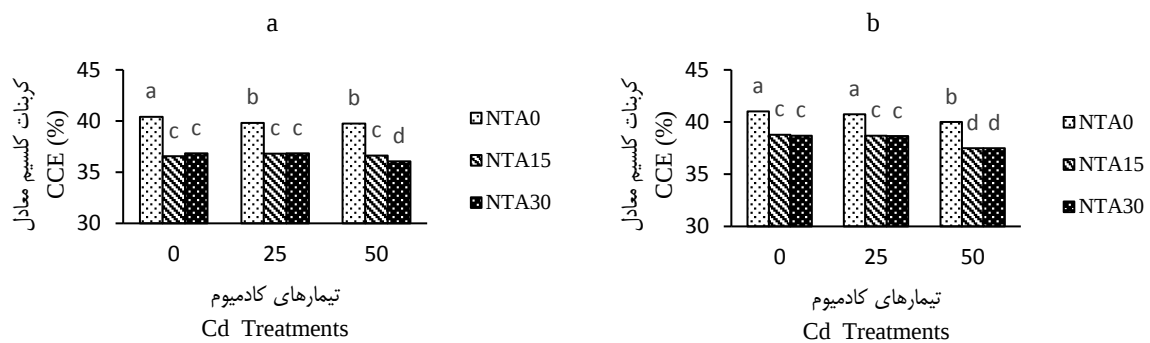
شکل ۸- میانگین اثر متقابل سطوح کادمیوم و NTA بر کادمیوم قابل جذب در خاک کشت شده (a) و کشت نشده (b)
Figure 8- Contrast effect of Cd and NTA levels on DTPA-extractable Cd in cultured soil (a) non-cultured soil (b)

دیده شد و EC در تیمارهای ۵۰ میلی گرم کادمیوم با کاربرد ۳۰ میلی مول NTA نسبت به خاک شاهد در خاک کشت شده ۱/۵ واحد و در خاک کشت نشده ۱ واحد افزایش نشان داد (شکل های a۱۱ و b۱۱). بطور کلی خاک کشت شده دارای pH کمتر و EC بیشتری نسبت به خاک کشت نشده بود. مقدار pH کمتر تیمارهای کشت شده را می توان به فعالیت ریشه گیاه و ترشح اسیدهای آلی در خاک نسبت داد و همچنین EC بالاتر این تیمارها احتمالاً به دلیل کوددهی تیمارهای تحت کشت است. با توجه به سه مرحله آبشویی تفاوت های pH و EC خاک در بین تیمارهای کشت شده با کشت نشده در انتهای آزمایش ها کمتر شده است. نتایج پژوهش حاضر نشان داد که pH و EC خاک در فراهمی و جذب فلزات سنگین توسط گیاهان مؤثر هستند، بطوری که قابلیت دسترسی کادمیوم بعد از کاربرد NTA و مراحل آبشویی خاک تحت تأثیر کاهش pH خاک افزایش یافته است. وجود پیوندهای آلی-فلزی در ترکیبات کلات و فلزات سبب می گردد که فلزات کمتر در معرض کلوئیدها، هیدروکسیدها و اکسیدها قرار گیرند و در نتیجه مانع رسوب و تثبیت آن ها در خاک می شوند. از طرفی کلات ها توسط ریشه گیاهان قابل جذب هستند و می توانند فلزات را از فاز جامد و غیرمحلول به فازهای تبادل پذیر (۷) و از این طریق جذب فلزات توسط گیاهان و همچنین پتانسیل آبشویی فلزات را در خاک افزایش دهند. بنابراین می توان گفت یکی از راهکارهای اثرگذار در افزایش جذب فلزات از خاک توسط گیاه، کاهش pH خاک است. به عبارتی برخی خصوصیات خاک نظیر pH و غلظت کل فلز، کارایی مواد به ساز را افزایش می دهد (۲۰).

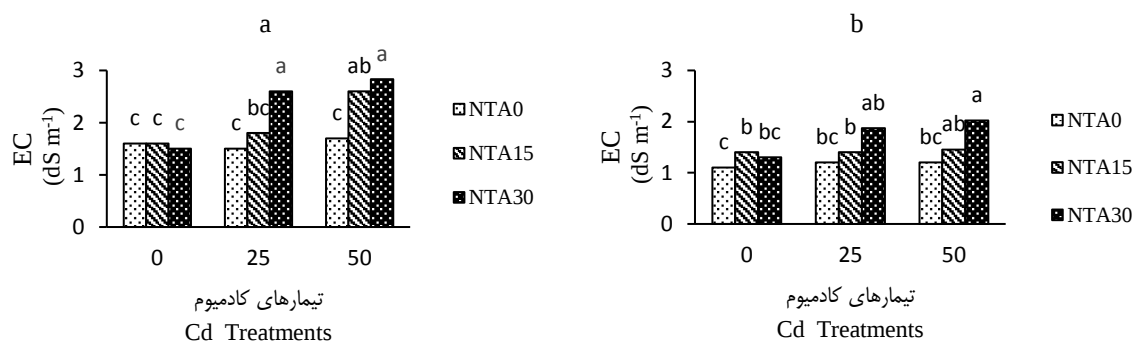
با توجه به نتایج شکل a۱۰، در خاک کشت شده کمترین درصد کربنات کلسیم با ۳۶ درصد در تیمار ۳۰ میلی مول NTA در سطح آلودگی ۵۰ میلی گرم کادمیوم دیده شد که نسبت به تیمار عدم کاربرد NTA و بدون آلودگی کادمیوم (با ۴۰ درصد کربنات کلسیم) میزان ۱۰ درصد کاهش نشان داد. این نشان دهنده انحلال بیشتر کربنات کلسیم خاک در استفاده از سطوح بالای تیمارهای مورد استفاده است. نتایج مشابه در شکل b۱۰ مربوط به خاک کشت نشده دیده شد با این تفاوت که کربنات کلسیم در این تیمارها کاهش کمتری نشان داد. این نتایج را می توان به عدم حضور ریشه گیاه در این تیمارها نسبت داد. احتمالاً ریشه گیاه با ترشحات خود و اسیدی تر کردن محیط خاک شرایط انحلال کربنات کلسیم و آبشویی آن را فراهم می نماید. در خاک کشت نشده نیز کمترین کربنات کلسیم با ۳۷/۵ درصد در تیمارهای ۱۵ و ۳۰ میلی مول NTA در سطح آلودگی ۵۰ میلی گرم کادمیوم مشاهده گردید. کلات NTA در افزایش انحلال فلز سنگین کادمیوم موفق عمل کرد و قابلیت دسترسی عنصر کادمیوم در خاک آهکی را با افزایش انحلال رسوبات آهکی به دنبال داشت (شکل ۱۰). این مواد به دلیل داشتن کربوکسیل و آمین در ساختار خود با یون های فلزی موجود در خاک پیوند برقرار می کنند که به آزادسازی یون های H^+ منجر می شود (۱۱)، بنابراین می توان کاهش pH با کاربرد NTA در خاک را به دلیل رهاسازی بیشتر یون هیدروژن نسبت داد. نتایج تغییرات pH و EC خاک در پایان آزمایش ها نشان داد که کمترین pH در تیمارهای ۵۰ میلی گرم کادمیوم با کاربرد ۳۰ میلی مول NTA مشاهده گردید که نسبت به تیمار شاهد حدود ۰/۶ واحد در هر دو خاک کشت شده و کشت نشده کاهش داشت (شکل های a۹ و b۹). در حالی که در مورد تغییرات EC خاک عکس این نتایج



شکل ۹- تأثیر متقابل سطوح کادمیوم و NTA بر pH در خاک کشت شده (a) و کشت نشده (b)
Figure 9- Contrast Effect of Cd and NTA levels pH in cultured soil (a) non-cultured soil (b)



شکل ۱۰- تأثیر متقابل سطوح کادمیوم و NTA بر کربنات کلسیم معادل (درصد) در خاک کشت شده (a) و کشت نشده (b)
Figure 10- Contrast Effect of Cd and NTA levels on CCE (%) in cultured soil (a) non-cultured soil (b)



شکل ۱۱- تأثیر متقابل سطوح کادمیوم و NTA بر EC (dS m⁻¹) در خاک کشت شده (a) و کشت نشده (b)
Figure 11- Contrast Effect of Cd and NTA levels EC (dS m⁻¹) in cultured soil (a) non-cultured soil (b)

خطرناک باشد و از ادامه رشد گیاه جلوگیری نماید. با توجه به این نتایج می‌توان پیشنهاد کرد برای فلزات سنگین با تحرک بالا مانند کادمیوم در خاک با کاربرد کلات‌کننده NTA و با یک دور آبیاری، بخشی از کادمیوم خاک را شسته و با کمک زهکش از منطقه خارج نمود و همزمان شرایط جذب کادمیوم توسط گیاه طی گیاه‌پالایی را نیز فراهم نمود. ولی قابل ذکر است که در سطوح بالای آلودگی کادمیوم می‌توان با کاربرد NTA به میزان کمتر (۱۵ میلی‌مول) در گیاه‌پالایی کادمیوم در خاک افزایش قابل ملاحظه‌ای مشاهده نمود و از طرفی از پرداخت هزینه‌های اضافه جهت خریداری مقادیر بیشتر NTA برای نرخ مصرف بالاتر جلوگیری کرد. ولی چنانچه هدف آبخویی و استخراج کادمیوم از خاک باشد، بسته به مقدار آلودگی استفاده از مقادیر بالاتر NTA توصیه می‌گردد. مطابق نتایج اثر پالایش کادمیوم توسط گیاه ذرت را در خاک افزایش داد و باعث خارج ساختن کادمیوم از خاک از طریق آبخویی شد. بدین صورت با کمک NTA که یک کلات‌کننده طبیعی و دوستدار محیط زیست است و دارای قابلیت تجزیه پذیری کمتر از ۷ روز در خاک است می‌توان کادمیوم خاک را از طریق آبخویی خارج نمود و یا راندمان پالایش فلز سنگین کادمیوم در روش‌های گیاه‌پالایی را افزایش داد.

نتیجه‌گیری

حذف و استخراج فلز سمی کادمیوم از خاک بستگی به غلظت کلات‌کننده مورد استفاده، غلظت فلز سنگین و دور آبیاری (نرخ آبخویی) دارد. با افزایش دور آبیاری میزان کادمیوم شسته شده از خاک کاهش یافت. به دلیل تحرک بالای کادمیوم در خاک و بویژه استفاده از کلات‌کننده NTA در دور اول آبخویی در مقایسه با دور دوم و سوم آبخویی مقدار کادمیوم بیشتری در زه‌آب مشاهده شد. بدین صورت که در دور اول آبیاری ۹/۱۳ و ۳/۸۸ میلی‌گرم در لیتر کادمیوم به ترتیب در عدم حضور گیاه و شرایط حضور گیاه در تیمارهای دارای سطح کادمیوم ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و ۳۰ میلی‌مول NTA شسته شد که این مقادیر به ترتیب معادل ۱۸ درصد و ۸ درصد کادمیوم کل خاک (۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) است. در سطح کادمیوم ۵۰ میلی‌گرم با کاربرد ۳۰ میلی‌مول NTA نسبت به عدم کاربرد NTA جذب کادمیوم توسط گیاه ۵۷ درصد افزایش یافت ولی سبب کاهش شدید عملکرد وزن خشک گیاه شد. بطوری که وزن خشک اندام‌هوایی و ریشه به ترتیب ۳۰ و ۴۰ درصد کاهش نشان‌داد. این سطح بالای جذب کادمیوم و کاهش عملکرد می‌تواند برای گیاه

منابع

- 1- Akhtar S., and Iram S. 2014. Effect of chelating agents on heavy metal extraction from contaminated soils. Research Journal Chemical Sciences 4(9): 70-87.
- 2- Allen S.E., Grimshaw H.M., and Rowland A.P. 1986. Chemical analysis. p. 285-344. In: Moore, P.D., Chapman, S.B. (ed.) Methods in Plant Ecology. Blackwell Scientific Publication, Oxford, London.
- 3- Anderson R.L., Bishop W.E., and Campbell R.L. 1985. A review of the environmental and mammalian toxicology of nitrilotriacetic acid. Critical Reviews Toxicology 15(1): 1-102.
- 4- Babula P., Ryant P., and Adam V. 2009. The role of sulphur in cadmium ions detoxification demonstrated in invitro model: *Dionaea muscipula*. Environment Chemistry 7(4): 353-361.
- 5- Bai W. 2018. Effects of Application of NTA and EDTA on Accumulation of Soil Heavy Metals in *Chrysanthemum*. p. 1-7. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.
- 6- Brennan R.F., Armour J.D., and Reuter D.J. 1993. Diagnosis of zinc deficiency. p. 167-181. In A.D. Robson (ed.) Zinc in Soils and Plants, P206. Springer, Netherlands.
- 7- Clemens S., Palmgren M.G., and Kramer U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. Journal of Trends in Plant Science 7(7): 309-315.
- 8- Day P.R. 1982. Particle fractionation and particle-size analysis. p: 935-951. In Methods of soil analysis. Page, A.L., R.H. Miller, D.R. Keeney (ed.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- 9- Evangelou M., Ebel W.H.M., and Schaeffer A. 2007. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soils. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. Chemosphere 68(6): 989-1003.
- 10- Hentrich D., Tauer K., Espanol M., Ginebra M.P., and Taubert A. 2017. EDTA and NTA effectively tune the mineralization of calcium phosphate from bulk aqueous solution. Biomimetics 2(24): 1-21.
- 11- Holleman A.F., and Wiberg E. 2001. Inorganic Chemistry. San Diego, Academic Press. Berlin, New York.
- 12- Huang B., Li Z., Huang J., Chen G., Nie X., Ma W., Yao H., Zhen J., and Zeng G. 2015. Aging effect on the leaching behavior of heavy metals (Cu, Zn, and Cd) in red paddy soil. Environmental Science and Pollution Research 22(15): 11467-11477.
- 13- International Joint Commission. 1977. A report to the Great Lakes Research Advisory Board of the International Joint Commission on the health implications of NTA. Windsor, Canada.
- 14- Jalali M., and Rostaii L. 2011. Cadmium distribution in plant residues amended calcareous soils as a function of incubation time. Archives of Agronomy and Soil Science 57(2): 137-148.
- 15- Karimi R., Chorom M., Solhi S., Solhi M., and Safe A. 2012. Potential of *Vicia faba* and *Brassica arvensis* for phytoextraction of soil contaminated with cadmium, lead and nickel. African Journal of Agricultural Research 7(22): 3293-3301.
- 16- Kayser A., Wenger K., Keller A., Attinger W., Felix H.R., Gupta S.K., and Schulin R. 2000. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil: the use of NTA and sulfur amendments. Environmental Science and Technology 34(9): 1778-1783.
- 17- Khalkhaliani Z.N., Mesdaghinia A., and Mahvi A. 2006. An experimental study of heavy metal extraction, using various concentration of EDTA in a sandy loam soils. Pakistan Journal of Biological Sciences 9(5): 837-842.
- 18- Konate A., He X., Zhang Z., Ma Y., Zhang P., Alugongo G.M., and Rui Y. 2017. Magnetic (Fe₃O₄) nanoparticles reduce heavy metals uptake and mitigate their toxicity in wheat seedling. Sustainability 9(5): 790-806.
- 19- Lan J., Zhang S., Lin H., Li T., Xu X., Li Y., Jia Y., and Gong G. 2013. Efficiency of biodegradable EDDS, NTA and APAM on enhancing the phytoextraction of cadmium by *Siegesbeckia orientalis* L. grown in Cd-contaminated soils. Chemosphere 91(9): 1362-1367.
- 20- Lim T.T., Tay J.H., and Wang J.Y. 2004. Chelating-agent enhanced heavy metal extraction from a contaminated acidic soil. Journal of Environmental Engineering 130(1): 59-66.
- 21- Liu L., Li W., Song W., and Guo M. 2018. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. Science of the Total Environment 633:206-219.
- 22- Loppert R.H., and Suarez D.L. 1996. Carbonate and gypsum. p. 437- 474. In D.L. Sparks et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 3. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 23- Mahvi A., Mesdaghinia A., and Naghipoor D. 2005. Comparison of heavy metals extraction in contaminated soils by various concentrations of EDTA. Journal of Biological Sciences 8(8): 1081-1085.
- 24- Majer B.J., Tscherko D., and Paschke A. 2002. Effects of heavy metal contamination of soils on micronucleus induction in *Tradescantia* and on microbial enzyme activities: a comparative investigation. Mutation Research 515(1-2): 111-124.
- 25- Martell A.E., and Smith R.M. 1974. Critical Stability Constants. Vol. 1, Amino Acids, New York, Plenum.
- 26- Mauskar J.M. 2007. Cadmium-an environment toxicant. Central Pollution Control Board. Ministry of Environment and Forests, Govt of India, Parivesh Bhawan, East Arjun Nagar, Delhi-110032.

- 27- Naghipour D., Jaafari J., Ashrafi S.D., and Mahvi A.H. 2017. Remediation of heavy metals contaminated silty clay loam soil by column extraction with Ethylenediaminetetraacetic Acid and Nitrilo Triacetic Acid. *Journal of Environmental Engineering* 143(8): 04017026.
- 28- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., and Dean L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA. Circ. 939. U. S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- 29- Ozkan A., Gunkaya Z., and Banar M. 2016. Pyrolysis of plants after phytoremediation of contaminated soil with lead, cadmium and zinc. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 96(3):415-419.
- 30- Quartacci M.F., Baker A.J.M., and Navari-Izzo F. 2005. Nitriloacetate and citric acid assisted phytoextraction of cadmium by Indian mustard (*Brassica juncea* (L.) Czernj, *Brassicaceae*). *Chemosphere* 59(9): 1249-1255.
- 31- Sarwar N., Imran M., Shaheen M.R., Ishaq W., Kamran A., Matloob A., Rehim A., and Hussain S. 2017. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. *Chemosphere* 171: 710-721.
- 32- Shen Z.G., Li X.D., Wang C.C., Chen H.M., and Chua H. 2002. Lead phytoextraction from contaminated soils with high-biomass plant species. *Journal of Environmental Quality* 31(6): 1893-1900.
- 33- Soleimani M., Hajabbasi M.A., Afyuni M., Akbar S., Jensen J.K., Holm P.E., and Borggaard O.K. 2010. Comparison of natural humic substances and synthetic ethylenediaminetetraacetic acid and nitrilotriacetic acid as washing agents of a heavy metal polluted soil. *Journal of Environmental Quality* 39(3): 855-862.
- 34- Sumner M.E., and Miller W.P. 1996. Cation exchange capacity, and exchange coefficients. p. 1201-1231. In D.L. Sparks (ed.), *Methods of soil analysis*. p1320. Part 2: Chemical properties, (3rd ed.) ASA, SSSA, CSSA, Madison, WI.
- 35- Thangavel P., and Subhram C.V. 2004. Phytoextraction: role of hyper accumulators in metal contaminated soils. *Proceedings of the Indian National Science Academy. Part B* 70(1): 109-130.
- 36- Turan M., and Esringu A. 2007. Phytoremediation based on canola (*Brassica napus* L.) and Indian mustard (*Brassica juncea* L.) planted on spiked soil by aliquot amount of Cd, Cu, Pb, and Zn. *Plant, Soil and Environment*, 53(1): 7-15.
- 37- Walkley A., and Black I.A. 1934. Review examination of the degtjareff method determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Journal of Soil Science* 34: 29-38.
- 38- Wang G., Zhang S., Xu X., Li T., Li Y., Deng O., and Gong G. 2014. Efficiency of nanoscale zero-valent iron on the enhanced low molecular weight organic acid removal Pb from contaminated soil. *Chemosphere* 117: 617-624.
- 39- Wei S., Teixeira Da Silva J.A., and Zhou Q. 2008. Agro-improving method of phytoextracting heavy metal contaminated soil. *Journal of Hazard Materials* 150(3): 662-668.
- 40- Wenzel W.W., Unterbrunner R., Sommer P., and Pasqualina S. 2003. Chelate-assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and lysimeter experiments. *Plant and Soil*, 249(1): 83-96.
- 41- Wilcox L.V. 1951. A method for calculating the saturation percentage from the weight of a known volume of saturated soil paste. *Journal of Soil Science* 73 (3): 233-238.
- 42- Wu J., Hsu F., and Cunningham S. 1999. Chelate-assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake and translocation constrains. *Environmental Science and Technology*, 33(11): 1898-1904.
- 43- Yanai J., Zhao F.J., and McGrath S.P. 2006. Effect of soil characteristics on Cd uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Environmental Pollution* 139(1): 167-175.
- 44- Zhang L., Zhang L., and Song F. 2008. Cadmium uptake and distribution by different maize genotypes in maturing stag. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39(9-10): 1517-1531.
- 45- Zhao S., Jia L., and Duo L. 2016. Combining nitrilotriacetic acid and permeable barriers for enhanced phytoextraction of heavy metals from municipal solid waste compost by lolium perenne and reduced metal leaching. *Journal of Environmental Quality* 45(3): 933-939.
- 46- Zou Z., Qiu R., Zhang W., Dong H., Zhao Z., Zhang T., Wei X., and Cai X. 2009. The study of operating variables in soil washing with EDTA. *Environmental Pollution* 157(1): 229-236.



Efficiency of *Nitrilo Triacetic Acid* (NTA) on Leaching and Refining of Cadmium from Soil by Maize

N. Mehrab^{1*} - M. Chorom² - M. Norouzi Masir³

Received: 14-01-2019

Accepted: 30-05-2020

Introduction: Decontamination of heavy metals (HMs), especially cadmium (Cd) which has high mobility in the soil, is very important due to the effects of HMs pollution on the soil, environment, and human. Numerous efforts have been made to develop technologies for the remediation of contaminated soils, including ex-situ washing with physical-chemical methods, and the in-situ immobilization of metal pollutants. These methods of clean up are generally very costly, and often harmful to properties of the soil (i.e., texture, organic matter, microorganisms). Recently, the phytoremediation of HMs from contaminated soils has attracted attention for its low cost of implementation and many environmental benefits. Several chelating agents, such as DTPA, EDTA, and NTA, have been studied for their ability to dissolve metals, leach heavy metals, and enhance the uptake of metals by plants. Although many researchers have reported that EDTA is excellent solubilizing agents for HMs from contaminated soils, it is quite persistent in the environment due to the low biodegradability. Hence recently the easily biodegradable chelating agent NTA has been proposed to enhance the uptake of HMs in phytoremediation as well as the leaching of HMs from the soil. Therefore, in the present study attempts are made to investigate the effect of applicability NTA in Cd leaching and the refining of Cd from contaminated-soil by maize.

Materials and Methods: In this research, the effect of NTA on Cd leaching and its absorption by maize in contaminated-soil in a greenhouse experiment were investigated. The experiment was a factorial experiment based on a completely randomized design. The treatments consisted of three levels of Cd contamination (0, 25 and 50 mg kg⁻¹soil) and three levels of NTA (0, 15 and 30 mmol per pot) in loamy soil and in the cultured and non-cultured conditions under three irrigation conditions. The soil was contaminated with *cadmium chloride* (CdCl₂.2.5H₂O). Nitrogen, phosphorus, and potassium (in the form of urea, triple superphosphate and potassium phosphate, respectively) were added to the pots. NTA was added in three steps to the pots. The first step of adding NTA was beginning 4 weeks after cultivation, occurring approximately once in 14 days. Also, 7 days after adding NTA, the pots were irrigated with an amount corresponding to 20% more water than the moisture of soil saturation condition. The drainage water collected from each irrigation event was kept in a refrigerator at 5°C prior to Cd analysis. The plants were cut about 5 mm above the soil surface after 10 weeks of maize growth and were dried for analyzing Cd in the plant. Analysis of variance was used to study the effects of different treatments of Cd and NTA on Cd contents in drainage water, plant, and soil. Statistical analysis were performed using SPSS. Means of treatments were compared using Duncan's Multiple Range Test (DMRT) and the graphs were plotted in Excel.

Results and Discussion: The contrasting impact between irrigation rounds and Cd treatments, as well as NTA treatments on Cd_{total} leached was significant (P<0.05). The highest Cd leached was in 50 mgCd kg⁻¹soil (Cd50) and 30 mmol NTA (NTA30) in the first irrigation round. In the next two rounds, the Cd leached from the soil was inconsiderable. Different levels of Cd and NTA showed a significant difference in Cd concentration in the first round of leaching. In non-cultivated pots, the amount of Cd leaching in Cd50NTA15 and Cd50NTA30 treatments increased by 8 and 15 times, respectively than that in Cd50NTA0 treatment. In the case of similar treatments in the presence of maize, the Cd leaching rate increased by 5.8 and 6 times, respectively, than that in (NTA0). Cd absorbed by maize in (Cd50, NTA30) was maximum and that measured 58% more than that in (Cd50, NTA0), while dry weight decreased significantly (30% in the shoot and 40% in the root). After the cultivation and leaching process, the maximum amount of DTPA-extractable Cd was observed in (Cd50, NTA0). While using (NTA15, NTA30) at the same level of Cd-contamination (Cd50), there was a significant decrease in DTPA-extractable Cd (due to the increase in Cd dissolved, Cd leached and Cd absorbed by plants). Due to pH

1, 2 and 3- Ph.D. Student, Professor and Assistant Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran, respectively.

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

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.78046

between 2-3 and EC about 2.5-3.5 in NTA solutions, the application of NTA in soil decreased pH and increase EC in the soil. On the other hand, the decrease in pH of soil increased solubility of calcium carbonate equivalent (CCE), thereby reduced CCE in the soil. The results of this study showed that the soil pH was effective on HMs absorption by plants, therefore the availability of Cd after the use of NTA may be due to the decrease of alkalinity in the soil. The presence of organic-metal bonds in chelate-metal compounds causes metals to be less exposed to colloids, hydroxides, and oxides thus will prevent their stabilization in the soil. So it can be said that one of the effective methods for increasing the absorption of HMs from the soil by the plant is to reduce the pH of the soil. Some of the soil properties, such as pH and total heavy metal concentration, improves the efficiency of the chelator agent.

Conclusion: The results showed that an increase in the amount of Cd contamination and NTA applied increased Cd content in drainage water and Cd which was uptake by maize. Also, results showed well, the combined of maize planting and the use of NTA is successful in refining Cd from contaminated-soil. It seems that Adding NTA as a natural chelator in Iranian calcareous soils can increase the dissolution of Cd and extract it from the soil during a leaching period without contamination of the environment, as well as increase the efficiency of removing Cd by maize.

Keywords: Cadmium, Leaching, NTA, Phytoremediation



مقاله علمی-پژوهشی

نقش ورمی کمپوست در تغییر مؤلفه‌های فیزیکی، شیمیایی، هیدرولیکی و آبشویی یک خاک لومی شنی

حسین باقری^۱ - حمید زارع ابیانه^{۲*} - عزیزالله ایزدی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۳/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۳/۱۰

چکیده

هدف مطالعه حاضر بررسی اثر ورمی کمپوست بر ویژگی‌های شیمیایی، فیزیکی، هیدرولیکی و آبشویی املاح و کلونیدهای خاک است. به منظور اصلاح خاک، ۱/۴۵ درصد وزنی ورمی کمپوست با خاک طبیعی مخلوط و ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و هیدرولیکی دو خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست تعیین گردید. سپس، ستون‌هایی با طول و قطر ۲۰ و ۵/۹۵ سانتی‌متر تهیه و با ۱۰ سانتی‌متر خاک پر شد تا عمل آبشویی به مدت ۲۴ ساعت در حالت اشباع به درون آن‌ها انجام شود. محلول‌های خروجی در زمان‌های مختلف جمع‌آوری و مقادیر سدیم، نیترات، کربن آلی محلول، کل املاح محلول (TDS) و کلونید پس از اندازه‌گیری به صورت تجمی تا ۶ و ۲۴ ساعت آبشویی محاسبه و مقایسه میانگین‌ها در سطح ۵٪ انجام شد. ورمی کمپوست، از ویژگی‌های شیمیایی ماده آلی، کربن آلی، نیترات قابل استخراج، سدیم محلول، سدیم محلول و تبادل، EC و TDS را به اندازه ۱۲/۴۲، ۱۲/۹، ۱۱۸/۹۶، ۸۰/۴۳، ۴۴/۴۸، ۱۰۹/۴ و ۱۰۹/۴ درصد افزایش و pH را ۲/۳۵ درصد کاهش داد. کاهش ۳/۸۱ درصدی چگالی ظاهری، افزایش ۱/۳۸، ۷/۲۵ و ۵/۶ درصدی تخلخل، هدایت هیدرولیکی و سرعت آب‌حفره‌ای و جابجایی منحنی رطوبتی به سمت رطوبت‌های بیشتر در اطراف نقطه اشباع و پرمردگی دائم از دیگر اثرات ورمی کمپوست است. طبق نتایج آبشویی، ورمی کمپوست موجب آبشویی معنی‌دار سدیم، نیترات، کربن آلی، TDS و کلونید خاک در سطح احتمال ۵ درصد و کاهش نرخ آن‌ها در زمان‌های طولانی‌تر شد. علی‌رغم نتایج مثبت کاربرد ورمی کمپوست، فرآیند آبشویی ۲۴ ساعته به سبب خروج تنها ۸ درصد از TDS بخش ورمی کمپوست خاک، نقش موثری در کاهش شوری خاک نداشت در حالی که سبب خروج ۴۴/۶ درصد از نیترات ورمی کمپوست خاک شد که می‌تواند نگران‌کننده باشد. با توجه به اینکه این مطالعه تنها بر روی یک خاک شنی لومی در شرایط آزمایشگاهی انجام شده لذا نتایج آن قابل تعمیم به دیگر خاک‌ها نبوده و برای خاک‌های با بافت متفاوت انجام مجدد این مطالعات توصیه می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: آبشویی کربن آلی محلول، آبشویی نیترات، آبشویی کلونید، ضرایب هیدرولیکی خاک، منحنی رطوبتی خاک

مقدمه

ورمی کمپوست برای بهبود خصوصیات ساختمانی خاک می‌داند. داشتن کلسیم و منیزیم قابل جذب گیاه و رهاسازی تدریجی کربن آلی، نیتروژن، فسفر و پتاسیم از مزایای زیستی ورمی کمپوست است (۳۷ و ۲۸). در مطالعه شته و همکاران (۴۱) نیز آزادسازی کندتر ترکیبات نیتروژنه در ورمی کمپوست نسبت به سایر کودهای آلی گزارش شده است. میرزائی تختگاهی و قمرنیا (۳۱) ورمی کمپوست را به علت داشتن ماده آلی و تخلخل زیاد، تهویه و زهکشی مناسب و افزایش سطوح جاذب مواد مغذی خاک توصیه کردند. ماده آلی موجود در ورمی کمپوست با هم‌آوری و ثبات رس‌ها به‌ویژه کلونیدهای خاک از فرسایش عمودی خاک و مهاجرت رس‌ها جلوگیری می‌نماید (۲۸). قانون (۱۷) انتقال عوامل آلاینده منابع آب، توسط کلونیدها و رس‌ها و بولان و همکاران (۹) خطر آبشویی کربن آلی و تاثیرات آن بر انتقال آفت‌کش‌ها و فلزات سنگین به آب‌های زیرزمینی را گزارش کردند. کانی‌های رسی به دلیل برخورداری از سطح ویژه و ظرفیت تبادل

ورمی کمپوست حاصل فعالیت بیولوژیکی نوعی کرم خاکی است که با تغذیه مواد آلی موجود در طبیعت، کود آلی بیولوژیک برای کشاورزی تولید می‌نماید. این کود با داشتن مقادیر بالای نیتروژن، فسفر و پتاسیم در افزایش کمی و کیفی محصولات و پایداری کشاورزی موثر است (۲۵). نادا و همکاران (۳۳) افزایش ظرفیت نگهداشت آب و مواد غذایی و تخلخل کل خاک را از ویژگی‌های

۱ و ۲- به ترتیب دانش‌آموخته دکتری و استاد آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آب، دانشگاه بوعلی سینا، همدان

(*)- نویسنده مسئول: (Email: zare@basu.ac.ir)

۳- محقق پژوهشی منابع آب، مرکز تحقیقات آب، دانشگاه سلطان قابوس، عمان
DOI: 10.22067/jsw.v34i3.80755

معمول مصرف ورمی کمپوست است (۴۵). بدین ترتیب دو نمونه خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست جهت مطالعه آماده گردید. بافت خاک مورد مطالعه براساس درصد اندازه ذرات شن (۵۹/۲ درصد)، سیلت (۲۳/۴ درصد) و رس (۱۷/۴ درصد)، شنی لومی است. ورمی کمپوست مورد استفاده حاوی ۰/۱۲ درصد نیتروژن محلول، ۱۳۱۰/۸ میلی گرم بر لیتر سدیم محلول، ۲۵/۳۱ درصد کربن آلی، ۴۳/۶ درصد ماده آلی، ۴۹۰۲/۱۹ میلی گرم بر لیتر TDS، هدایت الکتریکی ۹/۳۴ دسی زیمنس بر متر و pH ۷/۵ بوده که مطابق با روش های موسسه استانداردها و تحقیقات صنعتی ایران (۲۲) تعیین گردید. مقادیر رطوبت خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست در فشارهای مختلف صفر تا ۱۵ کیلوپاسکال به وسیله دستگاه صفحات فشاری تعیین و منحنی رطوبتی آن ترسیم شد. شبیه سازی منحنی رطوبتی با مدل معلم-ون گنوختن طبق رابطه ۱ در محیط برنامه RETC انجام و ضرایب آن تعیین گردید.

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha h)^n)^m}; m = 1 - 1/n \quad (1)$$

که در آن، θ_s رطوبت اشباع ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)، θ_r رطوبت باقی مانده ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) و α ، n و m ضرایب تجربی است.

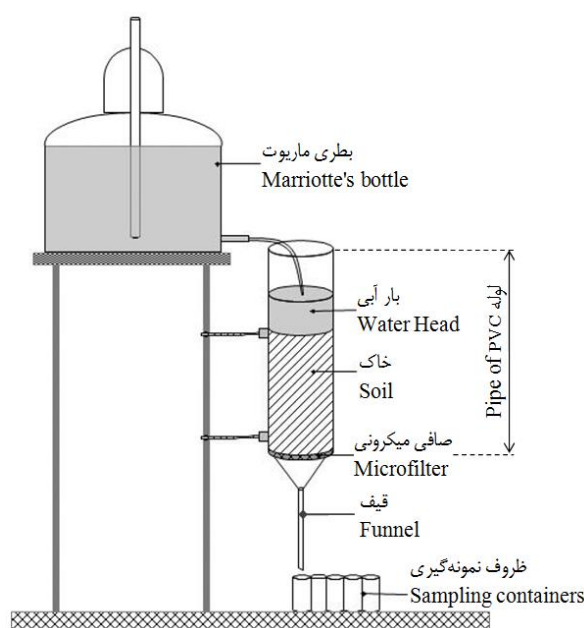
در این مطالعه، درصد اندازه ذرات به روش هیدرومتر به دست آمد و کل رس های قابل استخراج در آزمایش هیدرومتری برابر ۱۷۴ گرم بر کیلوگرم خاک بود که به عنوان مقدار کلئید اولیه برای آزمایش های آبشویی لحاظ گردید (۱۷). هدایت هیدرولیکی اشباع خاک به روش آزمایشگاهی بار ثابت، چگالی ظاهری به روش سیلندر، تخلخل با روش اشباع آب و سرعت آب حفراهی از نسبت سرعت دارسی (ظاهری) بر تخلخل خاک برای هر دو نمونه خاک تعیین شد. سرعت دارسی حاصل نسبت دبی جریان ریزی در ستون بر سطح مقطع ستون خاک است. مقادیر کربن و ماده آلی هر دو نمونه به روش والکی-بلک و مقدار نیترات قابل استخراج از نسبت ۱ به ۵ سوسپانسیون خاک به محلول ۲ مولار کلرید پتاسیم با اسپکتوفتومتر مدل Varian, Cary 100 اندازه گیری شد. مقدار سدیم محلول و تبدیلی از سوسپانسیون خاک به محلول ۱ مولار استات آمونیوم با نسبت ۱ به ۵ و سدیم محلول، EC و pH از نسبت ۱ به ۵ خاک با آب مقطر به روش شعله سنجی با دستگاه فلیم فتومتر مدل عقربه ای فاطرالکترونیک، J-405 EC سنج و pH سنج قرائت شد (۱۳). مقدار کل املاح محلول (TDS) بر حسب میلی گرم بر لیتر از رابطه $524.86 \times \text{EC} (\text{dS m}^{-1})$ محاسبه گردید که در آن مقدار ۵۲۴/۸۶ ثابت دستگاه است.

کاتیونی بالا، نقش مهمی در ایجاد اشکال پایدار با ماده آلی و تشکیل خاکدانه دارند (۱۵). تاثیرات پایدار ورمی کمپوست در مقایسه با کودهای معدنی به دلیل مصرف کمتر و استفاده بهینه تر توسط گیاه در درازمدت موجب تجمع کمتر نیترات در خاک و کاهش خطر آبشویی به منابع آب زیرزمینی می شود. مواد آلی با افزایش ضرایب انتشار و تاخیر یون نیترات سبب تمایل به جذب داخلی در کلئیدهای خاک و آبشویی کمتر به آب های زیرزمینی است (۲۳). تغییر هیدرولیک جریان خاک متاثر از ورمی کمپوست شامل افزایش هدایت هیدرولیکی اشباع و جابه جایی منحنی رطوبتی به سمت پتاسیل های بیشتر گزارش شده که مبین افزایش معنی دار ضریب α و کاهش ضریب n و گنوختن بوده است (۳۴). منحنی رطوبتی خاک و ضرایب آن به دلیل وابستگی به اندازه و نحوه توزیع حفرات در توده خاک تا حد زیادی بیان کننده رفتار خاک در عبور سیال و توان پخش آلودگی است. مقادیر بزرگ تر ضرایب α و n در منحنی رطوبتی مبین هدایت هیدرولیکی بیشتر و افزایش جریان توده ای املاح است (۱). نتایج برخی مطالعات نشان داد جابجایی منحنی رطوبتی خاک از طریق تغییر توزیع اندازه حفرات، میزان تخلخل، تعداد خاکدانه های درشت و فیزیک ساختمان خاک بر جریان آب در خاک و فعل و انفعالات شیمیایی خاک تاثیر داشته (۲۹ و ۴۲) و سبب توزیع متفاوت آب و املاح درون حفرات شده است (۵۲).

علی رغم فواید مذکور و تاثیرات پایدار ورمی کمپوست در غنی سازی خاک، افزایش شوری خاک جزء مشکلات رایج کاربرد ورمی کمپوست است (۲). یاری و همکاران (۵۳) نیز نشان دادند افزودن کمپوست موجب کاهش اندک pH و افزایش معنی دار شوری شد. لذا، استفاده از ورمی کمپوست نیاز به ملاحظات آبشویی برای اطمینان از کیفیت خاک و حفظ عملکرد گیاه و ملاحظات زیست محیطی برای بررسی خطر آبشویی نیترات، کربن آلی و کلئیدهای خاک جهت سلامت منابع آب را ایجاد می کند. بنابراین هدف مطالعه حاضر بررسی تاثیر ورمی کمپوست بر ویژگی های شیمیایی، فیزیکی و هیدرولیکی خاک و نقش آن ها در آبشویی مقادیر کل املاح محلول، سدیم، نیترات، کربن آلی محلول و کلئیدهای رسی خاک است.

مواد و روش ها

نمونه خاک مورد آزمایش از لایه ۰-۲۰ سانتی متری زمین زراعی دانشگاه بوعلی سینا در مختصات جغرافیایی ۳۴ درجه و ۴۷/۹۱ دقیقه عرض شمالی و ۴۸ درجه و ۲۸/۸۹ دقیقه طول شرقی در ارتفاع ۱۸۶۰ متری از سطح دریا در جنوب غربی شهر همدان برداشت شد. مقدار ۱/۴۵ درصد وزنی ورمی کمپوست معادل ۱۷/۶۸ تن در هکتار به ۲۰۰۰ گرم خاک هوا خشک عبوری از الک ۲ میلی متری اضافه و به طور یکنواخت با آن مخلوط گردید. این مقدار جز محدوده نرخ های



شکل ۱- شماتیک آبشویی ستون‌های خاک
Figure 1- Schematic view of the soil columns leaching

کلیه آزمایشات در سه تکرار اجرا گردید.

نتایج و بحث

طبق هدایت الکتریکی ۹/۳۴ دسی‌زیمنس بر متر ورمی کمپوست، اعمال ۱۷/۶۷ تن ورمی کمپوست در هکتار محدودیتی نداشته ولی نسبت سدیم به کل املاح محلول در ورمی کمپوست برابر ۲۶/۷۴ درصد از سطح مجاز ۲۵ درصد بیشتر بوده که به لحاظ خطر افزایش سدیم خاک می‌تواند نگران‌کننده باشد (۳۹). خلاصه برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و ضرایب هیدرولیکی خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست در جدول ۱ آمده است.

همان‌گونه که از جدول ۱ ملاحظه می‌گردد مقادیر ماده آلی در خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست به ترتیب ۱/۶۱ و ۱/۸۱ درصد، کربن آلی ۰/۹۳۶ و ۱/۰۵۲ درصد و نیترات ۳۸/۴ و ۸۴/۰۸ میلی گرم بر لیتر است. به عبارتی افزودن ۱۷/۶۸ تن در هکتار ورمی کمپوست به خاک طبیعی، موجب افزایش ۱۲/۴۲، ۱۲/۴۲ و ۱۱۸/۹۶ درصدی ماده آلی، کربن آلی و نیترات خاک شد. در مطالعه احمدآبادی و همکاران (۲) افزایش غلظت کربن آلی خاک ناشی از افزودن ۲۰ تن در هکتار ورمی کمپوست و در مطالعه کلیک و همکاران (۱۹) افزایش ماده آلی متاثر از کاربرد بیش از ۱۰ تن در هکتار کمپوست فرآوری شده در خاک گزارش شد. افزایش کربن آلی به دلیل وجود مواد آلی و تجزیه آن‌ها در اثر فرایندهای زیستی در ورمی کمپوست و افزایش نیترات به دلیل لعاب و تراوده‌های نیتروژن‌دار ناشی از فعالیت کرم خاکی است.

برای انجام آزمایش‌های آبشویی، ۶ ستون پلی‌وینیل کلراید (PVC) به طول ۲۰ سانتی‌متر با قطر داخلی ۵/۹۵ سانتی‌متر تهیه و انتهای آن‌ها جهت جلوگیری از خروج ذرات درشت خاک با توری سیمی، کاغذ صافی ۱۰ میکرونی و بست فلزی تجهیز شد. ستون‌ها پس از آماده‌سازی و پر کردن با ۳۵۰ گرم خاک به مدت ۲۴ ساعت در ظرف آب قرار داده تا از پایین به بالا اشباع شوند. سپس جهت شروع عملیات آبشویی، ستون‌ها روی قیف و سه پایه‌های فلزی جای گرفتند. دبی آب ورودی به ستون‌های خاک به کمک بطری ماریوت مشابه شکل (۱) به گونه‌ای تنظیم شد که در طی ۲۴ ساعت آبشویی، ارتفاع آب روی سطح هر دو خاک یکسان و ثابت باشد. در نهایت، شدت جریان تغذیه و خروجی برای ستون خاک طبیعی ۲/۶ و برای ستون خاک ورمی کمپوست‌دار ۲/۷۹ سانتی‌متر مکعب بر دقیقه شد. مقدار ۱۰ سانتی‌متر از ستون‌ها به خاک و ۱۰ سانتی‌متر به فضای خالی جهت ارتفاع آب آبشویی اختصاص یافت. برای جمع‌آوری زه‌آب خروجی از ستون‌ها، ظروف نمونه‌گیر در پایین قیف قرار داده شدند.

مقدار کلونید نمونه‌های خروجی زه‌آب از هر ستون در گام‌های زمانی ۲ تا ۱۲۰ دقیقه از ابتدا تا انتهای آزمایش به وسیله کدورت‌سنج مدل HANNA Ins., Microprocessor, HI 93703 اندازه‌گیری شد. هم‌چنین مقادیر نیترات، کربن آلی محلول، کل املاح محلول، سدیم محلول و تبدیلی هر نمونه آبشویی تعیین گردید. در انتها مقادیر تجمعی کلونید آبشویی و دیگر مؤلفه‌های اندازه‌گیری شده از هر ستون برای ۶ ساعت و ۲۴ ساعت محاسبه و مقایسه میانگین‌ها بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح آماری ۵ درصد انجام شد.

جدول ۱- اثر ورمی کمپوست بر ویژگی‌های شیمیایی، فیزیکی و هیدرولیکی خاک

Table 1- The effect of vermicompost on the soil chemical, physical and hydraulic properties

ویژگی Property	خاک طبیعی Natural soil	خاک دارای ورمی کمپوست Vermicompost-containing soil	درصد تغییرات Change percent
ماده آلی (%) Organic matter (%)	1.61	1.81	12.42
کربن آلی Organic carbon (%)	0.936	1.052	12.42
نیتрат قابل استخراج Extractable nitrate (mg l ⁻¹)	38.4	84.08	118.96
سدیم محلول Soluble sodium (mg l ⁻¹)	6.03	10.88	80.43
سدیم تبدلی و محلول Exchangeable and soluble sodium (mg l ⁻¹)	33.32	48.14	44.48
EC (dS m ⁻¹)	1.27	2.66	109.4
TDS (mg l ⁻¹)	666.57	1396.13	109.4
pH (-)	8.10	7.91	-2.35
چگالی ظاهری Bulk density (gr cm ⁻³)	1.206	1.16	-3.81
تخلخل Porosity (%)	58.7	58.9	1.38
هدایت هیدرولیکی اشباع Saturated hydraulic conductivity (cm min ⁻¹)	0.069	0.074	7.25
سرعت آب حفره‌ای Pore water velocity (cm min ⁻¹)	0.215	0.227	5.6
θ_s (cm ³ cm ⁻³)	0.579	0.587	1.38
θ_r (cm ³ cm ⁻³)	0.114	0.128	12.28
α (cm ⁻¹)	0.016	0.023	43.75
n (-)	2.417	2.508	3.76

۳۸/۴ میلی گرم در لیتر و ۱/۲۷ دسی‌زیمنس بر متر است که با افزودن ورمی کمپوست، به ۸۴/۰۸ میلی گرم بر لیتر و ۲/۶۶ دسی‌زیمنس بر متر افزایش یافت. هدایت الکتریکی از پارامترهای مهم در ارزیابی شوری و مقدار یون‌های موجود در محلول اشباع خاک می‌باشد که به‌طور مستقیم با مجموع آنیون‌ها و کاتیون‌ها مرتبط است و شاخصی مناسب برای شناسایی مقادیر کل نمک‌ها در عصاره اشباع خاک است. یکی از اثرات فعالیت کرم‌های خاک‌زی در تولید ورمی کمپوست افزایش حلالیت و تحرک یون‌های حاصل از تجزیه مواد آلی و فرآیند معدنی شدن آن‌ها است که موجب افزایش هدایت الکتریکی می‌گردد. به عبارتی آزادسازی نمک‌های معدنی مانند فسفات، آمونیوم و پتاسیم از طریق ورمی کمپوست، موجب افزایش EC، درصد نیتروژن کل و نیترات محلول در خاک شد (۲۳). تجزیه دائمی ورمی کمپوست توسط ریزجانداران خاک در گذر زمان سبب رهاسازی مجدد نیترات، سهولت دسترسی ریشه به آن، رشد پیوسته گیاه، کاهش خطر آلودگی نیترات و کاهش آلودگی منابع آب است (۳۰). کاهش چگالی ظاهری خاک به میزان ۳/۸۱ درصد و افزایش تخلخل خاک به میزان ۱/۳۸ درصد نیز از دیگر تغییرات

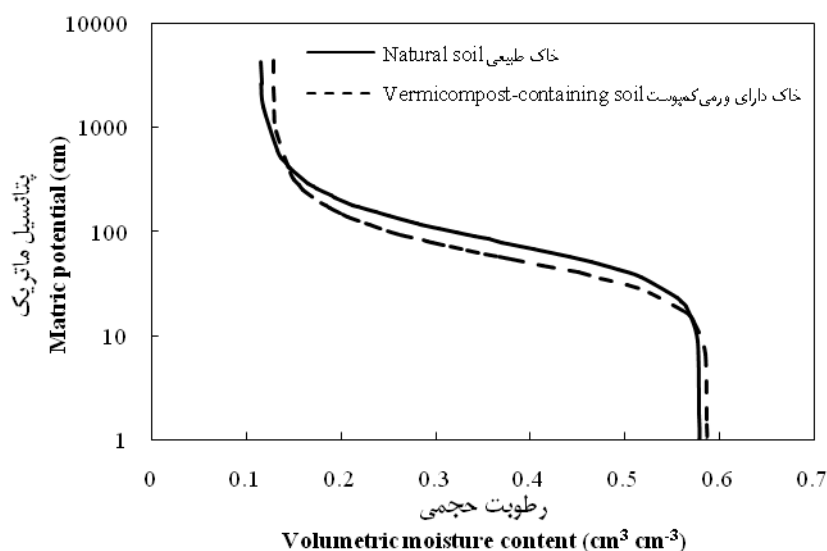
از دیگر نتایج جدول ۱ کاهش ۲/۳۵ درصدی pH از ۸/۱ به ۷/۹۱ در خاک ورمی کمپوست‌دار به واسطه نیتروژن‌زایی و تولید پروتون بود. کاهش pH فرایندی مهم در حفظ نیتروژن و عدم هدررفت آن از طریق تصعید گاز آمونیاک بوده که متاثر از تولید اسیدهای آلی حاصل از تجزیه ترکیبات آلی و تشکیل H₂CO₃ نشات گرفته از فعالیت میکروبی ورمی کمپوست است (۱۱ و ۲۴). ضمناً، با توجه به ماهیت آلی کود ورمی کمپوست و حذف مواد آلی طی فرآیند تعیین بافت خاک، کاربرد ورمی کمپوست موجب تغییر بافت خاک نشد (۷ و ۱۳).

جدول ۱ نشان می‌دهد مقدار سدیم محلول خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست با ۸۰/۴۳ درصد تغییر از ۶/۰۳ میلی گرم بر لیتر به ۱۰/۸۸ میلی گرم بر لیتر و مجموع سدیم محلول و تبدلی نیز با ۴۴/۴۸ درصد تغییر از ۳۳/۳۲ به ۴۸/۱۴ میلی گرم بر لیتر جابجا شد. وجود ۱۳۱۰/۸ میلی گرم بر لیتر سدیم در ورمی کمپوست و رهاسازی آن به فاز محلول در رقابت با کاتیون‌های چندظرفیتی موجب افزایش سدیم محلول و تبدلی خاک ورمی کمپوست‌دار شد (۳۵). مطابق جدول ۱ مقدار نیترات و EC در خاک طبیعی به‌ترتیب

اشباع و باقی‌مانده است. امامی و آستارایی (۱۶) ضمن موثر دانستن اصلاح‌کننده‌های آلی بر ضریب θ_s ، تغییر ویژگی‌های ساختمانی خاک را دلیل افزایش آن عنوان کردند. تغییرات بیشتر θ_r نسبت به θ_s نشان‌دهنده تأثیرپذیری بیشتر θ_r از افزایش کسر کربن و ماده آلی خاک به‌واسطه دارا بودن سطح ویژه زیاد و افزایش تخلخل ریز خاک است (۵). افزایش قابل ملاحظه α ناشی از افزایش تخلخل به‌ویژه تخلخل درشت و افزایش هدایت هیدرولیکی اشباع بوده که عامل تغییرات منحنی رطوبتی در رطوبت‌های اطراف نقطه ورود هوا به خاک و تخلیه سریع‌تر رطوبت در حفرات درشت خاک دارای ورمی کمپوست است. در این راستا، وروت و همکاران (۴۶) ارتباط مستقیم بین هدایت هیدرولیکی اشباع و α و اصغری و همکاران (۶) تأثیرپذیری مستقیم α از منافذ درشت خاک را گزارش کردند. ضریب n مبین شیب منحنی رطوبتی خاک بوده و نزدیکی n خاک طبیعی به خاک ورمی کمپوست‌دار بیان‌گر مشابهت شیب منحنی‌ها به‌ازای تغییرات شدید در بازه پتانسیل ۱۵ سانتی‌متر تا ۴۵۰ سانتی‌متر است. علی‌رغم وجود تشابه در شیب منحنی‌های رطوبتی، نتیجه افزایش اندک ضریب n در خاک دارای ورمی کمپوست، تشدید فعل و انفعالات شیمیایی خاک و بهبود فیزیک ساختمان خاک جهت انتقال و جابجایی مواد درون آن است (۲۴ و ۵۲). سوگیتا و گیلهم (۴۴) افزایش انتشار و پخشیدگی املاح درون حفرات را به‌واسطه تغییر اندازه و تنوع حفرات خاک گزارش نمودند. در همین راستا منحنی رطوبتی مربوط به هر دو نمونه خاک براساس مدل ون‌گونختن در محیط نرم‌افزار RETC ترسیم و در شکل ۲ نشان داده شده است.

ورمی کمپوست در خاک بود (جدول ۱). چگالی پایین ورمی کمپوست در کوتاه‌مدت به سبب افزایش درصد منافذ خاک و در بلندمدت با تأثیر بر دانه‌بندی خاکدانه‌ها موجب کاهش چگالی ظاهری خاک می‌شود. کاهش چگالی ظاهری خاک به‌واسطه افزودن ورمی کمپوست در مطالعات میرزایی تختگاهی و قمرنیا (۳۱)، افزایش تخلخل خاک به علت درجه تورم بیشتر ورمی کمپوست و افزایش تخلخل موئین خاک حاوی ورمی کمپوست نسبت به خاک طبیعی در مطالعه حقیقت و همکاران (۲۰) آمده است. رابطه منفی بین مواد آلی با چگالی به دلیل فرآیندهای مختلف رقیق‌سازی، خاکدانه‌سازی و اختلاط مواد آلی با ماتریس خاک می‌باشد (۴۳). از دیگر اثرات ورمی کمپوست، افزایش ۷/۲۵ درصدی هدایت هیدرولیکی اشباع و ۵/۶ درصدی سرعت آب‌حفره‌ای است (جدول ۱). کاهش چگالی ظاهری و افزایش تخلخل ناشی از افزودن ورمی کمپوست، موجب تعدد حفرات، درشت شدن مجاری و افزایش توان انتقال هیدرولیکی خاک شد.

از نتایج دیگر کاربرد ورمی کمپوست مطابق جدول ۱، افزایش ضرایب منحنی رطوبتی ون‌گونختن شامل θ_s ، θ_r ، α و n به‌میزان ۱/۳۸، ۱۲/۲۸، ۴۳/۷۵ و ۳/۷۶ درصد بود. افزایش در ضرایب θ_r و α بیشتر و در ضرایب θ_s و n کمتر است. افزایش θ_s در خاک دارای ورمی کمپوست سبب ظرفیت بیشتر انتقال آب و املاح خاک در حالت اشباع است. اضافه شدن رطوبت معادل اشباع (θ_s) و باقی‌مانده (θ_r) در خاک دارای ورمی کمپوست، به دلیل ازدیاد مقدار کربن آلی و تشکیل ژل‌های حاصل از تجزیه بقایای آلی و ترشحات میکروبی می‌باشد (۲۰). ضمن آن‌که تغییرات افزایشی در اندازه ذرات خاک، اندازه خلل و فرج و خاکدانه‌سازی نیز سبب افزایش رطوبت در حالت



شکل ۲- منحنی‌های رطوبتی خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست
Figure 2- Water retention curves of natural and vermicompost-containing soils

مطابق مشاهدات شکل ۲، منحنی‌های رطوبتی هر دو خاک یکدیگر را در دو مکش ۱۵/۵ و ۴۴۵ سانتی‌متر به‌گونه‌ای قطع نمودند که میزان رطوبت خاک دارای ورمی کمپوست در دو بازه نقطه اشباع تا مکش ۱۵/۵ سانتی‌متر و بازه مکش ۴۴۵ تا ۱۵۰۰۰ بیش از خاک طبیعی و در محدوده مکش ۱۵/۵ تا ۴۴۵ سانتی‌متر کمتر از خاک طبیعی است. منحنی رطوبتی خاک دارای ورمی کمپوست در مکش‌های کم یا نزدیک حالت اشباع با وابستگی به خصوصیات ساختمانی خاک تحت تاثیر کاهش چگالی ظاهری و افزایش تخلخل بوده که ضمن افزایش ظرفیت آب‌پذیری سبب جابجایی آن به سمت رطوبت‌های بیشتر شد (۱ و ۱۲). در مقابل در مکش‌های زیاد منحنی رطوبتی به خصوصیات ذاتی خاک وابسته بوده و افزایش سطح ویژه خاک متاثر از افزایش ماده آلی ورمی کمپوست تا ۱/۸۱ درصد، موجب افزایش نگهداشت رطوبت شد (۳۲). کاهش رطوبت خاک دارای ورمی کمپوست در بازه ۱۵/۵ تا ۴۴۵ سانتی‌متر نشان‌دهنده افزایش α و n ، تاثیر فزونی تخلخل درشت بر تخلیه سریع‌تر رطوبت خاک و بهبود وضعیت زهکشی و هوادهی خاک است. ضمن اینکه کاهش قدرت نگهداری رطوبت در این بازه جز معایب کاربرد ورمی کمپوست در خاک‌های سبک بافت از جمله خاک مورد مطالعه است. طبق نتایج ممدوف و همکاران (۲۹) و ویلسون و همکاران (۵۰) افزایش ضریب α متاثر از درشت شدن خاکدانه‌ها و حفرات سبب افزایش آبشویی است. در این حالت مقدار مکش لازم برای ورود هوا به توده خاک کاهش می‌یابد که بیان‌گر بزرگ شدن اندازه حفرات توده خاک است. به عبارت دیگر با بزرگ‌تر شدن شعاع حفرات خاک و تعدد آن‌ها که جابجایی منحنی رطوبتی گواه این موضوع است ارتباط موثر بین حفرات افزایش یافته و در نتیجه مکش‌های پایین‌تری برای تخلیه رطوبت این حفرات لازم است (۳۸). در مجموع منحنی رطوبتی خاک ورمی کمپوست‌دار در مقابل منحنی خاک طبیعی این واقعیت را نشان می‌دهد که با افزودن ورمی کمپوست هم‌گرایی ذرات خاک بیشتر و به تبع اندازه حفرات بزرگ‌تری حاصل شده است. لذا مقدار مکش کمتری برای تخلیه رطوبت حفرات بزرگ‌تر متناظر با خاک طبیعی لازم است. به‌گونه‌ای که شکل ۲ نشان می‌دهد نقطه ورود هوا به خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست به ترتیب در مکش‌های ۴/۵۲ و ۳/۴۷ سانتی‌متر رخ داده است. همچنین، برای تخلیه رطوبت اشباع تا مقدار ۰/۲ سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب، نیرویی معادل پتانسیل ماتریک ۲۰۲ سانتی‌متر در خاک طبیعی و ۱۵۰ سانتی‌متر در خاک ورمی کمپوست‌دار لازم است. ضمناً، در مکش‌های بیش از ۲۰۰۰ سانتی‌متر، مقدار رطوبت باقی‌مانده در خاک طبیعی ۰/۱۱۶ سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب و در خاک ورمی کمپوست‌دار ۰/۱۲۹ است که نشان‌دهنده نگهداشت بیشتر رطوبت در این بازه ناشی از تغییر ماهیت فیزیکی-شیمیایی خاک

به واسطه مواد آلی ورمی کمپوست است. از دیگر نتایج شکل ۲ افزایش میزان رطوبت نزدیک به اشباع در خاک ورمی کمپوست‌دار نسبت به خاک معمولی است که نشانه افزایش ظرفیت پذیرش رطوبت است. به‌طور کلی نتایج حاصل از تغییرات منحنی رطوبتی خاک ورمی کمپوست‌دار گواه افزایش تخلخل درشت ناشی از افزایش ظرفیت نقطه اشباع و کاهش پتانسیل نقطه ورود هوا به خاک و افزایش تخلخل ریز به دلیل افزایش ظرفیت رطوبت باقیمانده است. ضمن آن‌که، هدایت هیدرولیکی بیشتر خاک ورمی کمپوست‌دار نیز افزایش حجم تخلخل درشت موثر را تایید می‌کند (جدول ۱). در آخرین مرحله نتایج آبشویی املاح هر دو خاک به صورت تجمعی پس از ۶ ساعت و ۲۴ ساعت اندازه‌گیری، ضمن مقایسه میانگین‌ها در سطح آماری ۵ درصد در قالب جدول شماره ۲ تنظیم گردید.

از جدول ۲ ملاحظه می‌گردد بیشترین مقدار تجمعی مولفه‌های آبشویی در هر دو خاک پس از ۶ و ۲۴ ساعت مربوط به مولفه کل املاح محلول خاک با نمایه TDS است. بررسی آبشویی TDS جدول ۲ نشان داد طی ۶ و ۲۴ ساعت از خاک طبیعی ۲۴۰/۹ و ۶۵۵/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم برابر ۷/۲۳ و ۱۹/۶۷ درصد و از خاک دارای ورمی کمپوست ۴۹۱/۴ و ۹۴۶/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم معادل ۷/۰۴ و ۱۳/۵۶ درصد آبشویی شد. همچنین، نرخ آبشویی TDS طی ۶ و ۲۴ ساعت در خاک طبیعی به ترتیب ۰/۶۷ و ۰/۴۶ میلی‌گرم بر دقیقه و در خاک دارای ورمی کمپوست ۱/۳۶ و ۰/۶۶ است که ورمی کمپوست آن را به‌طور معنی‌داری تا ۲/۰۳ و ۱/۴۳ برابر افزایش داد. بدین ترتیب، ورمی کمپوست مقادیر آبشویی املاح خاک را به علت مقدار TDS اولیه بالاتر (جدول ۱) به‌طور معنی‌داری افزایش و درصد آبشویی آن را نسبت به مقدار اولیه خاک ورمی کمپوست‌دار (جدول ۱) در ۶ و ۲۴ ساعت به ۷/۰۴ و ۱۳/۵۶ درصد کاهش داد، به‌گونه‌ای که از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری بین درصد آبشویی ۶ ساعته دو خاک وجود نداشت. بخشی از کل املاح محلول در ترکیبات ورمی کمپوست، انواع کاتیون‌های چندظرفیتی بوده که به مقدار کم آبشویی شده و عامل آبشویی کاتیون‌های تک‌ظرفیتی و کاهش غلظت کل املاح در محلول آبشویی است (۳۵). فزونی سطوح جاذب به واسطه افزایش ماده آلی خاک و افزایش تخلخل ریز در کاربرد ورمی کمپوست سبب نگهداشت املاح به‌ویژه کاتیون‌های چندظرفیتی در خاک است (۵). در این راستا، وبر و همکاران (۴۹) اثر ماده آلی در برقراری ارتباط بین ماتریکس خاک و املاح واکنشی را دلیل آبشویی کمتر آن‌ها دانستند. با این وجود، انتظار می‌رود در گذر زمان، تجزیه مواد آلی ورمی کمپوست توسط ریزجانداران و اثرات کلات کنندگی آن موجب افزایش املاح قابل حل درون خاک و محلول‌های آبشویی گردد (۴۰).

جدول ۲- اثر ورمی کمپوست بر آبشویی ۶ و ۲۴ ساعته املاح خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست

Table 2- The effect of vermicompost on the 6 and 24-hrs solute leaching of natural and vermicompost-containing soils

مؤلفه Parameter	خاک Soil	مدت آبشویی Leaching duration (hr)	مقدار آبشویی Leaching amount (mg Kg ⁻¹)	درصد آبشویی Leaching percent (%)	متوسط نرخ آبشویی Leaching rate mean (mg min ⁻¹)
کل املاح محلول Total dissolved solute	خاک طبیعی	6	240.9 ^d	7.23 ^c	0.67 ^b
	Natural soil	24	655.6 ^b	19.67 ^a	0.46 ^c
	خاک دارای ورمی کمپوست	6	491.4 ^c	7.04 ^c	1.36 ^a
	Vermicompost-containing soil	24	946.3 ^a	13.56 ^b	0.66 ^b
سدیم محلول و تبادل Exchangeable and soluble sodium	خاک طبیعی	6	11.84 ^b	7.11 ^b	0.033 ^{bc}
	Natural soil	24	15.69 ^b	9.42 ^b	0.011 ^c
	خاک دارای ورمی کمپوست	6	65.22 ^a	27.10 ^a	0.18 ^a
	Vermicompost-containing soil	24	72.16 ^a	29.98 ^a	0.05 ^b
نیترات Nitrate	خاک طبیعی	6	20.08 ^d	10.46 ^d	0.056 ^c
	Natural soil	24	44.48 ^c	23.17 ^c	0.031 ^d
	خاک دارای ورمی کمپوست	6	116.71 ^b	27.76 ^b	0.324 ^a
	Vermicompost-containing soil	24	146.26 ^a	34.79 ^a	0.102 ^b
کربن آلی محلول Dissolved organic carbon	خاک طبیعی	6	23.2 ^d	0.25 ^d	0.064 ^b
	Natural soil	24	58.34 ^b	0.62 ^b	0.041 ^c
	خاک دارای ورمی کمپوست	6	47.68 ^c	0.47 ^c	0.138 ^a
	Vermicompost-containing soil	24	95.11 ^a	0.90 ^a	0.066 ^b
کلوئید Colloid	خاک طبیعی	6	15.11 ^c	0.009 ^c	0.042 ^b
	Natural soil	24	29.39 ^b	0.017 ^b	0.02 ^d
	خاک دارای ورمی کمپوست	6	24.86 ^b	0.014 ^b	0.069 ^a
	Vermicompost-containing soil	24	41.97 ^a	0.024 ^a	0.029 ^c

میانگین‌های با حروف متفاوت برای هر مؤلفه آبشویی در سطح آماری ۰/۰۵، با یکدیگر اختلاف معنی‌داری دارند.

Means with dissimilar letters for each of leaching parameters have significant differences at the statistical level 0.05.

که نشان‌دهنده خروج ۷۲ و ۷۶/۲ درصدی سدیم محلول و تبدالی از ساختار ورمی کمپوست است. مقایسه آماری نرخ آبشویی سدیم دو خاک نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار طی ۶ و ۲۴ ساعت آبشویی و در نتیجه تسریع آبشویی سدیم در خاک دارای ورمی کمپوست است. خروج کم سدیم و نرخ پایین آبشویی آن در خاک طبیعی وابسته به شوری کم خاک (جدول ۱) و کمی نسبی کاتیون‌های چندظرفیتی در رقابت با سدیم، جهت جذب در مکان‌های تبدالی است. مقدار و نرخ آبشویی زیاد سدیم در خاک دارای ورمی کمپوست به‌علت حضور مقادیر سدیم، TDS زیاد، کاتیون‌های چند ظرفیتی کلسیم، منیزیم و آهن در ورمی کمپوست بوده که به‌موجب تبادل کاتیونی با سدیم در سطوح تبدالی سبب رهاسازی آن به محلول آب‌خاک و آبشویی بیشتر شد (۳۵). در همین راستا، نتایج نادا و همکاران (۳۳) نشان‌دهنده افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک متأثر از کاربرد ورمی کمپوست

طبق جدول ۱، ورمی کمپوست مقدار ۷۲۹/۵۶ میلی‌گرم بر لیتر نمک (TDS) معادل ۳۶۴۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم را به خاک افزود. درحالی‌که، با انجام آبشویی طی ۲۴ ساعت، تنها ۱۰/۴ درصد آن از خاک خارج شد. لذا، توصیه می‌شود با توجه به نوع خاک، نرخ مصرف ورمی کمپوست کاهش یافته و یا روش‌های آبشویی مدیریت شده برای تعدیل شوری خاک جهت کشت گیاهان اعمال گردد.

مطابق جدول ۲، کمترین مقدار مؤلفه آبشویی تجمعی طی زمان‌های ۶ و ۲۴ ساعت به سدیم محلول و تبدالی به مقادیر ۱۱/۸۴ و ۱۵/۶۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم از خاک طبیعی معادل ۷/۱۱ و ۹/۴۲ درصد و مقادیر ۶۵/۲۲ و ۷۲/۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم از خاک دارای ورمی کمپوست معادل ۲۷/۱۰ و ۲۹/۹۸ درصد تعلق دارد. بنابراین مقدار آبشویی سدیم طی ۶ و ۲۴ ساعت به‌ترتیب تا ۴۵۰/۸ و ۳۶۰ درصد از خاک دارای ورمی کمپوست به‌طور معنی‌داری افزایش یافت

بوده که با جذب بیشتر کاتیون‌های کلسیم و منیزیم منجر به واجذب سدیم شد. افزایش هدایت هیدرولیکی و جریان توده‌ای انتقال املاح و کاهش pH در خاک دارای ورمی‌کمپوست (جدول ۱) از عوامل تسهیل‌کننده آبشویی سدیم است (۱۵). در عین حال عدم آبشویی سدیم افزوده شده به خاک و تجمع آن می‌تواند مشکلاتی در فیزیک ساختمان خاک و کاهش خاکدانه‌ها ایجاد نماید که جزء مضرات ورمی‌کمپوست می‌باشد (۲۹).

مقادیر و نرخ آبشویی نیترات در جدول ۲ آمده است. مطابق آن طی ۶ و ۲۴ ساعت از خاک طبیعی ۲۰/۰۸ و ۴۴/۴۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم نیترات برابر ۱۰/۴۶ و ۲۳/۲ درصد با نرخ ۰/۰۵۶ و ۰/۰۳۱ میلی‌گرم بر دقیقه و از خاک دارای ورمی‌کمپوست ۱۱۶/۷۱ و ۱۴۶/۲۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم برابر ۲۷/۷۶ و ۳۴/۷۹ درصد با نرخ ۰/۳۲۴ و ۰/۱۰۲ میلی‌گرم بر دقیقه آبشویی شد. لذا، مقدار، درصد و متوسط نرخ آبشویی طی هر دو زمان ۶ و ۲۴ ساعت در خاک دارای ورمی‌کمپوست به‌طور معنی‌داری نسبت به خاک طبیعی بیشتر بود. ضمن آن که از خاک دارای ورمی‌کمپوست در مقایسه با خاک طبیعی طی ۶ و ۲۴ ساعت ۳۹۶/۴ و ۲۰۵/۵ درصد نیترات بیشتر خارج گردید. وجود ترکیبات نیتروژنه در ورمی‌کمپوست موجب تغلیظ نیترات خروجی و افزایش هدایت هیدرولیکی و سرعت آب‌حفره‌ای ناشی از ورمی‌کمپوست سبب افزایش جریان توده‌ای و تسریع آبشویی شد (جدول ۱). با توجه به اهمیت بیشتر ردیابی نیترات در مطالعات آب و خاک به‌جهت حفظ حاصل‌خیزی خاک و کنترل درجه آلاینده‌گی منابع آب و خاک، تعیین کسر آبشویی نیترات از دانه‌های ورمی‌کمپوست موجود در خاک ضروری است. لذا، در خاک ورمی‌کمپوست‌دار، طی ۶ و ۲۴ ساعت به‌ترتیب ۹۳/۲ و ۱۰۱/۷۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم معادل ۴۰/۸۱ و ۴۴/۵۶ درصد از نیترات قابل استخراج ورمی‌کمپوست آبشویی شده و ۱۳۵/۲ و ۱۲۶/۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم برابر ۵۹/۱۹ و ۵۵/۴۴ درصد آن در خاک تثبیت شد. در حالی که طبق مطالعه باقری و زارع ابیانه (۷)، در آبشویی کود شیمیایی نیترا-نه با غلظت ۶۲ میلی‌گرم بر لیتر، تنها ۰/۳۴ میلی‌گرم نیترات در هر کیلوگرم خاک نگهداشته شد. این مقدار بر اساس مطالعه حمدی و همکاران (۲۱) برابر ۰/۰۲-۰/۰۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. علی‌رغم واکنش ناچیز نیترات با ماتریکس خاک، تثبیت نیترات در خاک ورمی‌کمپوست‌دار را می‌توان ناشی از نقش مواد آلی ورمی‌کمپوست و پیوندهای شیمیایی اولیه نیترات با آن دانست. کفیل و همکاران (۲۳) بیان کردند هر چه میزان مواد آلی خاک بالاتر باشد، مقدار یون بیشتری می‌تواند جذب خاک شود و به‌همین دلیل، در زمان مساوی درصد کمتری از یون نیترات آبشویی می‌شود. به‌علاوه، طی آبشویی در زمان‌های طولانی‌تر، کاهش مقدار املاح محلول خاک، موجب قطور شدن لایه پخشیدگی دوگانه اطراف کلوئیدها ناشی از وجود بار مثبت در لایه‌های درونی آن‌ها شده و بر نگهداشت یون‌های با بار منفی نیترات و کاهش

آبشویی آن موثر است. هم‌چنین، آزادسازی زمان‌بر مقادیر حبسی نیترات باقی‌مانده در بخش ریزدانه خاک، تحرک کمتر آن متاثر از مواد آلی خاک و جذب موقتی آن در رقابت با دیگر آنیون‌های افزایش یافته خاک از عوامل دیگر کاهش آبشویی نیترات است (۸ و ۳۶).

از دیگر نتایج مطالعه حاضر طبق جدول ۲، تغییرات آبشویی کربن آلی محلول خاک است. مقادیر آبشویی کربن آلی محلول طی ۶ و ۲۴ ساعت از خاک طبیعی ۲۳/۲ و ۵۸/۳۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم معادل ۰/۲۵ و ۰/۶۲ درصد و از خاک دارای ورمی‌کمپوست ۴۷/۶۸ و ۹۵/۱۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم معادل ۰/۴۷ و ۰/۹ درصد است. ورمی‌کمپوست طی ۶ و ۲۴ ساعت نرخ آبشویی کربن آلی را به‌ترتیب تا ۰/۱۳۸ و ۰/۰۶۶ میلی‌گرم بر لیتر به‌طور معنی‌داری افزایش داده و منجر به خروج ۷۵/۲ و ۵۷/۹ درصد کربن آلی بیشتر شد که بیان‌گر تفاوت معنی‌دار با مقادیر آبشویی از خاک طبیعی است. مقدار ماده آلی و کربن آلی اضافه شده به خاک و افزایش تخلخل و هدایت هیدرولیکی متاثر از کاربرد ورمی‌کمپوست (جدول ۱) از عوامل افزایش غلظت و نرخ آبشویی کربن آلی خاک بوده که در راستای مطالعه آرانکن و همکاران (۳) است. مقایسه آبشویی ۶ و ۲۴ ساعته نشان‌دهنده خروج مقدار قابل توجهی از کربن آلی پس از ۶ ساعت ابتدایی نسبت به نیترات و سدیم است (جدول ۲). وجود کسر زیادی از کربن در ساختمان جامد مواد آلی خاک، نیاز به زمان جهت تولید کربن آلی محلول از مواد آلی، وابستگی حرکت آن به ذرات معدنی دارای بار از قبیل اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم و تاثیرپذیری جذبی آن از کاتیون‌های چندظرفیتی کلسیم و آلومینیوم از عوامل زمان‌بر بودن آبشویی کربن آلی محلول است (۴ و ۱۸).

از معایب عمل آبشویی، مهاجرت عمودی رس‌ها و کلوئیدهای خاک به‌عنوان سطوح نگهدارنده مواد مغذی بوده که نتایج آن در جدول ۲ آمده است. طی ۶ و ۲۴ ساعت آبشویی از خاک طبیعی ۱۵/۱۱ و ۲۹/۳۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم کلوئید برابر ۰/۰۰۹ و ۰/۰۱۷ درصد و از خاک دارای ورمی‌کمپوست ۲۴/۸۶ و ۴۱/۹۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم معادل ۰/۰۱۴ و ۰/۰۲۴ درصد آبشویی شد. لذا، ورمی‌کمپوست طی ۶ و ۲۴ ساعت سبب خروج ۶۴/۵ و ۴۲/۸ درصد کلوئید بیشتر با نرخ آبشویی ۰/۰۶۹ و ۰/۰۲۸ میلی‌گرم بر دقیقه گردید. طبق جدول ۲، اختلاف مقدار، درصد و نرخ آبشویی ۶ و ۲۴ ساعته رس‌ها بین خاک طبیعی و خاک دارای ورمی‌کمپوست معنی‌دار بوده که ناشی از افزایش دافعه کلوئید-کلوئید و کلوئید-سطوح دانه‌های خاک دارای ورمی‌کمپوست متاثر از تولید بیشتر کربن آلی محلول و تشکیل اسیدهای آلی و افزایش رقابت آن‌ها با کلوئید جهت جذب در مکان‌های جذبی است (۴۷). در این راستا، به‌علاوه، افزایش تخلخل و هدایت هیدرولیکی خاک دارای ورمی‌کمپوست سبب افزایش پتانسیل جابجایی کلوئیدهای با قطر بزرگتر، افزایش غلظت سدیم سبب پخشیدگی، آزادسازی و دفع آن‌ها و افزایش سرعت

موثر واقع شده و خروج املاح باقیمانده با اثرگذاری فرآیندهای پخشیدگی و انتشار و نقش جذبی مواد آلی زمان‌بر است. این نتیجه مشابه نتایج چاگنتی و همکاران (۱۴) مبنی بر خروج بیشتر املاح از خاک رسی لومی اصلاح‌شده با کودهای آلی در زمان‌های کوتاه‌تر است. به نظر می‌رسد این پیامد متأثر از اثرات شویندگی زیاد جبهه پیشروی اولیه باشد. وجود املاح بیشتر در خاک دارای ورمی کمپوست موجب گردید تا مطابق مطالعه یانگ و همکاران (۵۱)، شدت فرآیندهای واجذب نسبت به جذب طی عمل آبشویی افزایش یابد. گفتنی است تغییر درجه ناهمگنی خاک متأثر از کاربرد اصلاح‌کننده نیز از دلایل تغییر شدت فرآیندهای جذب/واجذب است (۵۵). نتایج مطالعه ژانگ و سلیم (۵۴) نیز تغییرات زیاد آزادسازی املاح دو خاک شنی لومی و سیلتی در زمان کوتاه و رهاسازی کم آن در زمان‌های طولانی متأثر از فرآیند پخشیدگی را تایید نمود. در همین راستا، سوگیتا و گیلیهام (۴۴) بیان کردند تغییرات اندازه و تنوع حفرات خاک از دلایل افزایش انتشار و پخشیدگی املاح درون خاک است.

نتیجه‌گیری

هدف مطالعه حاضر بررسی اثر ورمی کمپوست در تغییر برخی ویژگی‌های شیمیایی، فیزیکی و هیدرولیکی یک خاک شنی لومی و نقش آن در آبشویی شوری، سدیم، نیتрат، کربن آلی محلول و کلونیدهای خاک است. ورمی کمپوست ویژگی‌های شیمیایی خاک شامل ماده آلی، کربن آلی، نیترات قابل استخراج، سدیم محلول، سدیم تبادل، EC و TDS را افزایش و pH را کاهش داد. در این راستا حضور املاح زیاد از قبیل سدیم، نیترات و وجود مواد آلی بالا در ترکیبات ورمی کمپوست دلیل این تغییرات است. آزاد شدن اسیدهای آلی متأثر از ورمی کمپوست، تشکیل H_2CO_3 به واسطه هوموسی شدن و تجزیه مواد آلی توسط ریزجانداران عامل کاهش pH خاک است. کاهش اندک چگالی ظاهری و تخلخل به علت مدت زمان کم آزمایش و عدم خاکدانه‌سازی در خاک درشت بافت از دیگر پیامدهای افزودن ورمی کمپوست بوده که با تعدد و قطور شدن لوله‌های موئین خاک موجب بیشتر شدن هدایت هیدرولیکی اشباع و سرعت حرکت آب‌حفره‌ای شد. ورمی کمپوست عامل افزایش ضرایب هیدرولیکی θ_s ، α ، n و جابجایی منحنی رطوبتی به سمت رطوبت‌های بیشتر در مکش‌های کم به علت افزایش تخلخل و در مکش‌های زیاد به دلیل افزایش ماده آلی، سطوح جذب و تخلخل ریز است. نتایج آبشویی املاح نشان داد مقادیر معنی‌داری از سدیم، نیترات، کربن آلی، TDS و کلونید از خاک دارای ورمی کمپوست نسبت به خاک طبیعی به علت داشتن املاح قابل حل زیاد و هدایت هیدرولیکی بیشتر خارج شد. این اصلاح‌کننده با افزایش سدیم خاک سبب پخشیدگی کلونیدها و با افزایش تخلخل سبب آبشویی بیشتر آن‌ها در مدت آزمایش گردید.

آب‌خاک موجب انتقال و آبشویی بیشتر کلونیدها شد (۲۷ و ۴۸). آبشویی بیشتر کلونیدها در آبیاری‌های اولیه به علت ساختمان دست‌خورده خاک، وجود خاکدانه‌های ضعیف و شکننده به خصوص در خاک‌های درشت بافت و اثر پخش‌کنندگی سدیم رخ داده و تشکیل خاکدانه‌های قوی و بزرگ‌تر در گذر زمان متأثر از پیوندهای آلی-معدنی و کاهش سدیم طی آبشویی منجر به ثبات کلونید خواهد شد. علی‌رغم تاثیر مستقیم TDS، سدیم، نیترات و مواد آلی بالاتر خاک دارای ورمی کمپوست بر آبشویی بیشتر آن‌ها، افزایش تخلخل، ظرفیت رطوبت اشباع (θ_s) و هدایت هیدرولیکی اشباع به علت تاثیر بر جریان توده‌ای و تسریع تغییرات گرادیان املاح بین منافذ خاک در ابتدای آبشویی، سبب افزایش مقادیر مؤلفه‌های آبشویی شد. به علاوه ضرایب α و n بیشتر در منحنی رطوبتی خاک ورمی کمپوست‌دار نشان‌دهنده انتقال سریع‌تر رطوبت و املاح در بخش بیشتری از منافذ خاک بوده که از عوامل افزایش مقدار آبشویی است. نتایج عباسی (۱) گواه توان بیشتر انتقال مواد درون حفرات خاک دارای α بزرگ‌تر است. در این راستا نتایج برخی مطالعات بیان‌گر افزایش انتقال املاح و فعل و انفعالات شیمیایی در خاک با ضرایب α و n بزرگ‌تر است (۵۱، ۲۹ و ۲۶).

از دیگر جنبه‌های مورد بررسی جدول ۲، مقایسه آماری مقدار درصد و نرخ آبشویی املاح طی ۶ و ۲۴ ساعت برای هر خاک است. بر این اساس، اختلاف مقدار و درصد آبشویی بین ۶ و ۲۴ ساعت در هر دو خاک برای TDS، نیترات، کربن آلی محلول و کلونید معنی‌دار و برای سدیم بی‌معنی است. آزادسازی سریع‌تر سدیم ناشی از تبدلات و دفع کاتیونی درون محلول خاک و زمان‌بر بودن دفع کربن آلی ناشی از نیاز به تولید آن درون خاک و وابستگی تحرک آن به ذرات معدنی خاک، نیترات به علت رهاسازی تاخیری از ترکیبات آلی، کلونید متأثر از تغییرات زمان‌بر قدرت یونی و مقدار املاح خاک طی آبشویی و TDS به سبب برداشتن کل املاح محلول خاک شامل کاتیون‌های چندظرفیتی با تحرک‌پذیری کمتر است. اختلاف آماری نرخ آبشویی بین ۶ و ۲۴ ساعت تنها برای سدیم در خاک طبیعی غیرمعنی‌دار و در دیگر موارد معنی‌دار بود.

از نگاه دیگر، نسبت مقادیر مؤلفه‌های آبشویی ۶ به ۲۴ ساعته در خاک طبیعی و خاک ورمی کمپوست‌دار به ترتیب، ۳۶/۷ و ۵۱/۹ درصد برای TDS، ۷۵/۵ و ۹۰/۴ درصد برای سدیم، ۴۵/۱ و ۸۰ درصد برای نیترات، ۳۹/۸ و ۵۰ درصد برای کربن آلی محلول و ۵۱/۴ و ۵۹/۲ درصد برای کلونید است (جدول ۲). این نسبت برای خاک دارای ورمی کمپوست بیشتر از خاک طبیعی بوده که نشان‌دهنده آبشویی بیشتر در ۶ ساعت ابتدایی نسبت به ۱۸ ساعت بعدی در خاک ورمی کمپوست‌دار است. این تغییرات به علت فعالیت مجاری درشت خاک دارای ورمی کمپوست در افزایش جریان توده‌ای ناشی از تخلخل و هدایت هیدرولیکی بیشتر بوده که بر آبشویی در زمان‌های ابتدایی

ورمی کمپوست قبل از مصرف و کاهش نرخ اعمال ورمی کمپوست جهت حفظ کیفیت خاک و جلوگیری از خطر احتمالی آلودگی منابع آب با نیترات است. با توجه به اینکه این مطالعه تنها بر روی یک خاک شنی لومی در شرایط آزمایشگاهی انجام شده لذا نتایج آن قابلیت تعمیم به دیگر خاک‌ها در شرایط متفاوت را ندارد. بنابراین توصیه می‌گردد برای خاک‌های با بافت متفاوت نیز این قبیل مطالعات انجام گردد.

علی‌رغم، افزایش ۱۰۹/۴ درصدی TDS خاک متاثر از ورمی کمپوست، تنها ۸ درصد آن طی ۲۴ ساعت آبشویی مداوم از خاک خارج شد. در حالی که این مقدار برای آبشویی سدیم و نیترات قابل استخراج در ورمی کمپوست به ترتیب برابر ۷۶/۲ و ۴۴/۶ درصد است که نشان‌دهنده تاثیرپذیری کم شوری خاک در مقابل فرآیند آبشویی است. از این‌رو، کاربرد ورمی کمپوست با افزایش کربن آلی و نیترات سبب حاصل‌خیزی خاک و با افزایش هدایت الکتریکی سبب مشکل شوری شده که نیازمند تغییر روش‌های آبشویی، اصلاح

منابع

- 1- Abbasi F. 2007. Advanced soil physics. First edition, Tehran University Press. (In Persian)
- 2- Ahmadabadi Z., Ghajar Sepanlou M., and Rahimi Alashti S. 2012. Effect of Vermicompost on Physical and Chemical Properties of Soil. Journal of Water and Soil Science 15(58): 125-137. (In Persian)
- 3- Arancon N.Q., Edwards C.A., and Bierman P. 2006. Influences of vermicomposts on field strawberries: part 2. Effects on soil microbiological and chemical properties. Bioresource Technology, 97: 831-840.
- 4- Arnarson T.S., and Keil R.G. 2000. Mechanisms of pore water organic matter adsorption to montmorillonite. Marine Chemistry 71: 309-320.
- 5- Asghari S., Neyshabouri M.R., Abbasi F., Aliasgharzad N., and Oustan S. 2009. The effects of four organic soil conditioners on aggregate stability, pore size distribution and respiration activity in a sandy loam soil. Turkish Journal of Agriculture and Forestry 33: 47-55.
- 6- Asghari Sh., Abbasi F., Neyshabouri M.R., Oustan Sh., and Aliasgharzad N. 2011. Effects of Four Organic Soil Conditioners on Some Hydraulic and Solute Transport Parameters in a Sandy Loam Soil. Journal of Water and Soil Conservation 18(2): 177-195. (In Persian)
- 7- Bagheri H., and Zare Abyaneh H. 2018. Simulation of nitrate and sodium transport in soil treatment with vermicompost under different irrigation regimes. Iranian Journal of Irrigation and Drainage 11(5): 888-899. (In Persian with English abstract)
- 8- Bhatnagar A., Ji M., Choi Y., Jung W., Lee S., and Kim S.S. 2008. Removal of nitrate from water by adsorption onto zinc chloride treated activated carbon. Separation Science and Technology 43(4): 886-907.
- 9- Bolan N.S., Adriano D.C., Kunhikrishnan A., James T., McDowell R., and Senesi, N. 2011. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. Advances in Agronomy 110: 1-75.
- 10- Bradford S.A., Yates S.R., Bettahar M., and Simunek J. 2002. Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. Water Resource Research 38(12): 1-12.
- 11- Brady N.C., and Weil R.R. 2001. The nature and properties of soils. Prentice Hall.
- 12- Bybordi M. 2004. Principles of Irrigation Engineering. First edition, Tehran University. (In Persian)
- 13- Carter M., and Gregorich E. 2008. Soil Sampling and Methods of Analysis. 2nd ed. London: CRC Press, Taylor and Francis Group.
- 14- Chaganti V.N., Crohn D.M., and Simunek J. 2015. Leaching and reclamation of a biochar and compost amended saline-sodic soil with moderate SAR reclaimed water. Agricultural Water Management 158: 255-265.
- 15- Deneff K., and Six J. 2005. Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregate formation and stabilization. European Journal of Soil Science 56: 469-479.
- 16- Emami H., and Astaraei A.R. 2012. Effect of organic and inorganic amendments on parameters of water retention curve, bulk density and aggregate diameter of a saline-sodic Soil. Journal of Agricultural Science and Technology 14: 1625-1636.
- 17- Fanun M. 2014. The role of colloidal systems in environmental protection. Amsterdam, Elsevier.
- 18- Feng X., Simpson A.J., and Simpson M.J. 2005. Chemical and mineralogical controls on humic acid sorption to clay mineral surfaces. Organic Geochemistry 36: 1553-1566.
- 19- Gelik I., Ortas I., and Kilik S. 2004. Effect of compost, Mycorrhiza, Nure and fertilizer on some physical properties of Chromoxerert soil. Soil and Tillage Research 78: 59-67.
- 20- Haghighat N., Mohammadi Torkashvand A., and Pazira E. 2017. Effect of natural and artificial moisture absorbents on delay of permanent wilting point coefficient. Journal of Water and Soil Resource Conservation 6(2): 31-43. (In Persian).
- 21- Hamdi W., Gamaoun F., Pelster D.E., and Seffen M. 2013. Nitrate Sorption in an Agricultural Soil Profile. Applied and Environmental Soil Science, Article ID 597824: 1-7.
- 22- Institute of Standards and Industrial Research of Iran. 2010. Compost - Sampling and physical and chemical test methods. No. 13320, 1st ed. Iran. (In Persian)

- 23- Kafil M., Moazed H., and Moradzadeh M. 2018. Simulation of nitrate and ammonium ions leaching in a sandy loam soil using analytical and numerical models. *Journal of Water and Soil Conservation* 25(3): 255-267.
- 24- Kharrazi M., Unesi H., and Abedini J. 2013. Effect of corn waste blended with cow dung and pape on vermicompost qualities using *Eisenia fetida*. *Agronomy Journal* 103: 179-191. (In Persian)
- 25- Khosravi A., Zarei M., and Ronaghi A.M. 2017. Effect of *Claroideoglossum etunicatum*, vermicompost and phosphate sources on root colonization and growth of lettuce. *Journal of Soil Management and Sustainable Production* 7(2): 167-181. (In Persian with English abstract)
- 26- Kleimeier C., Rezanezhad F., van Cappellen P., and Lennartz B. 2017. Influence of pore structure on solute transport in degraded and undegraded fen peat soils. *Mires and Peat* 19(18): 1–9.
- 27- Levy G.J., and Torrento J.R. 1995. Clay dispersion and macro aggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. *Soil Science* 160(5): 352-358.
- 28- Lim S.L., Wu T.Y., Lim P.N., Yee P., and Shak K. 2014. The use of vermicompost in organic farming: overview, effects on soil and economics. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95.6: 1143-1156.
- 29- Mamedov A.I., Ekberli I., Gülser C., Gümüş I., Çetin U., and Levy G.L. 2016. Relationship between soil water retention model parameters and structure stability. *Eurasian Journal of Soil Science* 5(4): 314-321.
- 30- Masciandaro G., Macci C., Doni S., and Ceccanti B. 2010. Use of earthworms (*Eisenia fetida*) to reduce phytotoxicity and promote humification of pre-composted olive oil mill wastewater. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 90: 1879–1885.
- 31- Mirzaei-Takhtgahi H., and Ghamarnia H. 2017. The concurrent effect of Vermicompost and unconventional water on soil physical properties. *Journal of Water and Irrigation Management* 7(2): 197-210. (In Persian with English abstract)
- 32- Mirzakhani R. 2003. Introduction to Soil Physics. University Publication Center. (In Persian)
- 33- Nada W.M., Van Brensburg L., Claassens S., and Blumenstein O. 2011. Effect of Vermicompost on Soil and Plant Properties of Coal Spoil in the Lusatian Region (Eastern Germany). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 42: 1945–1957.
- 34- Naghavi H., Hajabbasi M.A., and Afuni M. 2005. Effect of cattle manure on some physical properties, hydraulic parameters and bromide transport of a sandy loam soil in Kerman. *Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources* 9(3): 93-103. (In Persian with English abstract)
- 35- Oo A.N., Iwai C.B., and Saenjan P. 2013. Soil properties and maize growth in saline and nonsaline soils using cassava–industrial waste compost and vermicompost with or without earthworms. *Land Degradation and Development* 26: 300-310.
- 36- Panuccio M.R., Muscolo A., and Nardi S. 2001. Effect of humic substances on nitrogen uptake and assimilation in two species of pinus. *Journal of Plant Nutrition* 24(4-5): 693-704.
- 37- Prabha M.L. 2009. Waste management by vermitechnology. *Indian Journal Of Environmental Protection*, 29: 795-800
- 38- Rakhshandehroo G., and Eslami Haghighat A. 2008. Evaluating soil-water characteristic curve based on local porosity theory. *Journal of Water and Wastewater* 19(2): 67-76. (In Persian with English abstract).
- 39- Samavat S., Tehrani M.M., Bazargan K., and Basirat M. 2014. Manual of how to check organic fertilizers. Technical report 46316, Soil and Water Research Institute. (In Persian)
- 40- Sharma R.C., and Banik P. 2014. Vermicompost and fertilizer application: Effect on productivity and profitability of baby corn (*Zea mays* L.) and soil health. *Compost Science & Utilization* 22: 83-92.
- 41- Shete M.B., Chaudhary S.M., and Warade S.D. 1993. A note on use of fym and vermicompost on yield of white onion cv phule safed. *Allium Improvement Newsletter* 3: 36-38.
- 42- Siller W.S., Fredlund D.G., and Zakerzadeh N. 2001. Mathematical attributes of some soil water characteristic curve models. *Geotechnical and Geological Engineering* 19: 243-283.
- 43- Soane B.D. 1990. The role of organic matter in soil compactibility: A review. *Soil and Tillage Research* 16(1-2): 179-201.
- 44- Sugita F., and Giliham R.W. 1993. effect of pore-size variation in a porous medium on reactive solute transport. *Tracers in Hydrology* 171-177.
- 45- Tajodini M., Jalali V.R., and Sarcheshmehpoor, M. 2015. The effect of different sizes and amounts of vermicompost on seedlings characteristics of grain maize (SC704). *Cereal Research* 5(3): 289-300. (In Persian with English abstract)
- 46- Vervoort R.W., Radcliffe D.E., and West L.T. 1999. Soil structure development and preferential solute flow. *Water Resources Research* 35: 913-928.
- 47- Walshe G.E., Pang L., Flury M., Close M.E., and Flintoft M. 2010. Effects of pH, ionic strength, dissolved organic matter, and flow rate on the co-transport of MS2 bacteriophages with kaolinite in gravel aquifer media. *Water Research*, 44: 1255–1269.
- 48- Wang Z., Zhang W., Li S., Zhou J., and Liu D. 2016. Transport of Silica Colloid through Saturated Porous Media under Different Hydrogeochemical and Hydrodynamic Conditions Considering Managed Aquifer Recharge. *Water*

- 8(555): 1-14.
- 49- Weber J.B., Warren R.L., Swain L.R., and Yelverton F.H. 2007. Physicochemical property effects of three herbicides and three soils on herbicide mobility in field lysimeters. *Crop Protection* 26(3): 299-311.
- 50- Wilson G.V., Tyler D.D., Logan J., and Turnage K. 1991. Tillage and cover crop effects on nitrate leaching. In *Cover Crops for Clean Water*, ed. Hargrove W.L. Ankeny, IA: Soil Water Conservation Society.
- 51- Yang Y., Liang Y., You Y., Ding Z., Dang, Z., and Shi, Z. 2019. Predicting Kinetics of As(V) Adsorption and Desorption on Mixed Minerals of Ferrihydrite and δ -MnO. *Soil Science Society of America Journal* 83(2): 348.
- 52- Yang Y., Liu P., Zhang W., Liu Z., Sun H., Zhang LK., Zhao J., Song W., Liu L., An S., and Yao J. 2016. Effect of the Pore Size Distribution on the Displacement Efficiency of Multiphase Flow in Porous Media. *Journal of Natural Gas Science and Engineering* 14: 610-616.
- 53- Yari M., Rahimi Gh., Moradi S., Ebrahimi E., and Sadeghi, S. 2016. Effect of Municipal Solid Waste Compost Application on the Fractions of Various Heavy Metals in Three Soil Textures. *Soil Research* 30(3): 329-341. (In Persian with English abstract).
- 54- Zhang H., and Selim H. 2005. Kinetics of arsenate adsorption-desorption in soils. *Environmental Science and Technology* 39(16): 6101-8.
- 55- Zhang J., and Stanforth R. 2005. Slow Adsorption Reaction between Arsenic Species and Goethite (α -FeOOH): Diffusion or Heterogeneous Surface Reaction Control. *Langmuir* 21(7): 2895-2901.



The Role of Vermicompost on the Change of Physical, Chemical, Hydraulic and Leaching Components of a Sandy Loam Soil

H. Bagheri¹- H. Zare Abyaneh^{2*}- A. Izady³

Received: 12-06-2019

Accepted: 30-05-2020

Introduction: Vermicompost is a type of biological organic fertilizer obtained from earthworm activity. Vermicompost is used in sustainable agriculture due to its beneficial effects on diversity of plant nutrients and physical-hydraulic modification of soil. However, high presence of solutes in the structure of vermicompost causes soil salinity, increases soil sodium content and changes soil pH. Soil flushing is one of the well known strategies to minimize the mentioned disadvantages of vermicomposting. Although flushing can reduce the soil salinity and sodium content, it leads to transportation of some soil substances such as nitrate, dissolved organic carbon and colloids which their tracing is necessary because of soil quality monitoring and possibility of water resources pollution. The objective of the current study was to investigate the effects of vermicomposting on soil chemical, physical and hydraulic properties and its role on the amount of soil total dissolved salts (TDS), sodium, nitrate, dissolved organic carbon and leaching behavior of colloids.

Materials and Methods: To treat the soil, 1.45 weight percent of vermicompost (17.68 tones/hectare) was mixed with regular soil. Physical, chemical and hydraulic properties of soil were determined. PVC columns with length of 20 cm and internal diameter of 5.95 cm were used and filled with soil to perform leaching during 24 hrs in saturated condition experiment. The effluent of columns were collected at various interval times, and their sodium, nitrate, dissolved organic carbon, TDS and colloid contents were measured and the cumulative amounts of them were calculated at 6 and 24 hrs. All experiments were carried out in three replications, and the mean comparison of leaching parameters was done according to Duncan's multiple range test at probability level of 5%.

Results: Vermicompost increased the studied soil chemical properties i.e, organic matter, organic carbon, extractable nitrate, soluble sodium, soluble and exchangeable sodium, EC and TDS to 12.42, 12.9, 118.96, 80.43, 44.48, 109.4 and 109.4 %, respectively and decreased soil pH to 2.35 %. Soil bulk density reduction to 3.81 % and enhancement of soil porosity, saturated hydraulic conductivity and the pore water velocity to 1.38, 7.25 and 5.6 %, respectively are the other results of vermicompost application. The used vermicompost fertilizer caused displacement of soil water retention curve to more moisture around of saturated and permanent wilting points and reduction of air entry potential. In this regard, vermicomposting increased all of soil hydraulic coefficients of van Genuchten model including θ_r , θ_s , α and n , and its effect was specially more on θ_r and α . The result of leaching experiments showed that the amounts of leached TDS, sodium, nitrate, dissolved organic carbon and colloid in vermicompost-containing soil during 6 hrs were 491.4, 65.22, 116.71, 47.68 and 24.86, and during 24 hrs were 946.3, 72.16, 146.26, 95.11 and 41.97 mg/Kg, respectively. For the natural soil, these amounts during 6 hrs were 240.9, 11.84, 20.08, 23.2 and 15.11, and during 24 hrs were 665.6, 15.69, 44.48, 58.34 and 29.39 mg/Kg, respectively. Therefore, vermicompost significantly increased the amounts of leached TDS, sodium, nitrate, dissolved organic carbon and colloid, because of containing more contents of solute, sodium, nitrate and organic matter in its structure. It also increased the porosity and hydraulic conductivity of soil, and made changes in soil water retention curve ($P < 0.05$). The presence of more sodium in vermicompost together with its effect on soil porosity enhancement increased the colloid dispersion and consequently its leaching. In addition, the leaching rate of all of parameters at 24 hrs in comparison to 6 hrs decreased significantly due to high amount of solute leaching through mass flow at initial time of leaching experiment and leaching residual solute by time-consuming process of diffusion.

Conclusion: Although vermicompost can enriched the soil due to increasing nitrate and organic matter contents, it leads to soil salinity and increases sodium contents. Flushing the soil treated by vermicompost

1 and 2- Ph.D. and Professor in Irrigation and Drainage, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran, respectively.

(*)- Corresponding Author Email: Zare@basu.ac.ir)

3- Research Scientific in Water Resources Management, Water Research Center, Sultan Qaboos University, Muscat, Oman

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.80755

removed the amounts of TDS, sodium, nitrate to 10.4, 76.2 and 44.6 % during 24 hrs. Therefore, leaching had a considerable effect on soil sodium reduction and a little effect on soil salinity reduction. Moreover, in comparison to chemical fertilizers, the high nitrate fraction of applied vermicompost resulted in sustainability of soil fertility. It is expected soil salinity and nitrate leaching fraction of vermicompost will be reduce by managing leaching methods, treating vermicompost before using and reducing fertilizer application rate. Thus, the results of current study warn the farmers who used vermicompost in soil to control the soil salinity, ground water pollution and vertical colloid migration.

Keywords: Colloid leaching, Dissolved organic carbon leaching, Nitrate leaching, Soil hydraulic coefficients, Soil water retention curve



مقاله علمی-پژوهشی

قابلیت طیف‌سنجی مرئی-مادون قرمز نزدیک (VIS-NIR) در پیش‌بینی درصد ذرات خاک با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی و رگرسیون حداقل مربعات جزئی

الهام مهرابی گوهری^۱ - حمید رضا متین فر^{۲*} - روح الله تقی زاده مهرجردی^۳ - اعظم جعفری^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۳/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۰۲

چکیده

طیف‌سنجی مرئی و مادون قرمز نزدیک (VIS-NIR) به طور گسترده‌ای برای تخمین خصوصیات فیزیکی خاک و اخیراً برآورد بافت خاک استفاده می‌شود. مطالعه حاضر با هدف پیش‌بینی احتمالی بافت خاک با استفاده از اندازه‌گیری‌های طیفی و مدل‌های شبکه عصبی مصنوعی و رگرسیون حداقل مربعات جزئی انجام گرفته است. بر اساس تکنیک هایپرکیوب، محل ۱۱۵ پروفیل شناسایی و سپس نمونه‌برداری از افق‌های خاک انجام گرفت، درصد شن و رس و سیلت نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شد. رگرسیون حداقل مربعات جزئی (PLSR) و شبکه عصبی مصنوعی (ANN) برای مدل‌سازی درصد رس، شن و سیلت خاک مقایسه شدند. نتایج این بررسی نشان داد که شبکه عصبی مصنوعی نسبت به رگرسیون حداقل مربعات جزئی کارایی بهتری داشت، برای هر دو مدل از محدوده خاصی از طول موج (بین ۴۰۰ - ۲۴۵۰ میکرون با اعمال پیش‌پردازش‌ها و حذفیات یکسان) استفاده گردید. هنگامی که مدل رگرسیون مربعات جزئی اجرا شد، دقت بسیار پایینی داشت ($R^2 \sim 0.1-0.3$)، در مقابل، روش شبکه عصبی-مصنوعی مقدار R^2 به ترتیب برای رس، شن و سیلت ۰/۷۰، ۰/۷۶ و ۰/۷۳ بود و میانگین ریشه مربعات خطا به ترتیب ۹/۱۴، ۵/۵۴ و ۷/۰۱ گرم بر کیلوگرم براساس داده‌های آزمون (۲۰ درصد) به دست آمد که نشان دهنده دقت بالاتر و خطای کمتر مدل شبکه عصبی-مصنوعی می‌باشد. از آنجایی که رابطه بین درصد ذرات خاک و بازتاب طیفی خاک خطی نیست، به نظر می‌رسد روش شبکه عصبی-مصنوعی برای بررسی و تجزیه و تحلیل رابطه بین اجزای بافت خاک و داده‌های طیفی مناسب باشد.

واژه‌های کلیدی: پیش‌بینی، رگرسیون حداقل مربعات جزئی، شبکه عصبی مصنوعی، طیف‌سنجی مرئی، مادون قرمز، مدل‌سازی

مقدمه

اکولوژیکی، هیدرولیکی، اقلیمی و دیگر مدل‌های زیست‌محیطی شناخته شده‌اند. همچنین، نیاز مبرمی برای تعیین و تخمین دقیق روابط بین هر یک از اجزای بافت خاک با پارامترهای کلیدی زیست محیطی (همچون اقلیم، توپوگرافی، مواد مادری، و ...) جهت بهبود مدیریت پایدار، اقتصادی و مکانی احساس می‌شود (۶). از دیگر سو اجزای بافت خاک پایه و بنیان مدل‌های تخمین زنده محیطی و نقشه‌برداری رقومی خاک است (۹). از سویی خاک‌ها مستعد تغییرپذیری زمانی و مکانی معنی‌داری‌اند که تشخیص پهنه‌بندی و پایش آنها با روش‌های نمونه‌برداری سنتی و تحلیل آزمایشگاهی معمول بسیار هزینه بر و وقت‌گیر است. در نتیجه، توسعه روش‌هایی که برای تحلیل و بررسی خاک و جمع‌آوری اطلاعات آن از هر نظر به صرفه باشد، به اولویت تبدیل شده است (۲۸).

یکی از شیوه‌های موثر در تجزیه و تحلیل خاک و کاربردهای آن طیف‌سنجی مرئی-مادون قرمز است. این روش روشی ساده و تحلیلی است که از آن می‌توان برای افزایش یا جایگزین نمودن روش‌های عادی تحلیل خاک استفاده کرد. این روش برای غلبه بر برخی از

بافت خاک مهم‌ترین متغیر محیطی است زیرا در قابلیت اراضی و فرایندهای انتقال آب، کنترل کیفیت خاک و حاصلخیزی آن نقش بسیار مهمی دارد. همچنین در بسیاری از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و نیز رفتارهایی همچون ظرفیت نگهداری آب و عناصر غذایی خاک، هدایت هیدرولیکی، شکنندگی و مقاومت خاک به عملیات کاشت نیز اثرگذار است. از سویی اطلاعات توزیع مکانی و تغییرپذیری اجزای بافت خاک به منزله پارامتر ورودی به مدل‌های

۱- استادیار، گروه کشاورزی، دانشگاه پیام نور و دانش آموخته دکتری علوم خاک دانشگاه لرستان

۲- دانشیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان
(Email: matinfar.h@lu.ac.ir)

۳- دانشیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه اردکان

۴- استادیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان
DOI: 10.22067/v34i2.80806

همچنین کوآنگ و همکاران (۱۴) بیان داشته‌اند که اجزای رسی را به دلیل پاسخ طیفی مستقیم کانی‌های رسی در دامنه طیفی حدود ۲۲۰۰-۲۳۰۰ نانومتر می‌توان سنجش و آشکارسازی کرد. البته استنبرگ و همکاران (۲۲) اخطار داده‌اند که موقعیت این باندهای جذبی ممکن است بر اساس ترکیبات آنها فرق کند.

برای مدل‌سازی روابط پیچیده بین نشانه‌های طیفی و نیز مشخصات خاک، روش‌های رگرسیون چند گانه نسبت به روابط ساده دو متغیری برتری دارند (۲۱). رگرسیون حداقل مربعات جزئی شایع ترین روش در حال حاضر برای مدل‌سازی روابط میان شدت طیفی مادون قرمز اجزای خاک و خواص خاک از طریق بارگذاری‌ها، نمرات و ضرایب رگرسیون مشتق شده از حداقل مربعات جزئی می‌باشد (۱۱). اگرچه این روش به عنوان روش رگرسیون خطی است، اما به مشخصه‌ای بنام غیر خطی بودن، توسط فاکتورهای اضافی $PLSR^2$ یا تابع پیش پردازش غیر خطی نسبت داده می‌شود (۱۱). رگرسیون حداقل مربعات جزئی مجموعه‌ای از اجزاء یا بردارهای پنهان را پیدا می‌کند که به طور همزمان کاهش یا تجزیه‌ی X و Y را به وجود می‌آورد به طوری که این مولفه‌ها تا حد ممکن کوواریانس بین X و Y را توضیح می‌دهد (۲۶). یکی از مزایای رگرسیون حداقل مربعات جزئی در مقایسه با سایر روش‌ها، مانند تحلیل رگرسیون مولفه اصلی، امکان تفسیر برخی از متغیرهای پنهان اول است، زیرا آنها ارتباطات بین مقادیر ویژگی‌های اندازه‌گیری شده و ویژگی‌های طیفی را نشان می‌دهند. بلیناسو و همکارانش (۲) در سال ۲۰۱۰ پی بردند که تحلیل مولفه اصلی، خاک‌های ناشی از مواد مشابه اصلی را با برخی تمایزات بر اساس دامنه و ارتفاع دسته‌بندی می‌کند. محققان مختلفی نشان دادند که رگرسیون حداقل مربعات جزئی می‌تواند با عملکرد بالایی مدل‌سازی را ارائه دهد (۲۴). این روش در خاک، برای بررسی خواص متفاوت مربوط به مقدار رطوبت و ماده آلی، از جمله مقدار کربن و نیتروژن و یا ظرفیت تبادل کاتیونی بکار می‌رود (۲۰). این روش در ایران توسط خیامیم و همکاران (۱۲) برای برآورد مقدار ماده آلی، کربنات و گچ خاک‌های سطحی اصفهان استفاده شده است. تحقیقات نشان داده است که در گستره مرئی و مادون قرمز نزدیک (VIS-NIR)، طول موج ۴۰۰ تا ۳۰۰۰ نانومتر و مادون قرمز میانی (MIR)، طول موج ۳۰۰۰ تا ۳۰۰۰۰ نانومتر می‌توان مقدار ماده آلی خاک را مورد مطالعه قرار داد (۵). سامرس و همکاران (۲۳) با بررسی ۳۰۰ نمونه خاک در منطقه جنوب استرالیا به ارزیابی روش طیف سنجی مرئی مادون قرمز نزدیک در برآورد کربن آلی، مقدار رس، اکسیدهای آهن و کربنات‌های خاک پرداختند. آنها نتیجه گرفتند که ضریب تبیین برای درصد رس، کربن آلی، اکسید آهن و کربنات‌های

محدودیت‌های روش‌های عادی آزمایشی، موثر است و ممکن است برای پیش‌بینی مشخصات متعدد خاک استفاده شود (۷). طیف‌سنجی مرئی-مادون قرمز به عنوان روشی موثر برای تحلیل خصوصیات خاک توسط کاربران است و نشان داده شده است که این روش، اشاره به داده‌های دقیقی در مورد مشخصات شیمیایی و فیزیکی خاک دارد که برای نقشه‌برداری رقومی خاک، مفید می‌باشند (۱۳). اگرچه طیف سنجی مرئی-مادون قرمز، نمونه‌برداری سریع و مقرون به صرفه و دقیق را تأمین یا ممکن می‌سازد، اما محققان به برخی از کاستی‌هایی پرداخته‌اند که در ارتباط با بی‌ثباتی استفاده از وسایل در شرایط محیطی مانند نور، دما و غیره، کالیبراسیون در بین ابزارهای مختلف، مشکلات مرتبط به مقیاس یا سنجش مدل در سطوح جهانی، قاره‌ای، منطقه‌ای، کشوری، محلی و میدانی در برابر دقت و دیگر مسائل است (۲۱).

معمولاً سنجش و بررسی پارامترهای خاک با استفاده از فناوری‌های ابر طیفی (اعم از آزمایشگاهی یا سیار، زمینی یا هوایی/فضایی) بر مبنای رفتارها و علائم طیفی است که خاک‌ها از خود نشان می‌دهند. روی هم رفته رفتارهای طیفی خاک و بالطبع منحنی‌های بازتابی طیفی خاک از کروموفورهای^۱ خاک (عوامل فعال رنگی / طیفی) تأثیر می‌پذیرد. بر این اساس کروموفورهای خاک که در واقع عوامل فعال اثرگذار در رفتارهای طیفی خاک به شمار می‌آیند به دو دسته تقسیم می‌شوند: شیمیایی و فیزیکی (۴). کروموفورهای شیمیایی شامل آن موادی‌اند که تابش ورودی را در سطوح انرژی مجزا جذب می‌کنند. به طوری که همه پدیده‌ها در دامنه طیفی مرئی-مادون قرمز علائم طیفی مشخصی دارند. در خاک‌ها سه کروموفور شیمیایی غالب شناخته شده‌اند: ۱- کانی‌ها (غالباً شامل رس، اکسیدهای آهن، کانی‌های اولیه فلدسپار، نمک‌ها و مواد مقاوم به حل شدن، همچون کربنات‌ها و فسفات‌ها) ۲- مواد آلی (تازه و یا تجزیه شده) ۳- آب (جامد، مایع و گاز). کروموفورهای فیزیکی خصوصیتی هستند که در کل دامنه طیفی و نیز موقعیت باندهای ویژه اثرگذارند. نمونه‌هایی از این نوع کروموفورها شامل تغییرات اندازه ذرات خاک (بافت) و شاخص‌های انکساری مواد است که از یک شرایط تابشی به شرایط دیگر تغییر می‌کنند (۴). اجزای بافت خاک از نظر دانش طیف سنجی حد واسط کروموفورهای فیزیکی و شیمیایی به حساب می‌آید که باید بیشتر آن را مطالعه کرد. بر این اساس توانایی و قابلیت برآورد مقادیر اجزای رسی با استفاده از دورسنجی مادون قرمز نزدیک نیز مورد بررسی قرار گرفته است. طبق نظر استنبرگ و همکاران (۲۲) جزء رس از مهم‌ترین اجزای بافتی خاک است که پدیده‌های جذبی قابل تشخیصی در طول موج‌های مرئی و مادون قرمز نزدیک دارد.

می‌باشد. متوسط سالانه بارندگی، درجه حرارت و تبخیر و تعرق به ترتیب ۶۱ میلی‌متر، ۱۷ درجه سانتی‌گراد و ۱۷۵۰ میلی‌متر می‌باشد (۱). در منطقه مورد مطالعه بر اساس تکنیک هایپرکیوب، محل ۱۱۵ پروفیل شناسایی و سپس نمونه‌برداری از افق‌ها انجام گرفت. به این شکل که برای هر نقطه مطالعاتی اطلاعات لازم اعم از محل پروفیل در زمین نما، نوع واحد ژئومورفیک و نوع مواد مادری یادداشت‌برداری و از افق‌های هر پروفیل نمونه‌برداری شد. سپس در کلیه نمونه‌های سطحی خاک پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی‌متری بافت خاک به روش هیدرومتری، اندازه‌گیری شد.

آنالیز طیفی

به منظور اندازه‌گیری بازتاب طیفی نمونه‌های خاک، از دستگاه اسپکترو رادیومتر زمینی^۱ استفاده شد. نمونه‌های خاک برای کاهش آثار مزاحم رطوبت و تداخل ساختاری خاک در رفتار طیفی نمونه‌ها هوا خشک و الک شدند و سپس در یک پتری‌دیش به قطر تقریبی ده سانتی‌متر قرار گرفتند و با کاردک سطح آن‌ها هموار شد و سپس جهت بررسی‌های طیفی به اتاق تاریک منتقل شدند. هر نمونه چهار بار (به ازای هر چرخش نود درجه‌ای متوالی) برای حذف آثار تغییر در هندسه تابش مورد سنجش طیفی قرار گرفت. هندسه تابش قادر است در تابع توزیع بازتاب دو جهته اثر بگذارد بنابراین لازم است که آثار تغییر هندسه تابش بر بازتاب‌های سنجش شده به کمترین میزان برسد. پیش از آغاز نمونه‌برداری طیفی از گزینه جریان تاریک برای افزایش نسبت سیگنال به نویز و نیز از مرجع سفید اسپکترالون به طور تقریب به ازای هر نیم ساعت نمونه‌برداری طیفی برای کالیبره کردن انعکاس طیفی بهره برده شد. بدین طریق، نمونه‌های خاک اسکن شد و بازتاب‌های مطلق در دامنه طیفی ۳۵۰-۲۵۰۰ نانومتر و با قدرت تفکیک طیفی یک نانومتر سبب تولید ۲۱۵۰ نقطه داده طیفی به ازای هر نمونه خاک شد. منحنی‌های به دست آمده بلافاصله و به طور خودکار با استفاده از نرم‌افزار RS3 موجود بر روی رایانه قابل حمل متصل به دستگاه میانگین‌گیری شده و به صورت یک منحنی طیفی به نمایش در آمد. برای هر نمونه ۵ تکرار ثبت گردید.

تحلیل آماری-طیفی

جهت ساخت مدل مناسب برای پیش‌بینی درصد رس، شن و سیلت خاک روش کمترین مربعات جزئی با تعداد فاکتور ۱ تا ۱۰ با استفاده از نرم‌افزار آن اسکرمبل^۲ و مدل‌سازی روش شبکه عصبی مصنوعی (ANN) با استفاده از نرم‌افزار JMP به کار گرفته شد.

خاک به ترتیب ۰/۶۶، ۰/۵۷، ۰/۶۱ و ۰/۶۹ می‌باشد و مقادیر RMSE نیز به ترتیب ۳/۱۳، ۰/۳۵، ۰/۲۳ و ۲/۹ درصد گزارش شده است (۲۳). با این حال، محققان دیگر گزارش دادند که سایر تکنیک‌های مدل‌سازی، مانند شبکه عصبی-مصنوعی، می‌توانند دقت پیش‌بینی بیشتری را نسبت به رگرسیون حداقل مربعات جزئی ارائه دهند (۱۳). روش شبکه عصبی-مصنوعی می‌تواند برای حل و بررسی واکنش‌های طیفی غیر خطی نسبت به رگرسیون حداقل مربعات جزئی موثرتر باشد و به عنوان روشی با دسترسی به دقت زیاد پیش‌بینی تعریف شده است (۲۶). زائو و همکاران (۲۷) از شبکه عصبی برای پیش‌بینی توزیع مکانی بافت خاک استفاده کردند. همچنین ایشان مدل خود را در منطقه‌ای مشابه آزمون کردند و نتایج قابل قبولی گرفتند. زو و همکاران (۲۹) نشان دادند که استفاده از شبکه عصبی مصنوعی کارایی بالاتری نسبت به رگرسیون خطی چند متغیره و مدل‌هایی با رابطه توانی در پیش‌بینی غلظت رسوب دارد. موازن و همکاران (۱۶) به این نتیجه رسیدند که بهترین دقت پیش‌بینی برای درصد کربن آلی خاک با شبکه عصبی-مصنوعی بر اساس داده‌هایی در مورد متغیرهای پنهان رگرسیون حداقل مربعات جزئی کسب شده است. تاکنون مطالعه‌ای برای مقایسه روش رگرسیون حداقل مربعات جزئی و روش شبکه عصبی-مصنوعی برای بررسی تخمین بافت خاک صورت نگرفته است. فرضیه‌ی این مطالعه این است که شبکه عصبی-مصنوعی نتایج موثری را برای پیش‌بینی درصد رس، شن و سیلت خاک ارائه می‌دهد. هدف این مطالعه مقایسه نمودن روش‌های رگرسیون حداقل مربعات جزئی و شبکه عصبی-مصنوعی برای مدل‌سازی داده‌های طیفی در برآورد درصد ذرات رس، شن و سیلت می‌باشد.

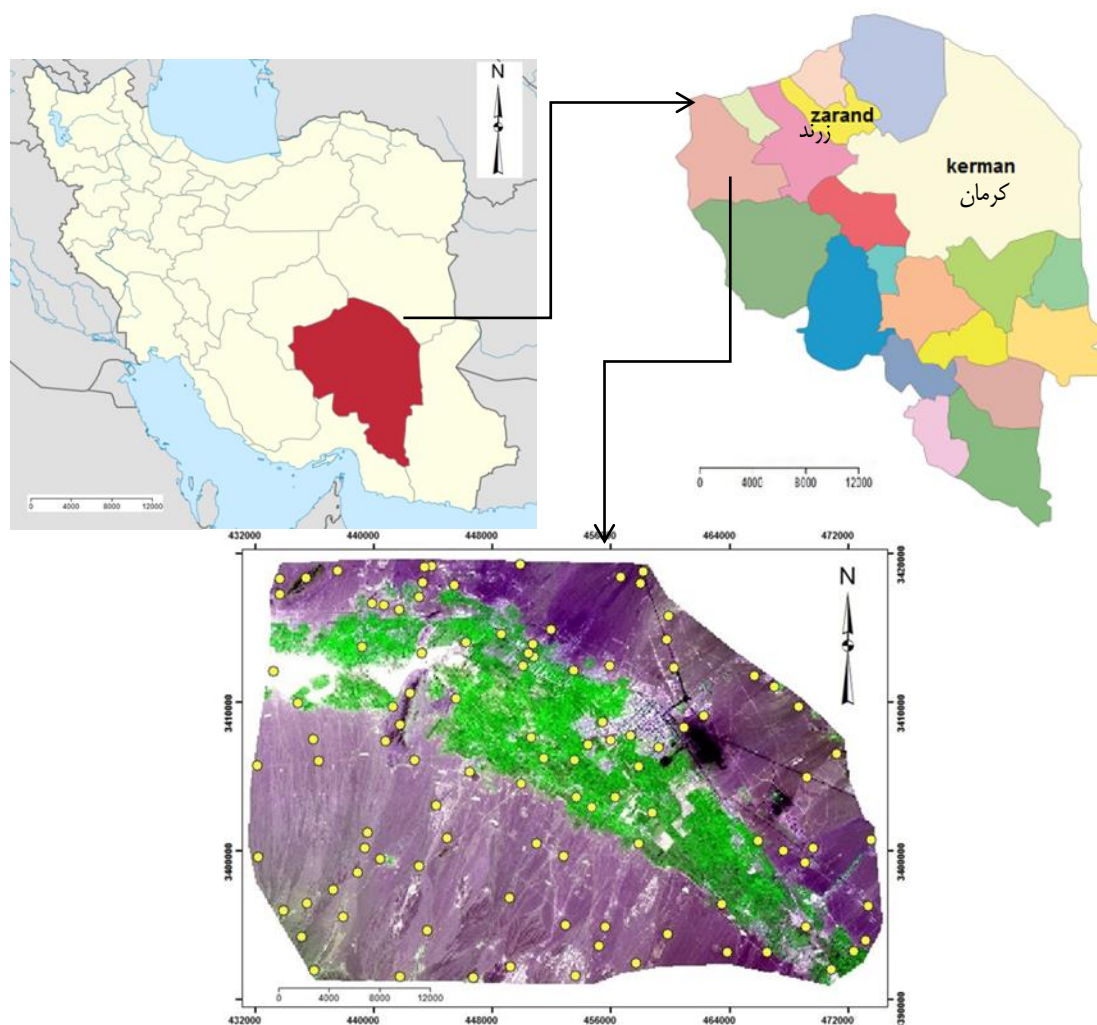
مواد و روش‌ها

تشریح محدوده مطالعاتی

منطقه مورد مطالعه در جنوب شرق ایران، تقریباً در فاصله ۷۰ کیلومتری شهر کرمان بین عرض جغرافیایی ۳۰° ۴۰' تا ۳۱° ۰۰' درجه شمالی و طول جغرافیایی ۵۶° ۱۰' تا ۵۶° ۵۰' درجه شرقی قرار گرفته است. این منطقه مساحتی حدود ۱۰۰۰۰۰ هکتار را می‌پوشاند و شهرستان زرند را نیز در بر می‌گیرد. شهرستان زرند در شمال غرب استان کرمان قرار دارد و از شمال و شمال غرب با استان یزد (شهرستان بافق)، از شمال شرق و شرق با شهرستان راور، از جنوب شرق با شهرستان کرمان و از جنوب غرب و غرب با شهرستان رفسنجان هم‌مرز است. ارتفاعات این شهرستان در دو راستا با روند کلی شمال غرب به جنوب شرق کشیده شده است که دشت زرند را با همین روند احاطه کرده‌اند. لندفرم‌های اصلی این منطقه شامل مخروط‌افکنه‌های قدیمی و جدید، سطوح رسی (دق) و تپه‌های شنی

1- FieldSpec®3, ASD, FR, USA

2- Unscrambler



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعاتی و نحوه پراکنش مکانی داده های خاک
Figure 1. Location of study area and selected site.

متغیرهای طیفی تخمینگر (x) می شود و تا آنجا که امکان دارد سبب همبستگی بین متغیرهای پاسخ (y) با متغیرهای مستقل (x) می شود (۲۳). اگر چه رگرسیون حداقل مربعات جزئی دارای مزایای بسیار مانند سادگی، اطمینان، قابلیت پیش بینی، دقت و توضیحات کمی آشکار و واضح است، اما ضعف اصلی این مدل این است که رابطه بین متغیرهای پیش بینی کننده و متغیرهای پاسخ را به خوبی بیان نمی کند و مجدداً از الگوریتم های مدل بین ابزارهای مختلف استفاده نمی کند (۱۵). در مقابل روش شبکه عصبی-مصنوعی به طور معمول در لایه ها سازماندهی شده است و این لایه ها از تعدادی گره های متصل شده تشکیل شده اند که دارای یک تابع فعال هستند (۱۵). در این تحقیق شبکه عصبی مصنوعی پرسپترون با یک لایه مخفی که دارای تابع فعال سازی سیگموئید در لایه مخفی و تابع فعال سازی خطی در لایه خروجی بوده و تعداد نرون های آن از دو تا ۱۰ نرون متغیر بوده

PLSR (رگرسیون حداقل مربعات جزئی) از معمول ترین روش های آماری سنجی چند متغیره است که با هدف کالیبراسیون طیفی و تخمین خصوصیات خاک به کار برده می شود (۸). رگرسیون حداقل مربعات جزئی سبب استخراج ترکیبات خطی متوالی از تخمینگرها می شود که تغییرات پاسخ و تغییرات تخمینگر را هم زمان مورد بررسی مطلوب قرار می دهد (۹). افزون بر آن روشی است که از طریق بهره گیری از تکنیک تحلیل مولفه های اصلی (PCA) و رگرسیون خطی چند گانه (MLR)، بر مشکلات چند هم خطی گری و خود همبستگی بین متغیرهای طیفی و نمونه ها غلبه می کند و مجموعه ای از اجزا یا بردارهای پنهان را می یابد که سبب کاهش و یا تجربه ماتریس

1- Multiple Linear Regression

توان در دو رده آریدی سول و انتی سول طبقه‌بندی کرد.

ویژگی‌های طیف‌های خاک

شکل ۲-الف طیف انعکاسی محدوده مرئی-مادون قرمز نزدیک اندازه‌گیری شده در ده نمونه خاک را نشان می‌دهد. شکل کلی همه طیف‌ها در همه خاک‌ها تقریباً مشابه است، به طوری که ویژگی‌های جذبی آب و رس در همه طیف‌ها مشاهده می‌شود، البته اختلافاتی در میزان شدت انعکاس وجود دارد. ویژگی جذبی آب در ۱۴۰۰ و ۱۹۰۰ نانومتر به علت فرکانس ارتعاشات پایه مولکول آب شامل کشش متقارن و نامتقارن پیوند H-O و خمش O-H مشاهده می‌شود. ویژگی جذبی رس در ۲۲۰۰ نانومتر می‌باشد. کانی‌های خاک نور را در ناحیه‌های مرئی-مادون قرمز نزدیک و میانی جذب می‌کنند. پاسخ طیفی کانی‌های رسی در نتیجه ارتعاش مولکول‌های آب ساختمانی، گروه‌های هیدروکسیل، چارچوب سیلیکات و کاتیون‌های اکناهدرال، تتراهدرال و بین لایه‌ای است. اکسیدهای آهن در محدوده مرئی و کربنات‌ها در ۲۳۰۰ نانومتر قابل مشاهده هستند. مقادیر انعکاس از طریق رابطه (۳) به جذب تبدیل شد. در رابطه (۳) A و R به ترتیب مقادیر جذب و انعکاس بر حسب درصد را نشان می‌دهند. شکل ۲-ب نمودارهای جذب طیف مرئی-مادون قرمز ده نمونه خاک را نشان می‌دهد.

$$A = \log(1/R) \quad (3)$$

عملیات پیش پردازش طیفی

به دلیل این که هنگام اندازه‌گیری‌های طیفی و به ویژه در صحرا این اندازه‌گیری‌ها تحت تأثیر عوامل ناخواسته مثل رطوبت خاک، زبری سطح خاک، بقایای آلی درشت، آلودگی پروب به علت گرد و غبار، تغییر فاصله حسگر و خاک و تأثیرات پرتوافکنی جوی قرار می‌گیرند، پیش‌پردازش داده‌های طیفی نقش مؤثری در بهبود کالیبراسیون دارد (۱۸).

و بهترین تعداد نرون به صورت سعی و خطا تعیین شد، مورد بررسی قرار گرفت. همچنین به علت کارایی، سادگی و سرعت بالا در این تحقیق الگوریتم آموزشی لونبرگ مارکوارت استفاده شد.

اعتبارسنجی مدل‌ها

پارامترهایی که در این تحقیق برای اعتبارسنجی مدل استفاده شد (۱): ریشه میانگین مربعات خطای پیش‌بینی می‌باشد که این مقدار از رابطه RMSE به دست می‌آید. (۲) ضریب تبیین R^2 بین مقادیر اندازه‌گیری شده توسط روش‌های آزمایشگاهی و پیش‌بینی شده توسط مدل می‌باشد. لازم به توضیح است که برای پیش‌بینی، داده‌ها به دو دسته آموزش (۸۰ درصد از داده‌های نمونه‌برداری شده) و آزمون (۲۰ درصد از داده‌های نمونه‌برداری شده) به طور تصادفی تقسیم شدند.

$$R^2 = \frac{\left[\sum (X_e - \bar{X}_e)(X_o - \bar{X}_o) \right]^2}{\sum (X_e - \bar{X}_e)^2 \sum (X_o - \bar{X}_o)^2} \quad (1)$$

$$RMSE = \left[\frac{\sum (X_o - X_e)^2}{n} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (2)$$

$\bar{X}_o$: متغیرهای کمی مشاهده شده، $\bar{X}_e$: متغیرهای کمی تخمین زده، $\bar{X}_e$: میانگین متغیرهای مشاهده شده، $\bar{X}_o$: میانگین متغیرهای کمی برآورد شده و n تعداد داده‌ها می‌باشد.

نتایج و بحث

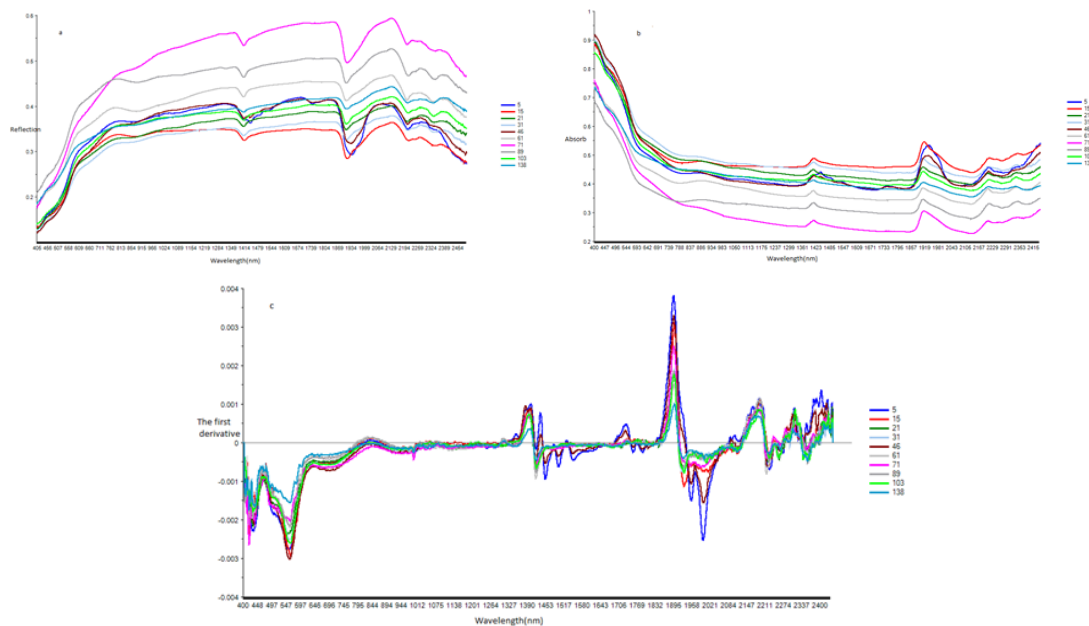
خلاصه آماری داده‌ها

در جدول ۱ خلاصه آماری رس، سیلت و شن خاک‌های تحت مطالعه آمده است. مجموعه عوامل سطوح مختلف ژئومورفیک و سطح آب زیرزمینی باعث تمایز و تفکیک خاک‌ها گردیده است که آنها را می

جدول ۱- پارامترهای آماری مربوط به خصوصیات شن، رس و سیلت

Table 1- Statistical parameters related to the characteristics of sand, clay and silt

درصد ذرات Particle size distribution (%)	حداقل Min	حداکثر Max	متوسط Average	انحراف استاندارد Standard deviation
رس (Clay)	3.00	42.65	18.59	8.91
شن (Sand)	27.97	94.88	64.10	15.13
سیلت (Silt)	2.00	42.15	17.26	9.58



شکل ۲- مقادیر انعکاس (الف، ب) جذب و ج) مشتق اول، طیف‌های محدوده مرئی-مادون قرمز نزدیک در ده نمونه خاک به صورت تصادفی
Figure 2a- Representative VNIR/SWIR spectra of 10 selected soil samples, 2b- Absorption spectra of VNIR/SWIR spectra of 10 selected soil samples, 2c- Savitzky-Golay plus the first derivative, of 10 selected soil sample randomly

بازتاب برآزش داده شد، تولید شد. شکل ۴ سمت راست ارتباط بین مقادیر اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده برای اعتبارسنجی متقابل را نشان می‌دهد. نتایج پیش‌بینی نشان داد که ریشه مربعات خطا برای جزء رس، شن و سیلت به ترتیب ۷/۴۶، ۱۲/۵۷ و ۸/۸۰ گرم بر کیلوگرم به دست آمد. همچنین نتایج ضریب تبیین به ترتیب ۰/۲۵، ۰/۱۸ و ۰/۱۷ به دست آمد.

نتایج مدل‌سازی مکانی به کمک تکنیک شبکه عصبی مصنوعی

توپولوژی شبکه یک فاکتور اساسی در طراحی شبکه عصبی مصنوعی می‌باشد به علت اینکه این ساختار اثر برروی سرعت یادگیری و صحت طبقه‌بندی نهایی تاثیرگذار است. تعداد لایه‌های مخفی و تعداد نرون‌ها جزء اجزای اصلی شبکه پرسپترون می‌باشد. بجز توپولوژی شبکه عصبی مصنوعی که ذکر شد تعداد نرون در مرحله یادگیری بسیار حائز اهمیت می‌باشد. تعداد نرون‌ها در لایه‌های ورودی و خروجی ثابت بوده و بسته به تعداد ورودی (متغیرهای کمکی) و خروجی (رس، شن و سیلت) مدل به کار گرفته شده دارد. لایه ورودی شبکه شامل ۱۹، ۱۷ و ۱۶ ورودی برای رس، شن و سیلت می‌باشد. لایه خروجی شامل یک نرون می‌باشد. تعداد نرون‌ها و لایه‌های مخفی بستگی به پیچیدگی مسئله مورد نظر دارد. در اینجا یک لایه مخفی برای ایجاد شبکه پرسپترون مورد استفاده قرار گرفت. تعداد نرون‌های لایه مخفی و همچنین تعداد اپوک در فرآیند آموزش و

به منظور انجام پیش پردازش طیف‌ها، ابتدا دو بخش نویری ابتدا و انتهای طیف‌ها در محدوده ۳۵۰-۴۰۰ و ۲۴۵۰-۲۵۰۰ نانومتر حذف گردید. به علاوه وقفه حاصل از تغییر ردیاب در محدوده ۹۰۰ تا ۱۰۰۰ نانومتر نیز حذف شد (۲۵). انواع روش‌های پیش‌پردازش شامل مشتق اول، مشتق دوم به همراه فیلتر میانه و فیلتر ساویتزکی^۱ و گلای^۲ (۱۸)، تصحیح پخشیده‌چندگانه و متغیر نرمال استاندارد بر روی داده های طیفی به کمک نرم‌افزار 10.3 Unscambler انجام شد.

مدل‌سازی مکانی

نتایج مدل‌سازی مکانی به کمک تکنیک رگرسیون

کمترین مربعات جزئی

با استفاده از تجزیه و تحلیل رگرسیون حداقل مربعات جزئی طول موج‌هایی برای پیش‌بینی درصد رس، شن و سیلت خاک انتخاب شد (شکل ۳) که ۱، ۲۳۶۱، ۲۲۴۵، ۲۲۰۰، ۲۱۷۸، ۲۰۰۵، ۱۹۳۷، ۱۴۱۹، ۱۴۱۳، ۳۴۴، ۲۳۹۶، ۱۹۰۷، ۱۸۴۴، ۱۴۵۶ و ۲۴۰۴ نانومتر بود. این طول موج‌ها می‌تواند به صورت طیفی به OH در آب ۱۴۰۰ و ۱۹۰۰ نانومتر (۱۰)، و Al-OH در مواد معدنی رس ۲۲۰۰ و ۲۲۵۰ نانومتر (۱۰) اختصاص یابد. همچنین با استفاده از تجزیه و تحلیل رگرسیون حداقل مربعات جزئی، بهترین مدل زمانی که اولین مشتق به مقادیر

1- Savitzky
2- Golay

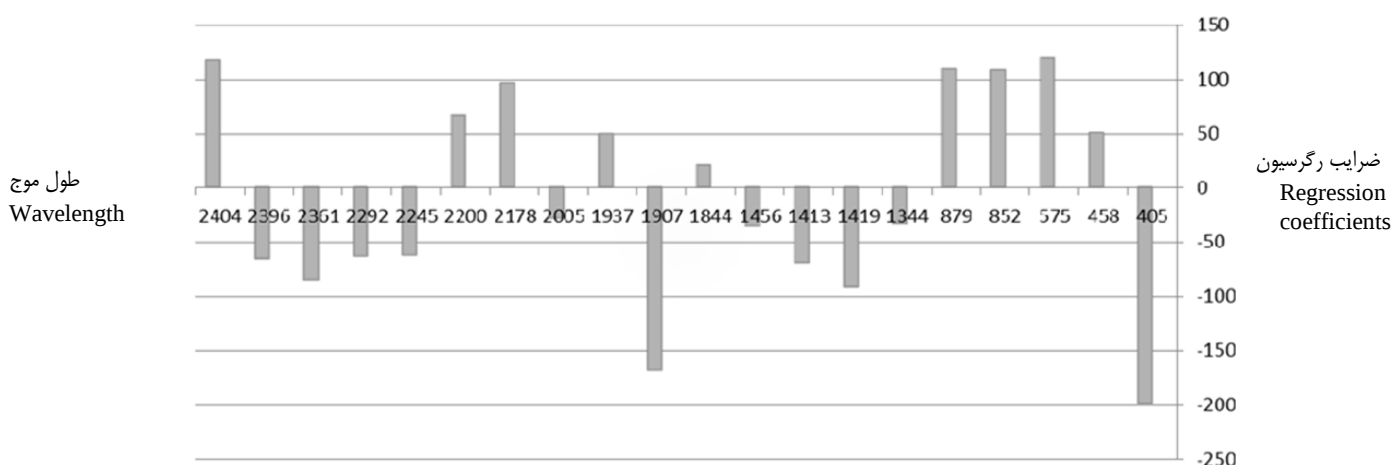
همکاران (۱۹)، طراحی شبکه عصبی-مصنوعی نیازی به نوع معادله خاصی ندارد و می‌توان ارتباط مناسب بین داده‌های ورودی و خروجی را بدست آورد. با توجه به وجود روابط غیرخطی بین متغیرهای وابسته و پیش‌بینی شده، شبکه عصبی-مصنوعی عملکرد بهتری دارد. نتایج به دست آمده از این مطالعه با آنچه زائو و همکاران در چین به دست آوردند، سازگار است (۲۶). آنها نقشه دیجیتالی بافت خاک را توسط یک شبکه عصبی-مصنوعی با دقت کل ۸۸٪ تهیه کردند. عملکرد عالی شبکه عصبی مصنوعی را می‌توان به توانای این مدل برای رفتار غیر خطی بافت خاک در طیف‌سنجی مرئی-مادون قرمز ربط داد. نتایج مقایسه انواع مدل‌ها برای پیش‌بینی رس، شن و سیلت در جدول ۲ آورده شده است. بنابراین به نظر می‌رسد که رابطه‌ی بین درصد ذرات رس، شن و سیلت خاک و بازتاب خاک خطی نیست و به همین دلیل روش شبکه عصبی-مصنوعی بهتر آن را تحلیل می‌کند. در واقع، هنگام ارزیابی درصد ذرات رس، شن و سیلت برآوردی توسط مدل رگرسیون حداقل مربعات جزئی یا شبکه عصبی مصنوعی برای مجموعه‌های ناهمگن خاک، محدوده طیفی باید با شناسایی طول موج‌هایی که داده‌های طیفی آن را بهترین رفتار تحلیلی می‌نامند، کاهش یابد.

در این تحقیق، بر اساس آزمون مارتین، از طول موج‌هایی که در شکل ۳ نشان داده شده است استفاده شد که بن دور و همکاران (۳) در مطالعه‌ای که بر روی خاک‌های اسرائیل داشتند نتایج مشابهی به دست آوردند. این نتیجه تایید می‌کند که می‌توان انواع مختلف خاک را با استفاده از دامنه‌های خاصی از طول موج مدل‌سازی کرد. مزیت این مطالعه در این نکته است که هنگام استفاده از شبکه عصبی-مصنوعی، هیچ پیش‌پردازشی قبل از اعمال مدل به داده‌های بازتاب داده نشد.

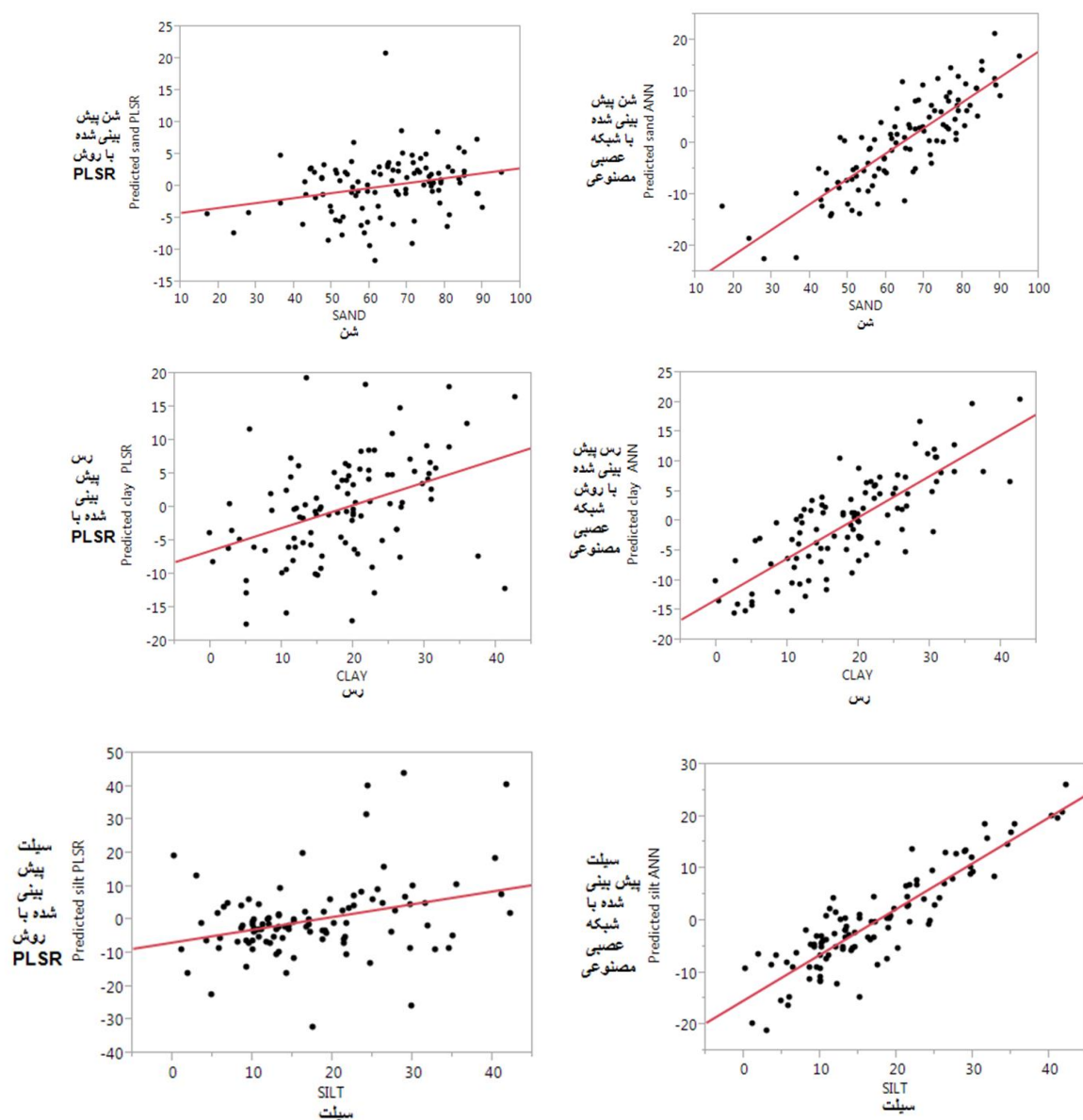
به صورت سعی و خطا به دست آمدند. در این پژوهش، تعداد نرون ۲ تا ۱۰ مورد آزمایش قرار گرفت. برای تعیین بهترین ترکیب از شاخص ریشه مربعات خطا و ضریب تبیین استفاده شد. نتایج نشان داد که تعداد نرون ۹،۸ و ۱۰ دارای بهترین ترکیب برای پیش‌بینی رس، شن و سیلت خاک می‌باشند. نمودارهای شکل ۵ سمت چپ با استفاده از رویکرد شبکه عصبی-مصنوعی، مقادیر اندازه‌گیری شده در مقابل پیش‌بینی شده از درصد رس، شن و سیلت خاک را نشان می‌دهد. نتایج ریشه مربعات خطا برای جزء رس، شن و سیلت خاک به ترتیب ۳/۴۲، ۶/۱۲ و ۴/۳۸ گرم بر کیلوگرم به دست آمد. همچنین نتایج ضریب تبیین به ترتیب ۰،۸۴، ۰،۸۳ و ۰،۸۱ به دست آمد. بعد از به دست آوردن ساختار بهینه در مرحله آموزش شبکه عصبی مصنوعی که در بالا توضیح داده شد، شبکه آموزش دیده را بر روی داده‌های آزمون آزمایش کرده تا دقت این مدل برای پیش‌بینی رس، شن و سیلت خاک سطحی مشخص شود. نتایج ریشه مربعات خطا برای جزء رس، شن و سیلت ۵/۹، ۵۴/۱۴ و ۷/۰۱ گرم بر کیلوگرم به دست آمد. همچنین نتایج ضریب تبیین به ترتیب ۰،۷۰، ۰،۷۶ و ۰،۷۳ به دست آمد. این نتایج نشان می‌دهد که مدل شبکه عصبی-مصنوعی به خوبی سیستم را آموخته و توانایی‌های تعمیم و ارزشیابی خوبی دارد.

نتایج مقایسه مدل‌ها

جدول ۲ نتایج مقایسه انواع مدل‌ها برای پیش‌بینی رس، شن و سیلت را نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود، بهترین نتیجه‌ی پیش‌بینی برای رگرسیون حداقل مربعات جزئی برای نمونه شن بدست آمده است. اما آنچه بارز است نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که عملکرد شبکه عصبی-مصنوعی بهتر از رگرسیون حداقل مربعات جزئی بوده و کارآمدتر است که منطبق با یافته‌های موازن و همکاران (۱۶) و نیز ویسکارا روسل (۲۵) است. طبق گفته‌های اسکپ و



شکل ۳- ضرایب رگرسیون پذیرفته شده برای مدل عمومی (مجموعه اطلاعات اعتبارسنجی متقابل)
Figure 3- Accepted regression coefficients for the general model (mutual validation data set)



شکل ۴- مقادیر اندازه‌گیری شده در مقابل پیش‌بینی شده از درصد رس، شن و سیلت خاک حاصل از تجزیه و تحلیل شبکه عصبی-مصنوعی و رگرسیون حداقل مربعات جزئی

Figure 4- Estimated values from clay, sand and soil silt as a result of neural network analysis and partial least squares regression

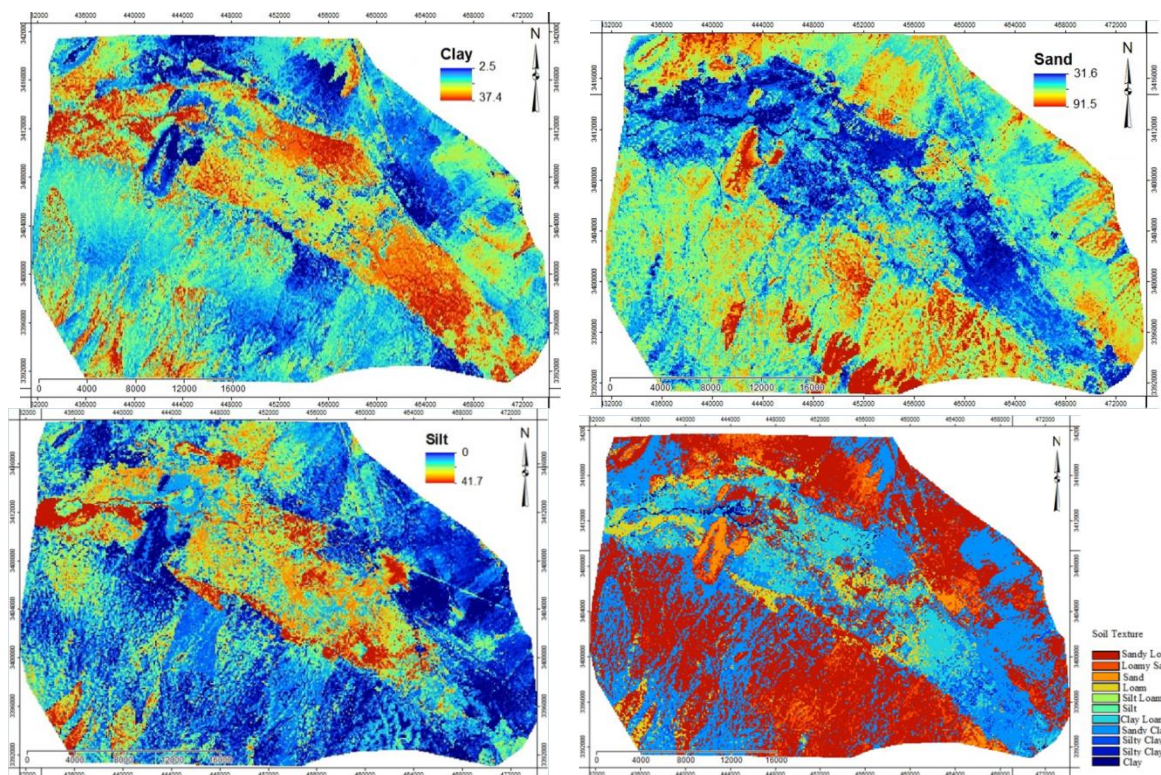
جدول ۲- نتایج مقایسه انواع مدل‌ها برای پیش‌بینی رس، شن و سیلت بر اساس داده‌های آزمون

Table 2- Results of comparison of different models for predicting clay, sand and gravel based on test data

MODEL	R2			RMSE(g kg ⁻¹)		
مدل	ضریب تبیین			میانگین مربعات خطا		
	Silt	Sand	Clay	Silt	Sand	Clay
(ANN)	0.73	0.70	0.76	7.01	9.14	5.54
(PLSR)	0.17	0.25	0.18	8.80	12.57	7.46

های مرکزی منطقه مورد مطالعه که دشت‌های هموار رسی هستند، می‌باشد که البته دارای شوری بالاتری نسبت به اطراف بودند. مقدار شن و سنگریزه در دامنه‌ها و فن‌های بادبزی شکل بالا و پایین منطقه بیشتر نشان داده شد.

از آنجایی که رابطه بین درصد ذرات خاک (رس و شن و سیلت) و بازتاب خاک خطی نیست، روش شبکه عصبی-مصنوعی برای بررسی و تجزیه و تحلیل رابطه بین خاک‌ها بسیار مفید می‌باشد. در نهایت نقشه درصد رس، شن و سیلت و نقشه بافت خاک توسط روش شبکه عصبی مصنوعی در محیط جی‌آی‌اس تهیه گردید (شکل ۵). همانطور که در شکل ۵ دیده می‌شود بیشترین مقدار رس در قسمت



شکل ۵- نقشه رقوم ذرات رس، شن و سیلت و نقشه بافت خاک با استفاده از مدل شبکه عصبی-مصنوعی

Figure 5- Map of clay, sand and silt particles prediction map and soil texture map using artificial neural network model

متغیرهای وابسته و پیش‌بینی شونده شبکه عصبی عملکرد بهتری نسبت به رگرسیون حداقل مربعات جزئی در پیش‌بینی درصد رس، شن و سیلت داشته است. برای هر دو مدل از محدوده خاصی از طول موج استفاده شد. مدل‌های کالیبراسیون که در این مطالعه طراحی شده و مورد استفاده قرار می‌گیرند می‌توانند برای استفاده با خاک‌های دیگر منتقل شوند. هنگامی که مدل رگرسیون حداقل مربعات جزئی اجرا شد، دقت بسیار پایینی داشت ($0 \sim 0.1R^2$ - 0.3)، در مقابل، روش شبکه عصبی-مصنوعی دارای دقت بالا و خطای کمتری بود. توجه داشته باشید که هر چند مدل‌سازی شبکه عصبی-مصنوعی نتایجی با دقت بالا از بافت خاک برآورد می‌کند، هر دو رویکرد به انتخاب طول موج‌ها بستگی دارد و بنابراین انتخاب طول موج‌ها باید قبل از استفاده از هر ۲ مدل در نظر گرفته شود. رابطه معنی‌دار بین

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که شبکه عصبی-مصنوعی نسبت به رگرسیون حداقل مربعات جزئی کارایی بهتری داشته است. نتایج نشان داد که ریشه مربعات خطا در روش شبکه عصبی-مصنوعی برای جزء رس، شن و سیلت ۹/۱۴، ۵/۵۴ و ۷/۰۱ گرم بر کیلوگرم به دست آمد. همچنین نتایج ضریب تبیین به ترتیب ۰/۷، ۰/۷۶ و ۰/۷۳ به دست آمد. زیرا احتمالاً از یک طرف کارایی توابع انتقالی به دست آمده در مناطق مختلف با هم متفاوت هستند و از طرف دیگر در طراحی شبکه‌های عصبی نوع خاصی معادلات لازم نیست و با ایجاد ارتباط مناسب بین داده‌های ورودی و خروجی می‌توان به نتایج مناسب دست پیدا کرد و به علت وجود روابط غیر خطی میان

دهد. مدل سازی شبکه عصبی-مصنوعی نتایجی با دقت بالا از بافت خاک برآورد می کند، هر دو رویکرد به انتخاب طول موج ها بستگی دارد و بنابراین انتخاب طول موج ها باید قبل از استفاده از هر ۲ مدل در نظر گرفته شود. در نهایت رابطه معنی دار بین طول موج انتخاب شده و درصد رس، شن و سیلت خاک در تحقیق حاضر نشان می دهد که ارزیابی بافت خاک توسط طیف سنجی بازتابی نه تنها امکان پذیر است، بلکه قابل اعتماد است.

طول موج انتخاب شده و درصد رس، شن و سیلت خاک در تحقیق حاضر نشان می دهد که ارزیابی بافت خاک توسط طیف سنجی بازتابی نه تنها امکان پذیر است، بلکه قابل اعتماد است. در نهایت نتایج نشان داد که تکنیک های پدومتری، به ویژه شبکه عصبی برای طیف گسترده ای از رشته های علمی می تواند روند نقشه برداری خاک را در مقیاس وسیع و با هر گونه پیچیدگی طبیعی انجام دهد، روش سنتی را بهبود بخشد، سرعت و کارایی نقشه ها را در انتقال داده ها افزایش

منابع

- 1- Bellinaso H., Alexandre J., Dematte J.A.M., and Romeiro S.A. 2010. Soil spectral library and its use in soil classification. R. Bras. Ci. Solo 34: 861-870.
- 2- Ben-Dor E., Goldshleger N., Benyamini Y., Blumberg D.G., and Agassi M. 2003. "The spectral reflectance properties of soil structural crusts in the 1.2- to 2.5- μ m spectral region," Soil Science Society of America Journal 67(1): 289-299.
- 3- Ben-Dor E., Taylor R.G., Hill J., Dematte J.A.M., Whiting M.L., Chabrilat S., and Sommer S. Imaging Spectrometry for Soil Applications, Advances in Agronomy, Vol.97, No. 2008, Elsevier Inc.
- 4- Clark R.N. 1999. Spectroscopy of rocks and minerals, and principles of spectroscopy. In: Rencz, A.N. (Ed.), Remote Sensing for Earth Sciences. Manual of Remote Sensing. John Wiley and Sons, Inc., Toronto, pp. 3-58.
- 5- Greve M.H., Kheir R.B., Greve M.B., and Bocher P.K. 2012. Quantifying the Ability of Environmental Parameters to Predict Soil Texture Fractions Using Regression-Tree Model with GIS and LIDAR Data: The Case Study of Denmark, Ecological Indicators 18: 1-10.
- 6- Gholizadeh A.A., Soom M.A.M., Saberioon M.M., and Boruvka L. 2013. Visible and near infrared reflectance spectroscopy to determine chemical properties of paddy soils. J. Food Agric. Environ 11: 859-866.
- 7- Gomez C., Lebissonais Y., Annabi M., Bahri H., and Raclot D. 2013. Laboratory Vis-NIR Spectroscopy as an Alternative Method for Estimating the Soil Aggregate Stability Indexes of Mediterranean Soils, Geoderma 209-210: 86-97.
- 8- Hartemink A.E., and Minasny B. 2014. Towards Digital Soil Morphometrics, Geoderma 230231: 305-317.
- 9- Hunt G.R. 1977. Spectral signatures of particulate minerals in visible and near-infrared. Trans. Am. Geophys. Union 58: 553.
- 10- Janik L.J., Forrester S.T., and Rawson A. 2009. The prediction of soil chemical and physical properties from mid-infrared spectroscopy and combined partial least-squares regression and neural networks (PLS-NN) analysis. Chemometr. Intell. Lab., 97: 179-188.
- 11- Khayamim F., Khademi H., Stenberg B., and Wetterlind J. 2015. Capability of vis-NIR Spectroscopy to Predict Selected Chemical Soil Properties in Isfahan Province. JWSS - Isfahan University of Technology 19(72): 81-92.
- 12- Kodaira M., and Shibusawa S. 2013. Using a mobile real-time soil visible-near infrared sensor for high resolution soil property mapping. Geoderma 199: 64-79.
- 13- Kuang B., Mahmood H.S., Quraishi M.Z., Hoogmoed W.B., Mouazen A.M., and Van Henten E.J. 2012. Sensing Soil Properties in the Laboratory, In Situ, and On-Line: A Review: Advances in Agronomy, Elsevier Inc, Vol. 114.
- 14- Li D., Durand M., and Margulis S.A. 2011. Potential for Hydrologic Characterization of Deep Mountain Snowpack via Passive 2012. in the Tropics, Earth-Science Reviews 106: 52-62.
- 15- Mouazen A.M., Kuang B., DE Baerdemaeker and Ramon H. 2010. Comparison between principal component, partial least squares and back propagation neural network analyses for accuracy of measurement of selected soil properties with visible and near infrared spectroscopy. Geoderma 158: 23-3
- 16- Ramadan Z., Hopke P.K., Johnson M.J., and Scow K.M. 2005. Application of PLS and Back-Propagation Neural Networks for the estimation of soil properties. Chemometr. Intell. Lab., 75: 23-30.
- 17- Savitzky A., and Golay M.J. 1964. Smoothing and differentiation of data by simplified least squares.
- 18- Schaap M.G., Leij F.J., and van Genuchten M.Th. 1998. Neural network analysis for hierarchical prediction of soil hydraulic properties. Journal Soil Sci. Soc. Am 62: 847-855.
- 19- Shepherd K.D., and Walsh M.G. 2002. Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 988-998.
- 20- Soriano-Disla J.M., Janik L.J., Viscarra-Rossel R.A., Macdonald L.M., and Mclaughlin M.J. 2014. The Performance of visible, near-, and mid-infrared reflectance spectroscopy for prediction of soil physical,

- chemical, and biological properties. *Appl. Spectrosc. Rev.*, 49: 139-186.
- 21- Stenberg B., Viscarra-Rossel R.A., Mouazen A.M., and Wetterlind J. 2010. Visible and near infrared spectroscopy in soil science. *Adv. Agron.*, 107: 163-215.
- 22- Summers D., Lewis M., Ostendorf B., and Chittleborough D. 2011. Visible near-infrared reflectance spectroscopy as a predictive indicator of soil properties. *Ecol. Indic.*, 11: 123-131.
- 23- Vasquez G.M., Grunwald S., and Sickman J.O. 2008. Comparison of multivariate methods for inferential modeling of soil carbon using visible/near-infrared spectra. *Geoderma* 146: 14-25.
- 24- Viscarra Rossel R., Cattle S.R., Ortega A., and Y. 2009. Fouad. In situ measurements of soil colour, mineral composition and clay content by vis-NIR spectroscopy, *Geoderma* 150: 253-266.
- 25- Weather data of Zarand, Kerman province, 2015.
- 26- Zhao S.J., Zhang J., XU Y.M., and Xiong Z.H. 2006. Non-linear projections to latent structures method and its applications. *Indian Eng. Chem. Res.*, 45: 3843-3852.
- 27- Zhao Z., Chow T.L., Rees H.W., Yang Q., Xing Z., and Meng F. 2009. Predict soil texture distributions using an artificial neural network model. *Com. Elec. Agr.*, 65: 36-48.
- 28- Zhu Y., David C.W., and Zhang W. 2011. Characterizing Soils Using a Portable X-ray Fluorescence Spectrometer-1. *Soil Texture, Geoderma* 167-168: 167-177.29.
- 29- Zhu Y.M., Lu X.X., and Zhou Y. 2007. Suspended sediment flux modeling with artificial neural network: An example of the Longchuanjiang River in the Upper Yangtze Catchment, China. *Geomorphology* 84: 111-125.



Visible-Near Infrared (VIS-NIR) Spectrophotometry in Predicting Soil Particle Percentage Using Artificial Neural Network and Partial Least Squares Regression

E. Mehrabi Gohari¹- H.R. Matinfar^{2*}- R. Taghizadeh-Mehrjardi³- A. Jafari⁴

Received: 12-06-2019

Accepted: 22-01-2020

Introduction: Soil texture is the most important environmental variable because it plays a very important role in reducing the quality of land and water transfer processes, soil quality control and fertility. On the one hand, soil texture components are the basis of environmental predictive models and digital mapping of soil and on the other hand, soils are temporally and spatially variable, thus distinguish zoning and their monitoring with traditional sampling methods and laboratory analysis is very costly and time consuming. As a result, the development of methods for analyzing the soil and for required information has become very important. Visible and near infrared spectroscopy (VIS-NIR) is widely used to estimate soil physical properties and estimate soil texture. The present study aims to predict soil texture using spectral measurements and artificial neural network models and partial least squares regression.

Materials and Methods: The study area in southeastern Iran is approximately 70 km from Kerman. In the study area, based on the hypercube technique, 115 profiles were identified and then horizons were sampled. In this way, for each point of study, the necessary information, including the location of the profile on the ground, the type of geomorphic unit and the type of material, were recorded and taken from the horizons of each profile. In all soil samples, after drying and passing through 2 mm soil, the soil texture was measured by hypercube. Spectral radiometer was used to measure the spectral reflection of soil samples. The soil samples were air dried and sieved and then placed in a petri dish with an approximate diameter of 10 cm and transferred to the dark room for spectral analysis. Each specimen was tested four times (for each 90 degree sequential rotation) to remove the effects of a change in the radiation geometry. Soil samples were scanned, and absolute reflections at a spectral range of 2500-350 nm yielded 2150 spectral data points (SDPs) per soil sample with a spectral resolution of one nanometer. Finally, to construct a suitable model for forecasting the percentage of clay, sand, and silt, the least squares model was used with the number of factors 1 to 10 by Artificial Neural Network (ANN) modeling using JMP software Work.

Results and Discussion: The reflectance spectrum of the visible range - near infrared - was measured for specimens. Since preprocessing of spectral data has an effective role in improving the calibration, in order to perform spectral preprocessing, two first nodes of the first and the end of the spectra were first removed in the range of 350-400 and 2450-2500 nm. In addition, the interruption due to the change in the detector in the range of 900 to 1000 nm was also eliminated. Types of preprocessing methods were performed on spectral data. Then, using partial least squares regression analysis, the best model was produced when the first derivative was fitted to reflection values. The explanation coefficients for this low and unacceptable model were obtained. Therefore, using partial least squares regression analysis, the best wavelengths were selected to predict the percentage of clay, sand, soil, and extracted from the model. Then it was used as input in the neural network model. To determine the best combination, root error index and error coefficient were used. The results of artificial neural network showed that the number of neurons 9.8 and 10 had the best composition for predicting clay, sand and soil silt. The root-squared error results for clay, sand, and soil silt were 3.42, 6.94, and 4.383 respectively. Also, the results of the explanatory factor were 0.84, 0.83 and 0.81, respectively. After obtaining the optimal structure in the artificial neural network training phase described above, the trained network has been tested on the test data to determine the accuracy of this model to predict clay, sand and silt of surface soil. The root-squared error results for clay, sand and silt components were obtained at 5.54.9.14 and 7.01. Also, the results of the

1- Assistant Professor, Department of Agriculture, Payame Noor University and Graguated Ph.D. of Soil Science of Lorestan

2- Associate Professor Department of Soil Science, College of Agriculture, Lorestan University, Lorestan, Iran

(*- Corresponding Author Email: matinfar.h@lu.ac.ir)

3- Associate Professor Faculty of Agriculture and Natural Resources, Ardakan University

4- Assistant Professor Department of Soil Science, Agriculture Faculty, Shahid Bahonar University of Kerman, Kerman

DOI: 10.22067/j.v34i2.80806

explanatory factor were 0.76, 0.70 and 0.73 respectively. The best result of the prediction for partial least squares regression was obtained for the sand sample. The results indicate that the neural network performance is better than partial least squares regression, which is consistent with Mouazen et al. (2010) and also Viscarra-Rossel et al. (2009). Acceptable performance of the artificial-neural network can be attributed to the ability of this model for non-linear behavior of soil texture in visible spectroscopy. In this study, specific wavelengths, which Ben Finder et al. (2003) obtained in the study on the soils of Israel, were used. This conclusion confirms that various types of soil can be modeled using specific wavelengths. The advantage of this study is that, when using the artificial neural network, no pre-processing of reflection data is required before applying the model. Since the relationship between the percentage of soil particles (clay and gravel) and the reflection of the soil is not linear, the neural network method is very useful for analyzing the relationship between soils. Finally, the map of clay, sand and silt and map of soil texture was prepared by artificial neural network method in GIS environment.

Conclusion: The results of this study showed that the neural-dynamic network has a better performance than partial least squares regression. Calibration models designed and used in this study can be transported for use with other soils. When the partial least squares regression model was implemented, it had a very low accuracy ($R^2 \sim 0.1-0.3$); on the contrary, the neural network-based method had high accuracy and less error. Note that although neural-dynamic modeling estimates higher precision results from soil texture, both approaches depend on wavelength selections, and so wavelengths should be selected before using any of the two models. To be finally, a meaningful relationship between the selected wavelengths and the percentage of clay, sand and silt in the present study indicates that soil texture is not only possible but also reliable by reflection spectroscopy.

Keywords: Artificial neural network, Infrared, Modeling, Prediction, Partial least squares regression, Visible spectroscopy

مقاله علمی-پژوهشی

اثرات حذف کربنات‌ها و ماده آلی بر جذب فسفر در برخی خاک‌های آهکی استان کرمان

هدی حسینی^{۱*} - مجید فکری^۲ - محمدهادی فرپور^۳ - مجید محمودآبادی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۴/۰۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۷/۰۸

چکیده

آگاهی از تاثیر اجزای مختلف خاک همانند ماده آلی و کربنات‌ها بر قابلیت دسترسی فسفر در خاک جهت تغذیه گیاه و مدیریت حاصلخیزی خاک مهم است. در این مطالعه تاثیر حذف ماده آلی و کربنات‌ها بر رفتار جذب فسفر در شش نمونه خاک در سه تکرار و سه تیمار (تیمار هیپوکلیت سدیم، تیمار استات سدیم و خاک شاهد (بدون تیمار)) مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج نشان داد که معادلات لانگمویر و فروندلیچ برازش خوبی بر داده‌های جذب فسفر نشان دادند. حذف ماده آلی باعث افزایش حداکثر جذب فسفر (Q_{max}) با دامنه ۳۷ تا ۱۰۴ میلی گرم بر کیلوگرم نسبت به خاک‌های تیمار نشده شد. برعکس، با حذف کربنات‌ها از خاک‌ها، حداکثر جذب فسفر (Q_{max}) در محدوده ۴۳ تا ۳۴۵ میلی گرم بر کیلوگرم نسبت به خاک‌های تیمار نشده کاهش نشان داد. ثابت انرژی پیوند (K_1) بعد از حذف مواد آلی و کربنات‌ها به ترتیب ۱۷/۰۳ درصد افزایش و ۲۸/۷۸ درصد کاهش یافت. نیاز استاندارد فسفر در خاک‌های مورد مطالعه بعد از حذف مواد آلی ۱۴/۴۳ درصد افزایش و حذف کربنات‌ها از خاک‌های مورد مطالعه نیاز آن‌ها را به فسفر ۴۰/۵ درصد کاهش داد. جهت مدیریت کارآمد فسفر در خاک‌های کشاورزی توجه به میزان کربنات‌ها و کاهش آن در خاک اهمیت زیادی دارد و همچنین افزودن مواد آلی به خاک یا حداقل حفظ مواد آلی موجود در آن می‌تواند سبب افزایش کارایی مصرف فسفر در خاک شود.

واژه‌های کلیدی: جذب سطحی، فسفر، مواد آلی، نیاز استاندارد، هم‌دما

مقدمه

که مواد آلی می‌توانند منبع فسفر در خاک را غنی سازند و همچنین یافت شده که مواد آلی به عنوان فاکتور مهم، از طریق مکانیسم‌های مختلف بر جذب و واجذب فسفر در خاک موثر هستند (۴۴ و ۴۶). مطالعات زیادی نشان داده است که قابلیت دسترسی فسفر خاک با افزودن ماده آلی به خاک افزایش می‌یابد (۵). وریدرپال و همکاران (۳۹) گزارش کردند که کاربرد کودهای آلی، جذب فسفر و حداکثر ظرفیت بافری و انرژی پیوند را کاهش داده و غلظت فسفر در محلول را افزایش می‌دهد. همچنین مالوف و همکاران (۲۲) گزارش کردند که افزایش سطح هیومیک اسید به خاک باعث کاهش ظرفیت جذب و حداکثر ظرفیت بافری فسفر می‌شود. در مقابل یانگ و همکاران (۴۵) گزارش کردند حداکثر ظرفیت جذب فسفر با افزایش مقدار ماده آلی خاک افزایش یافت. به دلیل گزارش نتایج متفاوت تاثیر مواد آلی بر جذب و واجذب فسفر غیر شفاف باقی مانده است (۵ و ۱۶). عامل دیگری که بر واکنش‌های جذب و واجذب فسفر در خاک موثر است میزان کربنات‌ها است. در خاک‌های آهکی، واکنش‌های فسفر با خاک متأثر از وجود کربنات کلسیم (به عنوان کربنات غالب در خاک) است. واکنش فسفر با کربنات‌ها اغلب شامل دو فرایند جذب سطحی و رسوب است (۲۸). در غلظت‌های کم، مقادیر اندکی از یون‌های

واکنش‌های جذب و رهاسازی، رسوب و حل شدن فسفر در خاک از جمله فرایندهای مهمی می‌باشند که، فراهمی فسفر در محلول خاک را کنترل می‌کنند. این واکنش‌ها نقش مهمی در عرضه فسفر برای گیاهان، تعیین نیاز کودی و همچنین تعیین سرنوشت زیست محیطی فسفر و کیفیت آب‌های سطحی و زیر زمینی دارند (۴۱). اجزای مختلف خاک که در واکنش‌های فسفر نقش دارند، شامل مواد آلی، کربنات کلسیم، اکسیدهای آهن و آلومینیوم، و کانی‌های سیلیکاته خاک می‌باشند (۲۶). مطالعات نشان داده که فسفر می‌تواند با مواد آلی خاک پیوند یابد، درجه‌ای که فسفر جذب مواد آلی می‌شود تحت تاثیر شکل‌های فسفر موجود در خاک و برخی فاکتورهای بیوشیمیایی و زیست محیطی (همانند رطوبت خاک، مواد آلی خاک و مقدار رس) قرار می‌گیرد (۴۸). در برخی مطالعات گزارش شده است

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی دکتری و استادان گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان
(*)- نویسنده مسئول:
(Email: h.hosseini@agr.uk.ac.ir)

کلسیم فعال به روش اگزالات آمونیوم (۲۰)، بافت خاک به روش هیدرومتر (۹)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش استات سدیم در $8/2 = \text{pH}$ (۳۱) و فسفر قابل استفاده با عصاره‌گیری با بی‌کربنات سدیم (۲۸) اندازه‌گیری شد. پس از پایان آنالیزهای اولیه نمونه‌های خاک به سه قسمت تقسیم شدند. یک قسمت برای تیمار با هیپوکلریت سدیم (۳۴) جهت حذف ماده آلی استفاده شد. قسمت دوم به‌وسیله بافر استات سدیم ($\text{pH}=5$) جهت حذف کربنات-ها تیمار شد. قسمت سوم به عنوان شاهد بدون تیمار مورد استفاده قرار گرفت. پس از حذف مواد آلی بقایای خاک‌های تیمار شده در ۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر به صورت سوسپانسیون در آمد و pH برخی خاک‌ها که اندکی بالا رفته بود را با اضافه کردن مقدار کمی اسید استیک رقیق شده روی pH اصلی خاک (قبل از تیمار) تنظیم شد. پس از انجام مراحل فوق، خاک‌ها هوا خشک گردیدند.

راندمان حذف اجزا خاک (کربنات کلسیم معادل یا ماده آلی) با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد:

$$(1) \quad (a - b) / a \times 100 = (\%) \text{ راندمان حذف}$$

a = میزان ماده آلی یا کربنات کلسیم معادل خاک قبل از تیمار.

b = میزان ماده آلی یا کربنات کلسیم معادل خاک بعد از تیمار.

مطالعه هم‌دهماهای جذب فسفر

دو گرم نمونه خاک (اصلی و تیمار شده) در داخل لوله‌های سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد و به هر یک از لوله‌ها ۲۵ میلی-لیتر محلول ۰/۰۱ مولار سدیم کلرید حاوی غلظت‌های مشخص فسفر از منبع پتاسیم دی‌هیدروژن فسفات اضافه گردید. به هر لوله سانتریفیوژ دو قطره تولوئن جهت متوقف نمودن فعالیت میکروبی اضافه شد. جهت رسیدن به تعادل لوله‌های سانتریفیوژ ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه سلسیوس در انکوباتور تکان داده شدند. سپس نمونه‌ها به مدت ۵ دقیقه در ۳۵۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شدند و جهت حصول اطمینان از زلال بودن محلول رویی از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده و غلظت فسفر در این محلول‌ها به روش رنگ‌سنجی با اسید آسکوربیک با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر UV-visible در طول موج ۸۸۰ نانومتر تعیین گردید. برای هر سطح فسفر نیز یک نمونه شاهد (بدون خاک) جهت تصحیح میزان رسوب فسفر به وسیله محلول زمینه و جداری لوله‌ی سانتریفیوژ مورد استفاده قرار گرفت. مقدار فسفر جذب شده از تفاوت بین غلظت اولیه این عنصر و غلظت نهایی موجود در محلول محاسبه و پارامترهای جذب به وسیله معادلات لانگمویر و فروندلیچ که در ادامه آورده شده‌اند به کمک نرم افزار Graph Pad Prism7.04 مورد محاسبه قرار گرفت.

معادله لانگمویر:

$$(2) \quad q = \frac{q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

فسفات در مکان‌های ویژه در سطح کربنات‌ها جذب سطحی می‌شوند. با افزایش غلظت جذب‌شونده، پوشش سطح زیادتر می‌شود تا جایی که تعاملات جانبی بین یون‌های جذب سطحی شده آغاز می‌شود و این تعاملات سرانجام به تشکیل خوشه‌هایی از یون‌های فسفات در سطح کلسایت می‌انجامد. این خوشه‌ها مراکزی است که از آن‌ها رشد خود به خودی کریستال فسفات کلسیم آغاز می‌شود (۱۰). در خاک نقش کربنات کلسیم در جذب فسفر بیشتر به سطح ویژه (واکنشگری) و درصد این کانی کربناتی بستگی دارد. رفتار شیمیایی خاک‌های آهکی تحت تاثیر مقدار، ماهیت و واکنش‌پذیری کربنات‌های معدنی موجود در خاک قرار می‌گیرد و کربنات‌های خاک نگهداری فسفر را تحت تاثیر قرار می‌دهند. بر خی مطالعات نشان داده است که کربنات کلسیم عامل مهم جذب فسفر در خاک‌های آهکی است (۳). در خاک‌های آهکی رسوب فسفات‌های کلسیم نامحلول عامل اصلی در کاهش قابلیت استفاده فسفر مصرف شده می‌باشد، گرچه سهم نسبی فرآیندهای رسوب و جذب سطحی برای تثبیت فسفر در خاک‌های آهکی به نظر می‌رسد که وابسته به مقدار فسفر مصرف شده باشد (۱). هاولین و همکاران (۱۴) معتقدند که گرچه فسفر در سطح کربنات کلسیم جذب می‌شود، بیشتر جذب بر روی ناخالصی اکسیدهای آهن است. یکی از روش‌های مطالعه اثر ماده آلی و کربنات‌ها بر شیمی فسفر خاک، حذف آنها از خاک است (۱۲ و ۳۷). مطالعات کمی در زمینه انجام شده است (۲۱ و ۳۸). یوگور (۳۸) با مطالعه نقش کربنات‌ها بر جذب فسفر در خاک‌های آهکی گزارش کرد که حذف کربنات‌ها ظرفیت جذب فسفر را نسبت به خاک تیمار نشده کاهش داد. مهدی زاده و همکاران (۲۱) گزارش کردند که مقدار جذب فسفر بعد از حذف ماده آلی افزایش یافت. با توجه به این که استان کرمان یکی از استان‌های مهم کشور در زمینه تولید محصولات باغی و زراعی است، اطلاعات منتشر شده‌ای در مورد تاثیر حذف کربنات‌ها و ماده آلی خاک بر ویژگی‌های جذب فسفر و نیاز استاندارد فسفر در خاک‌های مختلف این استان وجود ندارد. بنابراین هدف این پژوهش، مطالعه تاثیر حذف ماده آلی و کربنات‌های خاک بر جذب فسفر در برخی خاک‌های آهکی استان کرمان است.

مواد و روش‌ها

برای این منظور شش نمونه‌ی خاک از عمق ۳۰ تا ۴۰ سانتی‌متری از اطراف مزارع مناطق برسير، بافت و ارزوئیه از استان کرمان، در جنوب شرق ایران تهیه شد. نمونه‌های خاک هوا خشک شده و از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شدند. برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی همانند pH (توسط pH متر در گل اشباع)، EC (توسط هدایت‌سنج در عصاره اشباع)، کربن آلی به روش والکی و بلک (۴۰)، مقدار کربنات کلسیم معادل به روش خنثی سازی با اسید کلریدیک (۲)، کربنات

بین آن‌ها شده و کارایی بالایی در حذف مواد آلی خاک دارد. همان طور که مشاهده می‌شود دامنه حذف مواد آلی با محلول هیپوکلریت سدیم در خاک‌های مورد مطالعه از ۷۳ تا ۹۶ درصد متغیر بود (جدول ۲). میزان حذف مواد آلی در خاک می‌تواند به دلایلی همچون کمیت یا ماهیت کربنات‌ها، ترکیبات آلی مقاوم و محافظت مواد آلی توسط سطوح ذرات خاک باشد (۲۵). همچنین فیلپ و همکاران (۷) گزارش کردند کانی‌های رسی از مواد آلی در برابر تخریب محافظت می‌کنند. در مطالعه‌ای مشابه مهدی‌زاده و همکاران (۲۱) گزارش کردند که استفاده از هیپوکلریت سدیم ۶ درصد در pH=۸ به‌طور میانگین ۸۹ درصد مواد آلی موجود در خاک‌های مورد مطالعه را حذف نمود. همچنین زیمرمن و همکاران (۴۷) گزارش کردند که استفاده از هیپوکلریت سدیم ۶ درصد در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس ۶۳ تا ۹۱ درصد کربن آلی موجود در بخش سیلت و رس خاک را حذف کرد. در مطالعه دیگر مشخص شد که کارایی حذف مواد آلی در خاک به وسیله هیپوکلریت سدیم در دامنه ۱۹ تا ۶۲ درصد متغیر است. هیپوکلریت سدیم ترجیحاً مواد آلی لبالی را حذف می‌کند بدون اینکه تاثیر قابل توجهی بر مواد معدنی بلورین بگذارد (۱۷).

حذف کربنات‌ها

استات سدیم، کارایی خوبی در حذف کربنات‌ها داشت. دامنه درصد حذف کربنات کلسیم معادل در خاک‌های مورد مطالعه از ۷۵ تا ۹۴ درصد متغیر بود (جدول ۲).

هم‌دماهای جذب فسفر

هم‌دماهای جذب فسفر در خاک‌های تیمار شده به عنوان تابعی از غلظت تعادلی فسفر در محلول خاک رسم شدند (شکل-۱)، با افزایش غلظت فسفر در محلول تعادلی، میزان جذب فسفر افزایش یافت، اما شیب منحنی جذب کاهش یافت که می‌تواند به علت کاهش مکان های جذب فسفر بر روی سطوح خاک باشد. با توجه به ضرایب تبیین (R^2) بالا و خطای استاندارد (SE) پایین داده‌های جذب فسفر در خاک‌های تیمار شده برآزش خوبی با هم‌دماهای لانگمویر و هم فروندلیچ نشان دادند (جدول ۳ و ۴). تطابق مدل لانگمویر و فروندلیچ با داده‌های جذب سطحی فسفر در خاک توسط محققان گزارش شده است (۴۳ و ۲۹). نتایج مطالعه وولد و هایل (۴۳) نشان داد که دو مدل لانگمویر و فروندلیچ توانستند توصیف خوبی از داده های جذب سطحی فسفر داشته باشند. همچنین راشمی و همکاران (۲۹) دریافتند که معادلات لانگمویر (۰/۹۶-۰/۹۹) و فروندلیچ (۰/۹۵-۰/۹۹) برآزش خوبی با داده‌های جذب سطحی فسفر در چهار رده خاک نشان دادند. در مطالعه حاضر، معادله لانگمویر با بیشترین میانگین ضریب تبیین (۰/۹۸۲) و کمترین خطای استاندارد (۰/۰۲۲)

q = مقدار فسفر جذب شده (mgkg^{-1})

$q_{\max}$ = حداکثر ظرفیت جذب فسفر (mgkg^{-1})

K_L = انرژی پیوند (Lmg^{-1}) به عنوان پارامتر تمایل خاک به جذب فسفر

C_e = غلظت فسفر در محلول تعادلی (mgL^{-1})

حداکثر ظرفیت بافری فسفر (PMBC)، بر پایه پارامترهای معادله

لانگمویر ($q_{\max}$ و K_L) تعیین شد (۲۲). معادله فروندلیچ (۳):

$$q = k_f C_e^{1/n} \quad (3)$$

q و C_e همان مفاهیم معادله لانگمویر را دارند. $1/n$ و k_f ضرایب مدل فروندلیچ که به ترتیب نشان دهنده ظرفیت جذب^۲ و شدت جذب^۳ هستند (۳۶).

نیاز استاندارد فسفر^۴ (SPR) در غلظت ۰/۳ میلی گرم بر لیتر با استفاده از شیب معادله فروندلیچ محاسبه شد (۱۹ و ۳۵).

خطای استاندارد تخمین در این پژوهش با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد:

$$SEE = \sqrt{\frac{\sum (q - q^*)^2}{n - 2}} \quad (4)$$

q = مقدار جذب اندازه‌گیری شده

q^* = مقدار جذب پیش‌بینی شده با استفاده از معادلات

n = تعداد اندازه‌گیری‌ها

نتایج و بحث

برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. کلاس بافت خاک از لومی شنی تا سیلتی لوم، pH خاک‌های مورد مطالعه در محدوده خنثی تا قلیایی ضعیف بود. کمترین میزان کربن آلی مربوط به خاک شماره ۵ با ۰/۵۴۰ درصد و بیشترین آن مربوط به خاک شماره ۲ با ۴/۰۹ درصد می‌باشد. مقدار کربنات کلسیم معادل در خاک‌های مورد مطالعه از ۵/۵ تا ۴۰/۴۵ درصد متغیر است.

اکسایش مواد آلی خاک‌ها با استفاده از هیپوکلریت سدیم

نتایج اکسایش مواد آلی در جدول ۲ ارائه شده است. هیپوکلریت سدیم به دلیل pH بالا و ایجاد شرایط قلیایی و همچنین داشتن یون سدیم باعث پراکنش خاکدانه‌ها و متعاقباً آزاد شدن مواد آلی محبوس

1- Phosphorus Maximum Buffering Capacity (PMBC)

2- sorption capacity

3- sorption intensity

4- Standard Phosphorus Requirement (SPR)

(۵۴۰/۰ درصد) مشاهده شد. این نتایج بیانگر آن است که ماده آلی اثر مهمی بر ظرفیت جذب فسفر در خاک‌های مورد مطالعه دارد. افزایش ظرفیت جذب فسفر در خاک بعد از حذف مواد آلی می‌تواند به دلیل افزایش مکان‌های فعال برای جذب سطحی فسفر باشد زیرا مواد آلی همچون پوششی بر روی سطوح اکسیدهای آهن و آلومینیوم عمل نموده و مانع از جذب فسفر توسط این اجزا خاک می‌شوند. هاو لین و همکاران (۱۵) گزارش کردند که مواد آلی با ایجاد پوشش محافظ در سطح ذرات سزکویی اکسید ظرفیت تثبیت‌کنندگی این ذرات را کاهش می‌دهند. از طرف دیگر برخی محققان معتقدند که رقابت آنیون‌های آلی با یون‌های فسفات برای مکان‌های جذب فسفات سبب کاهش جذب فسفات توسط خاک می‌شود. توانایی آنیون‌های آلی در کاهش جذب فسفات بستگی به ساختار مولکولی و pH دارد. گابی و همکاران (۱۲) بیان داشتند که اکسالات و سترات می‌توانند مشابه فسفات جذب سطوح شوند و اثر مثبت مواد آلی بر کاهش جذب فسفر نیز از همین طریق است.

بهترین برازش را به داده‌های جذب فسفر نشان داد. سرکار و همکاران (۳۳) با مطالعه تاثیر حذف ماده آلی و اکسیدهای آهن و منگنز بر جذب سطحی بور دریافتند که داده‌های جذب سطحی بور در خاک‌های اصلی و تیمار شده با هم‌دمای لانگمویر به خوبی قابل توصیف هستند. همچنین تطابق مدل لانگمویر با داده‌های جذب سطحی بور در خاک‌هایی که ماده آلی و کربنات‌ها حذف شده اند نیز گزارش شده است (۱۱ و ۲۳).

تاثیر ماده آلی بر جذب فسفر

بعد از حذف ماده آلی، افزایش جذب فسفر در همه خاک‌ها مشاهده شد. میزان افزایش جذب فسفر وابسته به نوع خاک و مقدار ماده آلی متغیر بود. دامنه افزایش مقدار حداکثر جذب فسفر (Q_{max}) به دست آمده از معادله لانگمویر در خاک‌های مورد مطالعه از ۳۷ تا ۱۰۴ میلی گرم بر کیلوگرم متغیر بود. بیشترین تاثیر حذف ماده آلی در افزایش Q_{max} در خاک شماره ۲ مشاهده شد زیرا این خاک درصد بالایی (۴/۰۹ درصد) از کربن آلی را دارا بود و کمترین اثر حذف ماده آلی بر ظرفیت جذب در خاک شماره ۵ با کمترین مقدار کربن آلی

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی در خاک‌های مورد مطالعه

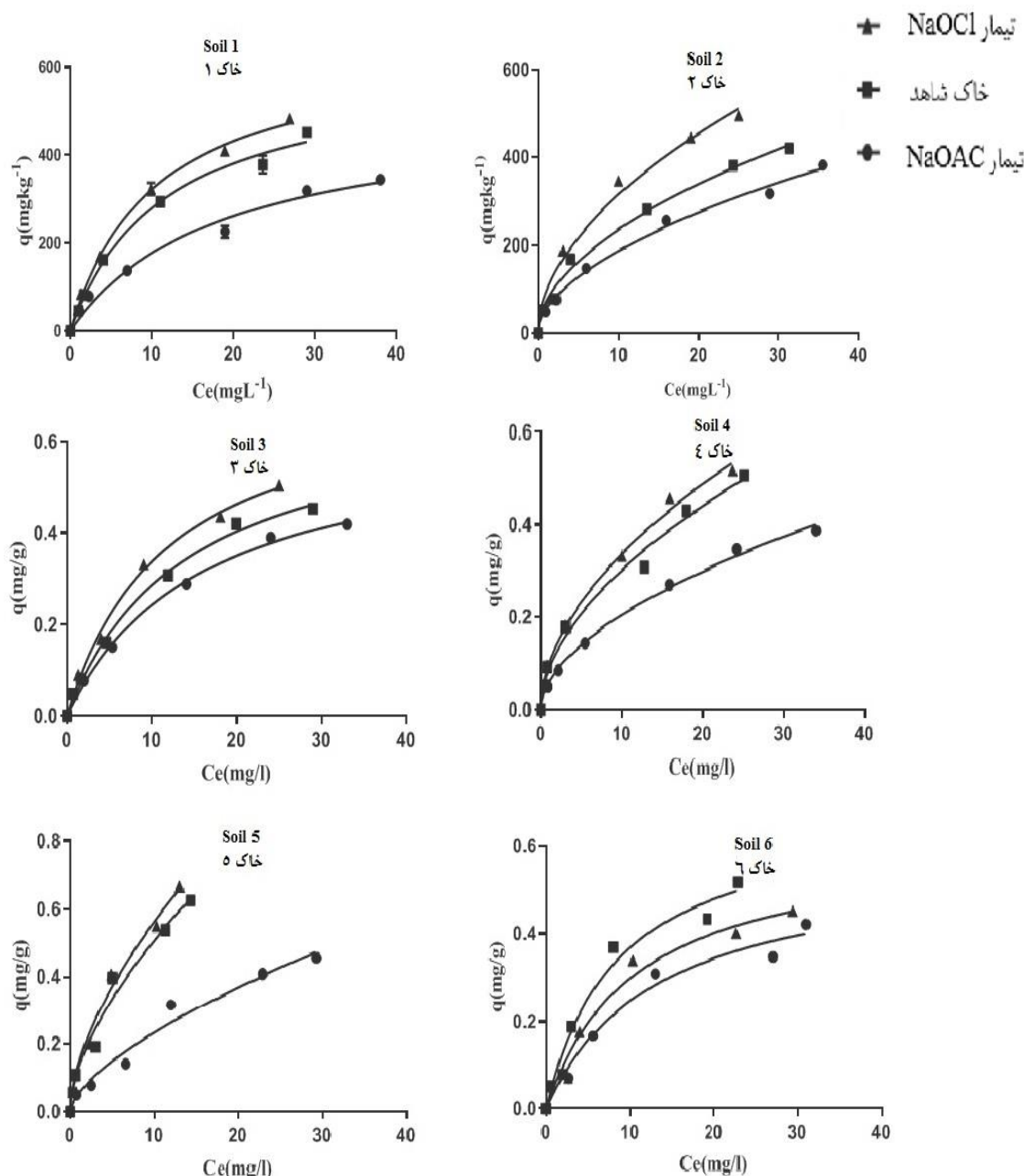
Table 1- Some physical and chemical properties of the studied soils

شماره خاک Soil No.	شن (%) Sand (%)	رس (%) Clay (%)	سیلت (%) Silt (%)	pH گل اشباع	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	کربنات کلسیم معادل %CaCO ₃	کربنات کلسیم فعال %active CaCO ₃	کربن آلی %Organic Carbon	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC (meq/100gsoil)	فسفر اولسن Olsen-P (mg/kg soil)
1	66.5	15	18.5	7.8	0.875	13	5.92	0.662	8.35	4.75
2	50.5	19	30.5	7.2	1.49	6.75	3.04	4.09	25.04	12.25
3	34.5	21	44.5	7.66	0.781	8.5	5.75	1.17	15.4	7.41
4	14.8	22.4	62.8	7.45	3.31	18.25	7.68	0.732	13.54	8.38
5	36.5	23	40.5	7.5	0.589	40.45	18.25	0.540	18.35	7.08
6	50.5	19	30.5	7.1	1.07	5.5	3.69	3.12	20.12	12.9

جدول ۲- کارایی حذف ماده آلی و کربنات کلسیم در خاک‌های مورد مطالعه

Table 2- Efficiency of organic matter and calcium carbonate removal in studied soils

شماره خاک Soil No.	کربن آلی (%)			کربنات کلسیم معادل (%)		
	Organic carbon (%)			Equivalent calcium carbonate (%)		
	قبل از حذف Before remove	بعد از حذف After remove	راندمان حذف (%) Removal efficiency (%)	قبل از حذف Before remove	بعد از حذف After remove	راندمان حذف (%) Removal efficiency (%)
1	0.662	0.025	96.2	13	1.25	90
2	4.09	0.90	78	6.25	1.5	76
3	1.17	0.04	96.6	8.5	0.5	94.1
4	0.732	0.078	89.3	18.25	3.05	83.3
5	0.540	0.04	92.5	40.45	10.02	75.2
6	3.12	0.84	73.1	5.5	0.5	90.9
میانگین	1.72	0.385	87.6	15.3	2.80	84.9



شکل ۱- ارتباط بین مقدار فسفر جذب شده (q) و غلظت تعادلی فسفر (C_e) در خاک‌های مورد مطالعه

Figure 1- The relationship between the amount of P adsorbed (q) and P equilibrium concentration (C_e) in the studied soils

گرم خاک افزایش یافت که معادل ۲۹/۹ درصد افزایش است. برخی مطالعات انجام شده بر تاثیر ماده آلی بر جذب فسفر در خاک گزارش کرده‌اند که استفاده از مواد آلی در خاک باعث کاهش ظرفیت جذب فسفر (۲۲) و کاهش انرژی جذب فسفر (۴۵) و در نتیجه افزایش فسفر قابل استفاده در خاک شده است. این نتایج با یافته‌های مطالعه حاضر همخوانی دارد که حذف مواد آلی باعث افزایش ظرفیت جذب فسفر و افزایش ثابت مربوط به انرژی پیوند شده است. اما نتایج

مواد آلی همچنین از طریق بلوکه کردن سطوح معدنی جذب کننده فسفات باعث کاهش تثبیت فسفات در خاک می‌شوند. بعد از حذف مواد آلی انرژی جذب به طور میانگین ۱۷/۰۳ درصد افزایش یافت. مهدی‌زاده و همکاران (۲۱) در مطالعه‌ای مشابه دریافتند که بعد از حذف مواد آلی انرژی جذب در مکان اول (K_1) به‌طور میانگین ۳۰/۵ درصد و در مکان دوم (K_2) حدود ۱۰/۳ درصد افزایش نشان دادند و مجموع K_1+K_2 محاسبه شده از ۱/۰۱ به ۱/۳۱ لیتر بر میلی

داده شده است. با توجه به ضرایب تبیین، این معادله داده‌های جذب فسفر را به خوبی توصیف نموده است که می‌تواند به دلیل ماهیت تجربی و لگاریتمی این مدل باشد. پارامتر K_f در معادله فروندلیچ در واقع میزان جذب در غلظت تعادلی است. مقدار این پارامتر در خاک‌های مورد مطالعه قبل از هر گونه تیمار در دامنه ۷۰ تا ۱۲۵ لیتر بر کیلوگرم متغیر بود. بیشترین مقدار این پارامتر در خاک ۵ با بیشترین مقدار کربنات کلسیم و رس و کمترین مقدار آن در خاک ۲ با بیشترین مقدار کربن آلی بود. ضریب K_f در خاک‌های تیمار شده با هیپوکلریت سدیم در دامنه ۸۲ تا ۱۳۹ لیتر بر کیلوگرم برآورد شد که ۱۷/۵ درصد نسبت به خاک اصلی افزایش یافته است. پارامتر n در خاک‌های مورد مطالعه قبل از حذف مواد آلی در دامنه ۱/۶۴ تا ۱/۹۲ بود که با حذف مواد آلی این پارامتر در دامنه ۱/۶۵ تا ۱/۹۳ متغیر بود. این نتایج با یافته‌های ریحانی‌تبار (۳۰) و مهدی‌زاده و همکاران (۲۱) مطابقت دارد.

مطالعه حاضر با یافته‌های مطالعات دیگر (۴ و ۴۴) مغایرت دارد. یان و همکاران (۴۴) دریافتند که مقدار مواد آلی تاثیر مستقیم بر حداکثر جذب فسفر ندارد. دبیکا و همکاران (۴) در بررسی اثر حذف مواد آلی خاک بر حداکثر جذب فسفر در خاک‌های شنی دریافتند که تاثیر مواد آلی بر جذب فسفر در خاک بستگی به خصوصیات خاک همانند pH، درجه اشباع فسفر و ظرفیت جذب فسفر دارد که اغلب مرتبط با کاربری استفاده از زمین است و حذف مواد آلی باعث کاهش ظرفیت جذب فسفر در بیشتر خاک‌های مورد مطالعه شد و دیگر خصوصیات خاک در کنترل جذب فسفر اهمیت بیشتری دارند. این نتایج مغایر احتمالاً به دلیل اثرات فاکتورهایی از قبیل نوع خاک، مقدار رس، pH، تعادلی و شکل‌های شیمیایی آهن و آلومینیوم موجود در خاک، که هر یک از این عوامل می‌تواند بر ظرفیت جذب سطحی فسفر خاک موثر باشد (۴۲). تحقیقات بیشتری جهت بهبود دانش ما از فاکتورهای موثر بر این پدیده نیاز است.

پارامترهای برآورد شده برای معادله فروندلیچ در جدول ۴ نشان

جدول ۳- پارامترها و ضرایب تشخیص معادله لانگمویر در خاک‌های اصلی و تیمار شده

Table 3- Parameters and coefficients of determination of Langmuir equation in control and treated soils

شماره خاک Soil No.	خاک شاهد Control soil				خاک تیمار شده با استات سدیم (NaOAc) Soil treated with sodium acetate (NaOAc)				خاک تیمار شده با هیپوکلریت سدیم (NaOCl) Soil treated with sodium hypochlorite (NaOCl)			
	q_{max} $mgKg^{-1}$	k_l Lmg^{-1}	R^2	SE	q_{max} $mgKg^{-1}$	k_l Lmg^{-1}	R^2	SE	q_{max} $mgKg^{-1}$	k_l Lmg^{-1}	R^2	SE
1	597	0.088	0.99	0.022	500	0.054	0.98	0.017	653	0.097	0.99	0.009
2	552	0.090	0.99	0.018	507	0.068	0.99	0.018	656	0.115	0.99	0.014
3	682	0.072	0.99	0.013	628	0.063	0.99	0.011	734	0.085	0.99	0.015
4	668	0.097	0.97	0.037	550	0.067	0.99	0.012	710	0.106	0.98	0.023
5	1025	0.104	0.98	0.036	680	0.055	0.98	0.026	1062	0.117	0.98	0.038
6	612	0.094	0.97	0.030	569	0.076	0.97	0.029	682	0.117	0.97	0.036

جدول ۴- پارامترها و ضرایب تشخیص معادله فروندلیچ در خاک‌های اصلی و تیمار شده

Table 4- Parameters and coefficients of determination of Freundlich equation in control and treated soils

شماره خاک Soil No.	خاک شاهد Control soil				خاک تیمار شده با استات سدیم (NaOAc) Soil treated with sodium acetate (NaOAc)				خاک تیمار شده با هیپوکلریت سدیم (NaOCl) Soil treated with sodium hypochlorite (NaOCl)			
	n	k_f	R^2	SE	n	k_f	R^2	SE	n	k_f	R^2	SE
1	1.82	70	0.98	0.022	1.79	46	0.99	0.01	1.84	82	0.98	0.022
2	1.92	71	0.99	0.017	1.83	53	0.99	0.012	1.93	94	0.98	0.026
3	1.75	71	0.98	0.022	1.76	61	0.99	0.017	1.76	83	0.98	0.022
4	1.83	86	0.99	0.022	1.81	57	0.99	0.010	1.86	97	0.99	0.018
5	1.64	125	0.98	0.037	1.7	58	0.97	0.031	1.65	139	0.98	0.026
6	1.91	80	0.95	0.042	1.86	65	0.96	0.033	1.87	96	0.90	0.047

تاثیر کربنات‌ها بر جذب فسفر

بعد از حذف کربنات‌ها ظرفیت جذب فسفر در همه‌ی خاک‌های مورد مطالعه کاهش یافت. دامنه تغییرات حداکثر جذب فسفر (Q_{max}) بعد از حذف کربنات‌ها از ۵۰۰ تا ۶۸۰ میلی گرم بر کیلوگرم برآورد شد. مقادیر عددی به دست آمده از کاهش Q_{max} در اثر حذف کربنات‌ها در مقایسه با خاک‌های بدون تیمار در محدوده ۴۳ تا ۳۴۵ میلی گرم بر کیلو گرم به ترتیب در خاک شماره ۶ با کمترین مقدار کربنات کلسیم فعال و در خاک شماره ۵ بیشترین درصد کربنات کلسیم فعال و معادل مشاهده شد. این نتایج نشان می‌دهد که کربنات‌ها نقش مهمی در ظرفیت جذب فسفر در خاک دارد و وقتی کربنات‌ها حذف شوند جذب فسفر کاهش می‌یابد. یوگور (۳۸) با مطالعه نقش کربنات‌ها بر جذب فسفر در خاک‌های آهکی گزارش کرد که حذف کربنات‌ها ظرفیت جذب فسفر را ۳۳/۹ تا ۶۸/۳ درصد نسبت به خاک تیمار نشده کاهش داد. در خاک‌های آهکی، واکنش‌های فسفر با خاک تحت تاثیر کربنات کلسیم به عنوان کربنات غالب در خاک قرار دارد. در خاک نقش کربنات کلسیم در جذب فسفر بیشتر به سطح ویژه (واکنشگری) و درصد این کانی کربناتی بستگی دارد (۳۷). کربنات کلسیم از طریق جذب فسفر در سطح خود و همچنین تغییر محیط شیمیایی خاک به کاهش قابلیت استفاده فسفر از خاک می‌انجامد. توانایی کانی‌های کربناته در جذب سطحی فسفات ناشی از گروه‌های عاملی $\equiv CaOH$ و $\equiv CO_3H$ روی سطح خارجی آن‌هاست. بار این گروه‌های سطحی متغیر و وابسته به pH و قدرت یونی فاز محلول است. در نتیجه حذف کربنات‌ها از خاک، مکان‌های فعال جذب فسفر کاهش یافته و منجر به کاهش ظرفیت جذب فسفر می‌شود. در مطالعه حاضر حذف کربنات‌ها، ثابت مرتبط با انرژی جذب فسفر (K_f) را به طور میانگین ۲۸/۷۸ درصد کاهش داده است. این نتایج نشان می‌دهد که کربنات‌ها نقش مهمی در انرژی جذب فسفر دارد. برآزش داده‌های جذب فسفر در خاک‌های تیمار شده با استات سدیم با معادله فروندلیچ نشان داد که ثابت K_f در حدود ۲۹/۹۲ درصد نسبت به خاک‌های اصلی کاهش نشان داده است. در مطالعه مشابه ریچانی تبار (۳۰) گزارش کرد که حذف کربنات‌ها از خاک منجر به کاهش ظرفیت جذب روی در واحد وزن خاک شده است و ثابت K_f ۳۵ درصد در واحد وزن خاک کاهش یافته است. کلسیت ($CaCO_3$) یک کانی فراوان در لیتوسفر و هیدروسفر است (۱۴) که پتانسیل نگهداشت فسفات را دارد. بنابراین منجر به کاهش تحرک آن می‌شود. فربودی (۶) با مطالعه قدرت جذب فسفر خاک‌های آهکی کرج بیان کرد که در خاک‌های با میزان آهک پایین انرژی جذب کمتر از خاک‌های با

آهک بیشتر است. ریان و همکاران (۳۲) رابطه معنی‌داری میان کربنات کلسیم معادل و کربنات کلسیم فعال و حداکثر جذب فسفر در خاک‌های آهکی لبنان یافتند.

حداکثر ظرفیت بافری فسفر (PMBC) یک شاخص مهم برای ارزیابی ظرفیت تثبیت فسفر در خاک است که با استفاده از پارامترهای معادله لانگمویر محاسبه می‌شود. PMBC در خاک‌های مورد مطالعه در دامنه ۴۹/۱ تا ۱۰۶ لیتر فسفر بر کیلوگرم خاک برآورد شد (جدول ۶). بیشترین مقدار این شاخص در خاک شماره ۵ با بیشترین درصد رس و کربنات کلسیم معادل و کمترین مقدار این پارامتر در خاک شماره ۲ با بیشترین درصد ماده آلی به دست آمد. جعفری و همکاران (۱۸) در بررسی تعیین شاخص‌های بافری و نیاز استاندارد فسفر در مناطق خشک و نیمه خشک، محدوده این شاخص از ظرفیت بافری فسفر را ۵۹/۵۲ تا ۲۳۲/۵۶ (میلی لیتر فسفر بر گرم خاک) گزارش کردند. در خاک‌های آهکی شاخص ظرفیت بافری جذب فسفر در ارتباط با کلسیم قابل عصاره‌گیری می‌باشد (۲۴). فینک و همکاران (۸) دریافتند که شاخص حداکثر ظرفیت بافری جذب فسفر اساساً تحت تاثیر پهاش خاک، توزیع اندازه ذرات خاک، کانی‌شناسی رس، مقدار و نوع اکسیدهای آهن و آلومینیوم و انواع اکسیدهای بلورین خاک می‌باشد. حذف ماده آلی خاک PMBC را ۲۶/۳۶ درصد افزایش داد اما حذف کربنات‌ها این پارامتر را به طور میانگین ۴۲/۵ درصد کاهش داد. نیاز استاندارد فسفر (SPR) که با استفاده از شیب معادله فروندلیچ محاسبه شد، به عنوان غلظتی از فسفر محلول تعریف می‌شود که محدود کننده برای رشد گیاه نباشد. هر چه مقدار این پارامتر در خاک بیشتر باشد نشان دهنده جذب بالای فسفر توسط آن خاک و کاهش فراهمی فسفر آن خاک می‌باشد. مطالعات نشان داده است که نیاز استاندارد فسفر تحت تاثیر میزان رس، آهک و ظرفیت بافری خاک است (۳۶). به عبارت دیگر خاک‌های حاوی مقادیر بیشتر رس و کربنات کلسیم، به منظور نگهداری غلظت فسفر در محلول خاک در یک حد مطلوب برای گیاه، نیاز به افزودن فسفر بیشتری به ازای واحد وزن خاک دارند. چنین خاک‌هایی توانایی زیادی در جذب فسفر دارند (۱۸ و ۳۶). این پارامتر در خاک‌های اصلی به طور میانگین ۴۰/۵ میلی گرم بر کیلوگرم خاک برآورد شد. حذف ماده آلی و کربنات‌ها به ترتیب باعث افزایش ۱۴/۳۴ و کاهش ۴۰/۴۵ درصدی نیاز استاندارد فسفر در خاک‌های مورد مطالعه شد. مهدی‌زاده و همکاران (۲۱) گزارش کردند که حذف مواد آلی با استفاده از هیپوکلریت سدیم نیاز استاندارد فسفر را ۳۰ درصد افزایش داد.

جدول ۵- مقادیر PMBC و SPR در خاک‌های اصلی و تیمار شده

Table 5- PMBC and SPR values in control and treated soils

شماره خاک Soil No.	خاک شاهد Control soil		خاک تیمار شده با استات سدیم (pH=5) Soil treated with sodium acetate		خاک تیمار شده با هیپوکلریت سدیم Soil treated with sodium hypochlorite	
	PMBC	SPR	PMBC	SPR	PMBC	SPR
1	52.5	30.5	27	22.4	63.3	36
2	49.1	34.2	34.1	25	75.4	43.7
3	49.8	35.2	39.5	25.7	62.4	35.6
4	64.8	45.7	36.8	27.3	75.2	48.8
5	106	61.1	37.4	14.3	124	69.9
6	57.5	36.2	43.2	30	79.8	43.8

نتیجه‌گیری

های فعال برای نگهداشت فسفر در خاک شناخته شده است و حذف آن از خاک‌ها باعث کاهش ظرفیت جذب فسفر در این خاک‌ها شد. نیاز استاندارد فسفر در خاک‌های مورد مطالعه بعد از حذف مواد آلی افزایش یافت، در نتیجه افزودن مواد آلی به خاک یا حداقل حفظ مواد آلی موجود در آن می‌تواند سبب افزایش کارایی مصرف فسفر در خاک شود. حذف کربنات‌ها از خاک‌های مورد مطالعه نیاز آن‌ها را به فسفر کاهش داد. بنابراین، حذف و یا کاهش کربنات‌ها از خاک‌های کشاورزی و همچنین افزودن مواد آلی به خاک برای بهبود کارایی مصرف فسفر و مدیریت تغذیه گیاهان اهمیت زیادی دارد.

در این مطالعه تاثیر حذف ماده آلی و کربنات‌ها بر ظرفیت جذب نیاز استاندارد فسفر مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که معادلات لانگمویر و فروندلیچ برازش خوبی بر داده‌های جذب فسفر نشان دادند. حذف مواد آلی از خاک ظرفیت جذب فسفر را به دلیل فعال شدن مکان‌های موجود برای جذب فسفر (اکسیدهای آهن و آلومینیوم و سطوح کانی‌های رسی) در خاک که توسط ماده آلی پوشیده شده بودند را افزایش داد، به عبارت دیگر ماده آلی و فسفات‌ها برای جذب بر سطوح خاک رقابت دارند. کربنات‌ها به عنوان مکان

منابع

- 1- Afif E., Matar A., and Torrent J. 1993. Availability of phosphate applied to calcareous soils of West Asia and North Africa. *Soil Science Society of America Journal* 57: 756-760.
- 2- Allison L.E., and Moodie C.D. 1965. Carbonates. In: Black, C. A. (ED). *Methods of Soil Analysis*. Pares, ASA: Madison, WI. 1379-1396.
- 3- Cole C.V., Olsen, S.R., and Scott C.O. 1953. The nature of phosphate sorption by calcium carbonate. *Soil Science Society of America Proceedings* 17: 352-356.
- 4- Debicka M., Kocowicz A., Weber J., and Jamroz E. 2015. Organic matter effects on phosphorus sorption in sandy soils. *Agronomy and Soil Science* 1-16.
- 5- Du Z.Y., Wang Q.H., Liu F.C., Ma H.L., Ma B.Y., and Malhi S.S. 2013. Movement of phosphorus in a calcareous soil as affected by Humic Acid. *Pedosphere* 23: 229-235.
- 6- Farbodi M. 2007. Evaluation of the sorption capacity of phosphorus in Three series of calcareous soils Karaj region by using adsorption isotherm to recommend fertilizer. *Journal of Modern Agricultural Science* 3(9): 59-68. (In Persian)
- 7- Filip p., Markus E., Cherubini P., Giacomo S., Wilfried H., and Evelyne D. 2008. Comparison of different methods of obtaining a resilient organic matter fraction in Alpine soils. *Geoderma* 145: 355-369.
- 8- Fink J.R., Inda A.V., Bayer C., Torrent J., and Barrón V. 2014. Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. *Acta Scientiarum Agronomy* 36(3): 379-387.
- 9- Gee G.W., and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. Pp.201-214. In: HD Jacob and G Clarke Topp. (Eds) . *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods*. SSSA. Madison, WI.
- 10- Griffin R.A., and Jurinak J.J. 1973. The Interaction of Phosphate with Calcite. *Soil Science Society of America Journal* 37: 847-850.
- 11- Goldberg S., and Forster H.S. 1991. Boron sorption on calcareous soils and reference calcites. *Soil Science* 152: 304-310.
- 12- Guppy C., Menzies N., Moody P., and Blamey F. 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. *Australian Journal of Agricultural Research* 43: 189-202.
- 13- Hamilton S.K., Bruesewitz D.A., Horst G.P., Weed D.B., and Sarnelle O. 2009. Biogenic calcite-phosphorus precipitation as a negative feedback to lake eutrophication. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 343-350.

- 14- Havlin J.L., Beaton J.D., Tisdale S.L., and Nelson W.L. 1999. Soil Fertility and Fertilizers: an Introduction to Nutrient Management. 6th edition. Prentice Hall, Inc. Saddle River, New Jersey.
- 15- Havlin J.L., Tisdale S.L., Beaton J.D., and Nelson W.L. 2005. Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management. 7.ed. Pearson Education, Upper Saddle River, NJ.
- 16- Hiradate S., and Uchida N. 2004. Effects of soil organic matter on pH-dependent phosphate sorption by soils. Soil Science. Plant Nutrition 50: 665-675.
- 17- Ingrid K., Sander B., Lars S., and Bent T. 2009. Assessing soil carbon lability by near infrared spectroscopy and NaOCl oxidation. Soil Biology and Biochemistry. 41: 2170-2177.
- 18- Jafari A., Shariatmadari H., and Hejazi Mehri M. 2015. Determination of phosphorus buffering capacity and standard phosphorus requirement in four toposequence from arid and semi-arid regions using sorption isotherms (A case study: Isfahan and Shahre-Kord). Journal of Water and Soil Conservation 22(3): 89-103. (In Persian with English abstract)
- 19- Jalali M. 2007. Phosphorus status and sorption characteristics of some calcareous soils of Hamadan, western Iran. Environmental Geology 53: 365-374.
- 20- Leoppert R.H., and Suarez D.L. 1996. Methods of Soil Analysis . part3. Chemical Methods. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy Madison.WI.
- 21- Mahdizadeh M., Reyhanitabar A., and Oustan SH. 2015. Effect of Soil Organic Matter Removal on Phosphorus Sorption in Some Calcareous Soils of East Azerbaijan Province. Journal of Practical Soil Researches 2(1): 1-17. (In Persian with English abstract)
- 22- Maluf H.J.G.M., Silva C.A., Curi N., Norton L.D., and Rosa S.D. 2018. Adsorption and availability of phosphorus in response to humic acid rates in soils limed with CaCO_3 or MgCO_3 . Ciência e Agrotecnologia 42(1): 7-20.
- 23- Marzadori C., Vittori L., Ciavatta C., and Sequi P. 1991. Soil organic matter influence on adsorption and desorption of boron. Soil Science Society of America Journal 55: 1582-1585.
- 24- McLaren T., Guppy C., Tighe M., Moody P., and Bell M. 2014. Dilute acid extraction is a useful indicator of the supply of slowly available phosphorus in Vertisols. Soil Science Society American Journal 78. 139-146.
- 25- Mikutta R., Kleber M., Kaiser K., and John R. 2005. Review: Organic matter removal from soils using hydrogen peroxide, sodium hypochlorite, and disodium peroxodisulfat. Soil Science Society of America Journal 69: 120-135.
- 26- Olsen SR., and Khasawneh FE. 1980. Use and limitations of physical- chemical criteria for assessing the status of phosphorus in soils. 361-410.
- 27- Olsen SR., and Sommer L.E. 1982. Phosphorus. In: Klute, A. (Ed). Methods of soil Analysis: Chemical and microbiological Properties, part2. 2nd Ed. Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA, Madison WI 403-430.
- 28- Perassi L., and Borgnino L. 2014. Adsorption and surface precipitation of phosphate onto CaCO_3 - montmorillonite: effect of pH, ionic strength and competition with humic acid. Geoderma 232: 600-608.
- 29- Rashmi I., Parama V.R.R., and Biswas A.K. 2016. Phosphate sorption parameters in relation to soil properties in some major agricultural soils of india. SAARC Journal of Agriculture 14(1): 01-09.
- 30- Reyhanitabar A. 2010. Effect of Carbonates Removal on Zinc Sorption in the Selected Calcareous Soils of Iran. Journal of Water and Soil Science 22(1): 125-144. (In Persian with English abstract)
- 31- Rhoads J.W. 1986. Cation exchange capacity. Pp. 149- 158. In A. C. Page (Ed). Methods of soil analysis. Part2. American Society of Agronomy.
- 32- Ryan J., Hasan H.M., Baasiri M., and Tabbara H.S. 1985. Availability and Transformation of Applied Phosphorus In Calcareous Lebanese Soils. Soil Science Society of America Journal 49: 1215-1220.
- 33- Sarkar D., De K.D., Das R., and Mandal B. 2013. Removal of organic matter and oxides of iron and manganese from soil influences boron adsorption in soil. Geoderma.
- 34- Siregar A., Kleber M., Mikutta R., and John R. 2004. Sodium hypochlorite oxidation reduces soil organic matter concentrations without affecting inorganic soil constituents. European Journal of Soil Science 56: 481-490.
- 35- Shirvani M., and Shariatmadari H. 2002. Application of Sorption Isotherms for Determining the Phosphorus Buffering Indices and the Standard P Requirement of Some Calcareous Soils in Isfahan. J. Sci. Technol. Agric. Natur. Resour. (Water and Soil Science) 6: 121-129. (In Persian)
- 36- Soliemanzadeh A., and Fekri M. 2017. Synthesis of clay-supported nanoscale zero-valent iron using green tea extract for the removal of phosphorus from aqueous solutions: Chinese Journal of Chemical Engineering 25(7): 924-930.
- 37- Tofighi H., and Shirmardi M. 2015. The effect of calcium carbonate and pH On kinetics of phosphorus fixation in different soils. Iran Water and Soil Research 46(4): 739-748. (In Persian)
- 38- Uygur V. 2009. Phosphate Sorption in Calcareous Soils: The Role of Iron Oxide and Carbonates. Asian Journal of Chemistry 21(4): 3001-3009.
- 39- Varinderpal S., Dhillon N.S., and Brar B.S. 2006. Influence of long-term use of fertilizers and farmyard manure on the adsorption-desorption behaviour and bio-availability of phosphorus in soils. Nutrient Cycling in Agroecosystems 75: 67-78.

- 40- Walkey A., and Black I.A. 1934. An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science* 37: 29-38.
- 41- Wang L., Liang T., Kleinman P.J.A., and Cao H. 2011. An experimental study on using rare earth elements to trace phosphorous losses from nonpoint sources. *Chemosphere* 85: 1075–1079.
- 42- Wang L., and Liang T. 2014. Effects of exogenous rare earth elements on phosphorus adsorption and desorption in different types of soils. *Chemosphere* 103: 148–155.
- 43- Wolde Z., and Haile W. 2015. Phosphorus sorption isotherms and external phosphorus requirements of some soils of southern Ethiopia. *African Crop Science Journal* 23(2): 89-99.
- 44- Yan X., Wang D., Zhang H., Zhang G., and Wei Z. 2013. Organic amendments affect phosphorus sorption characteristics in a paddy soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 175: 47–53.
- 45- Yang X., Chen X., and Yang X. 2019. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. *Soil & Tillage Research* 187: 85-91.
- 46- Yu W., Ding X., Xue S., Li S., Liao X., and Wang R. 2013. Effects of organic-matter application on phosphorus adsorption of three soil parent materials. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 13(4):1003-1017.
- 47- Zimmermann M., Leifeld J., Abiven S., Schmidt M.W.I., and Fuhrer J. 2007. Sodium hypochlorite separates an older soil organic matter fraction than acid hydrolysis. *Geoderma* 139: 171-179.
- 48- Zhang S., Huffman T., Zhang X., Liu W., and Liu Z. 2014. Spatial distribution of soil nutrient at depth in black soil of Northeast China: a case study of soil available phosphorus and total phosphorus. *International Journal of Soil, Sediment and Water* 14: 1775–1789.



Removal of Carbonates and Organic Matter from Soil Influences Phosphorous Sorption in Calcareous Soil of Kerman Province

H. Hosseini^{1*}- M. Fekri²- M.H. Farpoor³- M. Mahmoodabadi⁴

Received: 23-06-2019

Accepted: 30-09-2019

Introduction: The availability of the applied phosphorus (P) is controlled by sorption-desorption reactions in soil. Since the sorption-desorption reactions are affected by physical and chemical properties of the soil, the presence of organic matter (OM) and carbonates can also effect on the P sorption capacity in soil. The purpose of this study was to investigate the effects of OM and carbonates on phosphorus sorption isotherms in some calcareous soils of Kerman province.

Materials and Methods: Six surface soil composite samples (0-30) were collected from Kerman Province located in southeast of Iran. The soils with a wide range of OM and calcium carbonate were selected for sampling. Samples were air dried and passed through a sieve of 2 mm. Physicochemical properties of the soil samples were determined according to the Soil Survey Laboratory Manual. Thereafter, the soil samples were divided into three parts. One portion was used for treatment with sodium hypochlorite to remove organic matter. The second part was treated with sodium acetate buffer (pH = 5) to remove carbonates. The third was used as a control without any treatment. Batch experiments were carried out to determinthe P-sorption isotherms in soil. The sorption behavior of P was studied by Langmuir and Freundlich isotherm models. All experiments were conducted in three replications.

Results and Discussion: The results showed that organic matter and equivalent calcium carbonate, removed from the studied soils with an average efficiency of 86.7% and 84.9%, respectively. Although the isotherms data showed that both Langmuir and Freundlich equations fits to data, Langmuir equation with higher mean of correlation coefficient ($R^2=0.982$) and lower standard error (0.022) showed the best fit to P-sorption data for all soil samples (with and without treatment). Removal of organic matter by sodium hypochlorite increased the phosphorus adsorption capacity in the studied soils. After removal of soil organic matter, an increase in phosphorus adsorption capacity in the studied soils. With respect to control, removing the organic matter increased the adsorption capacity parameters (q_{max} and k_f) about 37 to 104 $mg.kg^{-1}$ and 11 to 23 $L.kg^{-1}$, respectively. These results indicate that Fe- and Al-oxides and other available adsorption sites on the mineral surfaces are coated by organic matter and are activated after removal of OM. Removal of carbonates from the soil significantly reduced the P-sorption capacity. q_{max} and k_f were decreased by 17% and 32%, respectively, compared to untreated soils. It is, therefore suggested that available P adsorbing surfaces decreases by removing carbonates from the soil. Constants related with bonding energy increased by 17.03% and decreased by 28.78% by removal of OM and calcium carbonate, respectively. The P maximum buffering capacity is an important indicator for assessing phosphorus stabilization capacity in soil. The greater P buffering capacity, the fewer ability of phosphorus replacement to soil solution. After removal of carbonates, this parameter decreased by an average of 42.5%. The results suggested that carbonates is an important factor in availability of phosphorus in soil. The required phosphorus standard increased by 14.43% by removing OM in the studied soils. However, the removal of carbonates reduced the need of soil for phosphorus by 40.5%.

Conclusion: In this study was investigated the effect of removing organic matter and carbonates on phosphorus sorption isotherms in some calcareous soils of Kerman province. The results of this study showed that P sorption capacity is affected by the amount of carbonates and organic matter. Removal of organic matter from the soil increased the sorption capacity of phosphorus due to Fe- and Al-oxides. Other available adsorption sites on the mineral surface which are coated by the organic matter are active. Carbonates is known as an active site for maintaining phosphorus in the soil and its removal from soils reduces the phosphorus adsorption capacity. Applying/Preserving organic matters to/in soil can increases the efficiency of phosphate fertilizer application and improves plant nutrition. The removal of carbonates from the studied soils reduced their need for phosphorus. Therefore, as well as the addition of organic matter to soil, the removal or reduction of carbonates

1 and 2- Ph.D. Student and Professors, Department of Soil Science, Agriculture Faculty, Shahid Bahonar University of Kerman, Kerman, respectively.

(*- Corresponding Author Email: h.hosseini@agr.uk.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsv.v34i1.81290

from agricultural soils is important for improving phosphorus utilization efficiency and plant nutrition management.

Keywords: Adsorption, Isotherms, Phosphorus, Organic matter, Standard requirement



مقاله علمی-پژوهشی

اثر تلقیح باکتری‌های *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* بر خصوصیات رشدی و فیزیولوژیکی گیاه جو تحت تنش شوری

رضا خدادادی^۱ - رضا قربانی نصرآبادی^{۲*} - محسن علمائی^۳ - سید علیرضا موحدی نائینی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۴/۰۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۱/۲۴

چکیده

از جمله روش‌های مناسب برای مقابله با شوری، تلقیح گیاهان زراعی با انواع مختلفی از باکتری‌های ریزوسفری محرک رشد گیاه می‌باشد. بدین منظور آزمایشی گلخانه‌ای در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل در سه تکرار روی گیاه جو رقم کارون انجام شد. تیمارهای آزمایش شامل چهار سطح تلقیح باکتری (بدون تلقیح (شاهد)، *ازتوباکتر*، *آزوسپیریلیوم* و تلقیح تلفیقی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم*) و دو سطح شوری (۸ و ۱۶ دسی زیمنس بر متر) بودند. نتایج نشان داد که تنش شوری تأثیر منفی و در مقابل، تلقیح باکتری تأثیر مثبت و معنی‌داری بر ویژگی‌های رشدی گیاه داشت. کاربرد تلفیقی باکتری‌های *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* بهینه‌ترین تیمار شناخته شد. تیمار تلفیقی سبب بهبود ویژگی‌های رشدی گیاه و افزایش محتوی کلروفیل در هر دو سطح شوری شد. بر این اساس، محتوی کلروفیل a، b و کل در سطح شوری بالا به ترتیب به میزان ۸۶/۴۹، ۱۱۷/۱۳۶ و ۱۲۷/۹۷ درصد نسبت به شاهد افزایش یافت. همچنین تیمار تلفیقی به ترتیب افزایش ۶۵/۳۹ و ۵۵/۹۴ درصدی اسیدآمینه پرولین را نسبت به شاهد در سطوح شوری ۸ و ۱۶ دسی زیمنس بر متر به همراه داشت. از سویی، تیمار تلفیقی در هر دو سطح شوری تأثیر معنی‌داری بر افزایش غلظت عناصر غذایی اندام هوایی داشت. بر این اساس در سطح شوری بالا به ترتیب افزایش ۸۱/۹۷، ۸۰ و ۶۶/۶۷ درصدی غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم در مقایسه با شاهد مشاهده شد. تجمع یون سدیم در تمامی تیمارهای باکتریایی در هر دو سطح شوری نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت. این یافته‌ها نشان دهنده اثر مثبت تلقیح باکتریایی بر رشد و جذب عناصر غذایی جو تحت تنش شوری بود.

واژه‌های کلیدی: باکتری‌های محرک رشد، پرولین، شوری، کلروفیل

مقدمه

کاهش رنگیزه‌های فتوسنتزی و کاهش جذب دی‌اکسیدکربن و ظرفیت فتوسنتزی از دیگر اثرهای شوری بر گیاه می‌باشد (۳۰). یکی از راهکارهای مقابله با شوری، تلقیح گیاهان زراعی با انواع مختلفی از باکتری‌ها و قارچ‌های مفید خاکزی می‌باشد (۲۰).

باکتری‌های محرک رشد گیاه با داشتن سازوکارهای محرک رشدی سبب کاهش اثرات منفی شوری در گیاهان می‌شوند (۳۹). از مهم‌ترین سازوکارهای این باکتری‌ها می‌توان به توانایی تولید هورمون‌های گیاهی (۱۷)، تثبیت نیتروژن به صورت غیرهمزیست (۴۵)، حل‌الیت فسفات معدنی و پتاسیم معدنی (۳۳)، مقابله با عوامل بیماری‌زای گیاهی از طریق تولید سیانیدیدروژن و تولید سیدروفور (۱۰ و ۴) اشاره کرد. نتایج پژوهش‌های مختلف نشان می‌دهد که تلقیح گیاه با باکتری‌های محرک رشد سبب بهبود شاخص‌های متعدد رشدی، فیزیولوژی و جذب عناصر غذایی در گیاه می‌گردد (۳۴). چادهری و همکاران (۱۵) در پژوهشی بر روی تلقیح گندم با جدایه‌های متحمل به شوری *ازتوباکتر* در یک خاک شور افزایش قابل توجهی در عملکرد و اجزای عملکرد و جذب عناصر غذایی در مقایسه

شوری ۷ درصد از اراضی جهان، حدود ۹۳۰ میلیون هکتار را تحت تأثیر قرار داده و روز به روز بر وسعت آن‌ها افزوده می‌شود. مطالعات جهانی نشان می‌دهد که بهره‌برداری نامناسب از اراضی طی ۴۵ سال گذشته موجب شور شدن ۶ درصد از اراضی جهان گردیده است (۲۶). حدود ۲۰ درصد کل اراضی کشور (۳۴ میلیون هکتار) تحت تأثیر شوری قرار دارد (۱۹). عدم تعادل در جذب عناصر غذایی، سمیت یونی و کاهش جذب آب به علت فشار بالای اسمزی ناشی از تجمع زیاد املاح در محلول خاک از عوامل تأثیر گذار بر رشد گیاه تحت تنش شوری می‌باشد (۴۷). کاهش فعالیت فتوسنتزی ناشی از

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی دکتری، استادیار و دانشیاران گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران
(Email: rgnasr@yahoo.com)
(*)- نویسنده مسئول:

منابع طبیعی گرگان انجام شد. تیمارهای مورد بررسی شامل چهار سطح تلقیح باکتری (شاهد (بدون تلقیح باکتری)، تلقیح *ازتوباکتر*، تلقیح *آزوسپیریلیوم*، تلقیح تلفیقی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم*) و دو سطح شوری (۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر) بود.

به منظور تهیه جدایه‌های باکتریایی، تعداد ۱۵ نمونه خاک از اراضی شور استان گلستان تهیه و ۳۲ جدایه *ازتوباکتر* با انجام آزمون-های فیزیولوژیک و بیوشیمیایی و تولید سیست در کشت کهنه جداسازی گردید. سپس توانایی رشد در غلظت‌های مختلف نمک، توان تحمل به تنش خشکی، تولید پلی‌ساکارید، تولید اکسین، حلالیت فسفر، حلالیت پتاسیم، تولید سیانید هیدروژن و توان تثبیت زیستی نیتروژن مولکولی جدایه‌ها بررسی شد (۲۸). پس از انجام آزمون‌های فیزیولوژیک و محرک رشدی جدایه‌های باکتریایی جدایه *Az13* به عنوان جدایه برتر برای آزمون گلخانه‌ای انتخاب گردید (جدول ۱). جدایه برتر *آزوسپیریلیوم* از بانک میکروبی گروه علوم خاک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان تهیه گردید، که خصوصیات آن در جدول ۱ نشان داده شده است.

همچنین، جهت آماده کردن خاک گلدان‌ها، نمونه‌برداری از خاک‌های شور منطقه آق‌قلا صورت گرفت و خاکی با مشخصات جدول ۲ مورد استفاده قرار گرفت. با توجه به هدف این پژوهش که بررسی تاثیر تیمارهای آزمایشی در دو سطح شوری آستانه کاهش عملکرد و ۵۰ درصد کاهش عملکرد گیاه جو بود، خاکی با شوری ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر انتخاب گردید سپس با اعمال آبشویی میزان شوری خاک به ۸ دسی‌زیمنس بر متر (آستانه کاهش عملکرد) کاهش یافت. پس از اتمام آبشویی و رسیدن به شوری مورد نظر، خاک از گلدان‌ها خارج شده و پس از هوا خشک و کوبیده شدن، دوباره به داخل گلدان‌ها انتقال داده شد. برای تامین نیاز غذایی گیاه در طول فصل رشد بر اساس نتایج آزمون خاک مقادیر بهینه‌ای نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب از منابع اوره، سوپرفسفات تریپل و سولفات پتاسیم استفاده گردید.

با شاهد مشاهده کردند. تلقیح گندم با *آزوسپیریلیوم* سبب حفظ محتوی کلروفیل، افزایش سنتز پروتئین و افزایش جذب عناصر غذایی در مقایسه با شاهد شد. آن‌ها این مشاهدات را ناشی از بهبود خصوصیات رشد و فیزیولوژی گیاه در نتیجه‌ی کاربرد باکتری‌های محرک رشد در شرایط تنش شوری دانستند (۵۱). اثر هم‌افزایی باکتری‌های *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* بر گیاه، از طریق افزایش جذب عناصر غذایی، تولید هورمون‌های محرک رشد گیاه نظیر اکسین و اثر بر مورفولوژی ریشه در شرایط تنش شوری به اثبات رسیده است. رای و گاور (۴۴) در یک آزمایش گلدانی اثرات *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* را به‌تنهایی و به صورت ترکیبی بر رشد و عملکرد گندم مورد مطالعه قرار دادند آن‌ها مشاهده کردند که کاربرد تلفیقی دو باکتری در مقایسه با تلقیح جداگانه آن‌ها تاثیر بیشتری بر شاخص‌های رشد، عملکرد و اجزای عملکرد گندم داشت، که این موضوع را به اثرات مثبت هم‌افزایی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* در نتیجه‌ی کاربرد تلفیقی آن‌ها نسبت دادند. به دلیل گستردگی اراضی شور و اهمیت آن، به کارگیری روش‌های مناسب برای کاهش اثرات منفی شوری به امری اجتناب ناپذیر تبدیل شده است. R. با توجه به اهمیت استفاده از باکتری‌های سازگار با شرایط اقلیمی و اکوسیستم خاکی هر منطقه و نیز کارایی کاربرد ترکیبی باکتری‌های محرک رشد، این پژوهش با هدف بررسی اثر باکتری‌های محرک رشد *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* بر ویژگی‌های رشد و فیزیولوژی گیاه جو رقم کارون، به صورت کاربرد منفرد و ترکیبی و همچنین درک مکانیسم‌های هم‌افزایی آن‌ها در دو سطح شوری، آستانه کاهش عملکرد و ۵۰ درصد کاهش عملکرد گیاه انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

به منظور مطالعه اثر باکتری‌های *Azotobacter* sp. و *Azospirillum* sp. بر ویژگی‌های رشدی و فیزیولوژی گیاه جو تحت تنش شوری، آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل در سه تکرار، در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه علوم کشاورزی و

جدول ۱- نتایج آزمون‌های فیزیولوژیک و محرک رشدی جدایه‌های باکتری
Table 1- Results of physiological and growth stimulation tests of bacterial isolates

جدایه Isolate	رشد کیفی در محیط ۵٪ نمک Qualitative growth in 5% salt	انحلال فسفر Phosphorous solubility (mg/l)	تولید اکسین IAA production (mg/l)	آزادسازی پتاسیم Potassium Release (mg/l)	تثبیت نیتروژن Nitrogen fixation (nmolC ₂ H ₄ /h)	سیانید هیدروژن Hydrogen cyanide	تولید پلی‌ساکارید Polysaccharide production (mg/l)
<i>Azotobacter</i>	+++	215.5	61.2	28.3	7.04	+	5.2
<i>Azospirillum</i>	++	78.45	35.4	5.34	9.24	-	----

جدول ۲- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

Table 2- Physical and chemical properties of the studied soil

شن Sand (%)	سیلت Silt (%)	رس Clay (%)	بافت خاکی Soil texture	هدایت الکتریکی EC (dS/m ⁻¹)	pH	کربن آلی OC (%)	نیتروژن N (%)	فسفر P (mg/kg)	پتاسیم K (mg/kg)
11	60	29	Silty clay lome	16.5	7.8	0.85	0.07	7.3	312.8

تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی نشان داد که اثرات اصلی و همچنین اثرات متقابل باکتری و شوری بر شاخص‌های رشدی گیاه در سطح احتمال یک درصد ($P < 0.01$) معنی دار بودند (جدول ۳).

نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که در هر دو سطح شوری (۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس برمتر) بیشترین مقدار وزن خشک اندام هوایی به ترتیب با میانگین ۵/۸۲ و ۳/۸۲ گرم مربوط به تیمار کاربرد تلفیقی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* بود. همچنین کمترین مقدار وزن خشک اندام هوایی در تیمار شاهد مشاهده شد (جدول ۴).

در این پژوهش بذر جو رقم کارون مورد استفاده قرار گرفت. تعداد کافی از بذور سالم انتخاب شدند و به مدت ۳۰ ثانیه در الکل ۹۶ درصد و سپس ۲-۱/۵ دقیقه در محلول سدیم هیپوکلریت ۲/۵ درصد ضد عفونی شدند و با آب مقطر استریل ۸-۷ مرتبه شستشو شدند (۶). به منظور تهیه مایه تلقیح ابتدا باکتری‌های مورد نظر در محیط پیش کشت مایع مغذی رشد داده شدند و پس از یکسان سازی جمعیت باکتریایی به مقدار دو درصد حجمی به محیط کشت مایع مغذی تلقیح انجام گرفت و بر روی شیکر انکوباتوردار (۱۲۰ دور در دقیقه) به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۲۸/۳ درجه سانتی‌گراد تکان داده شدند. پس از رشد مناسب جدایه‌های باکتریایی بر روی هر بذر مقدار یک میلی‌لیتر باکتری تلقیح گردید. در طول دوره رشد آبیاری با آب مقطر با شوری کم‌تر ۱ دسی‌زیمنس برمتر صورت گرفت. برداشت گیاهان پس از گذشت ۷۰ روز (اواخر دوره رشد رویشی) انجام شد. سپس شاخص‌های وزن خشک اندام هوایی، وزن خشک ریشه، ارتفاع گیاه، کلروفیل a، b و کلروفیل کل گیاه (۵)، پرولین برگ (۹) و غلظت عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم و سدیم در اندام هوایی (۱) اندازه‌گیری شد.

جدول ۳- تجزیه واریانس اثر تیمارهای آزمایشی بر شاخص‌های رشدی و فیزیولوژیک گیاه

Table 3- Analysis of variance (ANOVA) for the effects of experimental treatments on plant growth and physiological parameters

منابع تغییر Source of variance	درجه آزادی Degrees of freedom	وزن خشک اندام هوایی Shoot dry weight (g/pot)	وزن خشک ریشه Root dry weight (g/pot)	ارتفاع گیاه Plant height (cm)	کلروفیل a Chlorophyll a (mg/g ⁻¹ fW)	کلروفیل b Chlorophyll b (mg/g ⁻¹ fW)	کلروفیل کل Total chlorophyll (mg/g ⁻¹ fW)	پرولین Proline (mol/g ⁻¹ fW)μ
باکتری Bacteria	3	5.46**	12.95**	45**	33.88**	14.17**	91.72**	70.28**
شوری Salinity	1	21.64**	8.1**	69.83**	48.87**	19.08**	129.03**	257.67**
باکتری×شوری Bacteria×Salinity	3	0.36**	0.34**	5.3**	5.21**	3.3**	16.54**	1.9*
خطا Error	48	0.0025	0.015	0.052	0.48	0.26	0.96	0.67
ضریب تغییرات Coefficient of variation		1.38	0.8	1.39	11.13	11.33	9.08	4.53

تیمارهای اصلی باکتری تاثیر متفاوتی بر وزن خشک اندام هوایی داشتند به طوری که در هر دو سطح شوری بیشترین مقدار وزن خشک اندام هوایی مربوط به تیمار *ازتوباکتر* بود که تفاوت معنی داری نسبت به *آزوسپیریلیوم* داشت (جدول ۴). نهرا و همکاران (۳۷) گزارش کردند که کاربرد باکتری های محرک رشد در گیاه سبب افزایش معنی دار وزن تر و خشک اندام هوایی نسبت به شاهد شد. آن ها این موضوع را به خصوصیات محرک رشدی باکتری ها به خصوص تثبیت نیتروژن مولکولی نسبت دادند. در گیاهان تلقیح شده با باکتری محرک رشد، جذب آب بیش تر و در نتیجه فشار تورژسانس بالاتر رفته و منجر به بهبود تغذیه و رشد بیش تر اندام هوایی و ریشه می شود (۳۹). بر اساس نتایج با افزایش سطح شوری میزان وزن خشک ریشه کاهش یافت (جدول ۴). در شرایط تنش شوری روزه های هوایی بسته شده و میزان فتوسنتز کاهش می یابد و در نهایت رشد ریشه متوقف می شود (۲). تلقیح باکتری سبب کاهش معنی دار اثر تنش شوری بر وزن خشک ریشه گیاه شد به طوریکه کاربرد تلفیقی باکتری ها سبب افزایش معنی دار ۱۷۸/۲۴ و ۲۲۷/۷۸ درصدی وزن خشک ریشه به ترتیب در سطوح شوری ۸ و ۱۶ دسی زیمنس بر متر در

مقایسه با شاهد شد (جدول ۴). اگامبردیوا و هافلیچ (۱۷) مشاهده کردند که کاربرد باکتری ریزوسفری محرک رشد شامل *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* سبب افزایش وزن خشک ریشه نخود در مقایسه با شاهد شد، بیشترین میزان افزایش در تیمار تلفیقی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* مشاهده گردید که با نتایج حاضر مطابقت دارد. نارولا و همکاران (۳۶) در پژوهشی پیرامون کاربرد *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* در گندم بیان داشتند که کاربرد تلفیقی باکتری ها سبب افزایش شاخص های رشد از جمله وزن خشک ریشه نسبت به تیمار شاهد شد که این موضوع ناشی از ویژگی های محرک رشدی و تولید اسمولیت های آلی و معدنی توسط جدایه های باکتریایی بوده است. سطوح شوری اثرات متفاوت و معنی داری بر ارتفاع گیاه داشتند. با افزایش شوری میزان ارتفاع گیاه به طور معنی داری کاهش یافت (جدول ۴). برخی از محققین علت این کاهش را به کاهش جذب آب و عناصر غذایی به دلیل بر هم خوردن تعادل عناصر غذایی نسبت داده اند و برخی دیگر افزایش تولید اتیلن در شرایط تنش شوری را از دیگر علل کاهش ارتفاع گیاه دانسته اند (۷ و ۲۲).

جدول ۴- مقایسه میانگین اثر تیمارهای آزمایشی بر شاخص های رشد و فیزیولوژیک گیاه

Table 4- Mean comparison for the effects of experimental treatments on plant growth and physiological parameters

شوری Salt	باکتری Bacterial	وزن خشک اندام هوایی Dry weight shoot (g/pot)	وزن خشک ریشه Dry weight root (g/pot)	ارتفاع گیاه Plant height (cm)	کلروفیل a Chlorophyll a (mg/g ⁻¹ FW)	کلروفیل b Chlorophyll b (mg/g ⁻¹ FW)	کلروفیل کل Total chlorophyll (mg/g ⁻¹ FW)	پرولین Proline (Mol/g ⁻¹ FW)μ
S ₁	Control	3.08 ^d	2.16 ^f	15.4 ^d	8.05 ^c	5.67 ^d	13.72 ^c	10.98 ^e
	<i>Azotobacter</i>	5.05 ^a	4.83 ^b	18.56 ^b	11.55 ^b	9.06 ^b	20.61 ^b	15.86 ^d
	<i>Azospirillum</i>	4.71 ^b	4.71 ^c	18.39 ^b	11.24 ^b	8.44 ^c	19.69 ^b	14.55 ^d
	Azot×Azos	5.82 ^a	6.01 ^a	20.25 ^a	13.64 ^a	10.65 ^a	24.3 ^a	18.16 ^c
S ₂	Control	1.50 ^g	1.26 ^g	9.4 ^e	3.59 ^e	2.8 ^f	6.4 ^e	15.91 ^d
	<i>Azotobacter</i>	2.81 ^e	3.84 ^e	16.54 ^c	7.12 ^d	5.12 ^e	12.24 ^d	23.16 ^b
	<i>Azospirillum</i>	2.52 ^f	3.82 ^e	16.36 ^c	6.78 ^d	4.78 ^e	11.57 ^d	21.88 ^b
	Azot×Azos	3.82 ^c	4.13 ^d	17.77 ^c	8.49 ^c	6.1 ^d	14.59 ^c	24.81 ^a

Azot×Azos: تیمار تلفیقی از *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم*، S₁: شوری ۸ دسی زیمنس بر متر، S₂: شوری ۱۶ دسی زیمنس بر متر

Salinity 16 ds/m: S₂, Salinity 8 ds/m: S₁, Combined treatment of *Azotobacter* and *Azospirillum*: Azot×Azos

- اعداد با حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی دار (P < 0.01) نمی باشند.

- Numbers with common letters in each column were not significantly different (P < 0.01)

بر اساس نتایج حاصل از این مطالعه، بیشترین میزان ارتفاع گیاه در هر دو سطح شوری (۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر) مربوط به تیمار کاربرد تلقیحی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* بود که به ترتیب با میانگین ۲۰/۲۵ و ۱۷/۷۷ سانتی‌متر، افزایش معنی‌دار ۳۱/۴۹، ۸۹/۰۴ درصدی را نسبت به شاهد‌ها نشان دادند. پس از تیمار تلقیحی باکتریایی، تیمار اصلی *ازتوباکتر* بیشترین میزان ارتفاع گیاه نسبت به شاهد را در هر دو سطح شوری به خود اختصاص داد. این در حالی بود که تیمارهای اصلی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* در یک گروه آماری قرار گرفتند (جدول ۴). پسرکلی و همکاران (۴۱) ارتفاع گیاه را از صفات رایج برای تعیین میزان تحمل به شوری و یکی از مهم‌ترین شاخص‌های رشد گیاه معرفی کردند. دوبلاری و همکاران (۱۶) افزایش ارتفاع گیاه در اثر کاربرد باکتری‌های *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* را در مقایسه با شاهد گزارش کردند. آن‌ها بیان داشتند که اثر هم افزایی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* سبب تحریک رشد گیاه به خصوص تولید فیتوهورمون‌ها و افزایش تولید مواد فتوسنتزی بیشتر در گیاه شده که این مواد شرایط مناسبی را برای تولید شدن ساقه فراهم می‌کند. باکتری‌های محرک رشد با کاهش سطح هورمون گیاهی اتیلن در گیاه منجر به تغییرات رشد و نمو گیاه و افزایش ارتفاع گیاه می‌شوند (۲۴).

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثرات اصلی و همچنین اثر متقابل تیمارهای باکتری و شوری بر میزان محتوی کلروفیل گیاه در سطح احتمال یک درصد ($P < 0.01$) معنی‌دار بودند (جدول ۳). افزایش شوری تاثیر منفی معنی‌داری بر محتوی کلروفیل a, b و کلروفیل کل برگ داشت و سبب کاهش محتوی کلروفیل در گیاه گردید (جدول ۴). پاری‌هار و همکاران (۴۰) بیان داشتند که شوری با کاهش جذب عناصر غذایی منجر به کاهش محتوی کلروفیل گیاه می‌شود. این کاهش ممکن است نتیجه تشکیل آنزیم‌های پروتئولیتیک نظیر کلروفیل‌لاز باشد که باعث تجزیه کلروفیل می‌گردد و به سیستم فتوسنتزی آسیب می‌رساند. تلقیح باکتری سبب افزایش محتوی کلروفیل گیاه در مقایسه با شاهد، در هر دو سطح شوری گردید (جدول ۴). نتایج مقایسه میانگین نشان داد که در سطح شوری ۸ دسی‌زیمنس بر متر بیشترین میزان کلروفیل a, b و کلروفیل کل در تیمار کاربرد تلقیحی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* به ترتیب با میانگین‌های ۱۳/۶۴، ۱۰/۶۵ و ۲۴/۳ میلی‌گرم در گرم وزن تر برگ مشاهده شد. که در مقایسه با شاهد افزایش معنی‌دار ۶۹/۴۴، ۸۷/۸۳، ۷۷/۱۱ درصدی را نشان داد. بیشترین میزان کلروفیل a, b و کلروفیل کل در سطح شوری ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر نیز مربوط به تیمار کاربرد تلقیحی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* بود که به ترتیب با میانگین ۸/۴۹، ۶/۱، ۱۴/۵۹ میلی‌گرم در گرم وزن تر برگ، افزایش معنی‌دار ۱۳۶/۴۹،

۱۱۷/۸۶ و ۱۲۷/۹۷ درصدی را نسبت به شاهد نشان دادند (جدول ۴). نتایج نشان داد که بعد از تیمار تلقیحی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* به عنوان تیمار بهینه تیمار اصلی *ازتوباکتر* منجر به بیش‌ترین محتوی کلروفیل در هر دو سطح شوری گردید، اگر چه تفاوت آماری معنی داری را با تیمار *آزوسپیریلیوم* نشان نداد (به جز در مورد کلروفیل b سطح یک شوری) (جدول ۴). باکتری‌های ریزوسفری با داشتن خصوصیات محرک رشدی سبب بهبود و افزایش جذب عناصر غذایی در گیاه شده که در نتیجه‌ی آن محتوی کلروفیل و بالطبع فتوسنتز در گیاه افزایش می‌یابد (۸). بهبود محتوی کلروفیل a, b و کلروفیل کل در اثر تلقیح با باکتری‌های محرک رشد در شرایط تنش شوری در گیاهانی همچون آفتابگردان (۳۲) و سویا (۲۳) گزارش شده است که با نتایج حاضر مطابقت دارد.

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر اصلی تیمارهای باکتری و شوری در سطح یک درصد آماری ($P < 0.01$) و اثر متقابل باکتری × شوری در سطح ۵ درصد ($P < 0.05$) بر میزان پرولین گیاه معنی‌دار بودند (جدول ۳). بر اساس جدول ۴، با افزایش میزان شوری، میزان پرولین در گیاه افزایش یافت. همچنین، نتایج مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که در هر دو سطح شوری (۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر) بیشترین میزان پرولین مربوط به تیمار تلقیحی *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* بود که به ترتیب با میانگین‌های ۱۸/۱۶ و ۲۴/۸۱ میکرومول بر گرم وزن تر افزایش معنی‌دار ۶۵/۳۹ و ۵۵/۹۴ درصدی را نسبت به تیمار شاهد نشان دادند (جدول ۴). اسید آمینه پرولین از ترکیبات تنظیم کننده اسمزی است که غلظت آن تحت شرایط تنش‌های محیطی مانند شوری افزایش می‌یابد (۴۲). انباشتگی پرولین در گیاه در شرایط تنش شوری، به افزایش آنزیم‌های سنتزکننده پرولین و یا کاهش آنزیم‌های اکسیدکننده آن نسبت داده شده است (۴۳). باکتری‌های محرک رشد از طریق کمک به افزایش سنتز پرولین، در کاهش خسارات ناشی از رادیکال‌های آزاد و تنش اکسایشی در گیاهان تحت تنش شوری نقش ایفا می‌کنند (۲۹).

نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی نشان داد که اثرات اصلی باکتری و شوری در سطح یک درصد آماری و همچنین اثر متقابل باکتری و شوری در سطح پنج درصد ($P < 0.01$) بر غلظت نیتروژن اندام‌هوایی معنی‌دار شدند (جدول ۵). شوری سبب کاهش معنی‌دار غلظت نیتروژن اندام‌هوایی گردید (جدول ۶) پسرکلی و همکاران (۴۱) بیان کردند که کاهش میزان نیتروژن در نتیجه تنش شوری از عوامل مهم کاهش رشد گیاهان به شمار می‌رود، آن‌ها گزارش کردند که در شرایط تنش شوری، از جذب و آسیمیلایون نیترات ممانعت به عمل می‌آید. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که تلقیح باکتری سبب افزایش غلظت نیتروژن اندام‌هوایی نسبت به شاهد شد.

جدول ۵- تجزیه واریانس اثر تیمارهای آزمایشی بر غلظت عناصر غذایی گیاه

Table 5- Analysis of variance (ANOVA) for the effects of experimental treatments on plant nutrients concentration

منابع تغییر Source of variance	درجه آزادی Degrees of freedom	نیترژن N (%)	فسفر P (%)	پتاسیم K (%)	سدیم Na (%)
باکتری Bacterial	3	1.15**	0.039**	0.52**	0.108**
شوری Salt	1	0.87**	0.026**	1.068**	0.00019**
باکتری-شوری Bacteria* Salinity	3	0.36*	0.0007**	0.055**	0.09**
خطا Error	48	0.003	0.0003	0.003	0.00011
ضریب تغییرات Coefficient of variation		4.47	2.82	4.5	0.67

یون‌های کلر و نیترات در فرایند جذب توسط گیاه تحت تنش شوری را مورد بررسی قرار دادند و بیان نمودند که رقابت موجود بین یون‌های مذکور به پتانسیل منفی سلول‌های ریشه، بار منفی این یون‌ها (کلر و نیترات) و جذب یون‌ها توسط سیستم‌های ناقل یکسان، مربوط می‌گردد. بر اساس نتایج آزمون‌های محرک رشدی باکتری، جدایه *ازتوباکتر* مورد استفاده در این پژوهش دارای بیشترین میزان تولید هورمون رشد (اکسین) بود (جدول ۲) طبق نظر باشان و همکاران (۱۱) افزایش کارایی جذب عناصر غذایی توسط گیاهان تلقیح شده با باکتری‌های مولد هورمون اکسین می‌تواند به دلیل افزایش سطح جذب ریشه در اثر تلقیح با این باکتری‌ها باشد. چندراشیکار و همکاران (۱۴) بیان کردند که باکتری‌های محرک رشد گیاه از طریق افزایش تارهای کشنده و در نتیجه افزایش سطح ریشه، نقش مهمی در عرضه نیترات برای گیاه دارند، این نتیجه با نتایج حاصل از وزن خشک ریشه در این پژوهش مطابقت دارد.

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر تیمارهای اصلی و همچنین برهمکنش متقابل باکتری و شوری بر غلظت فسفر اندام‌هوایی در سطح یک درصد آماری ($P < 0.01$) معنی‌دار بود (جدول ۵). با افزایش میزان شوری غلظت فسفر اندام‌هوایی به طور معنی‌داری کاهش یافت (جدول ۶). بارگز و همکاران (۱۲) بیان کردند که با افزایش شوری خاک فعالیت یون کلسیم زیاد شده و سبب تشکیل فسفات‌های کلسیم با حلالیت کم‌تر می‌گردد و به سبب آن، بسیاری از گیاهان توان جذب فسفر را در خاک‌های شور ندارند. مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که در هر دو سطح شوری (۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر) بیشترین غلظت فسفر مربوط به تیمار تلفیقی *ازتوباکتر*/آزوسپیریلیوم بود که به ترتیب با میانگین‌های ۰/۳۶، ۰/۲۷ درصد، افزایش معنی‌دار ۵۶/۵۲ و ۸۰ درصدی را نسبت به شاهد رقم زدند (جدول ۶). علی‌رغم اینکه کود

بر اساس نتایج بیشترین غلظت نیترژن در هر دو سطح شوری ۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر مربوط به تیمار تلفیقی *ازتوباکتر*/آزوسپیریلیوم بود که به ترتیب با میانگین‌های ۲/۹۷ و ۲/۲۲ درصد افزایش معنی‌دار ۱۲۰ و ۸۱/۹۷ درصدی را نسبت به شاهد نشان دادند (جدول ۴). نتایج جدول ۲ حاکی از مطلوب بودن ویژگی‌های محرک رشدی (تثبیت بیولوژیک نیترژن، اکسین و ...) جدایه‌های باکتریایی مورد استفاده در این پژوهش می‌باشد. بر این اساس احتمالاً علت افزایش غلظت نیترژن گیاه در تیمارهای تلقیح باکتری به خصوص کاربرد تلفیقی آن‌ها می‌تواند تاثیر مثبت باکتری‌های محرک رشد در تثبیت بیولوژیک نیترژن و همچنین افزایش جذب نیترژن از خاک - باشد. هوفلیک و همکاران (۲۵) بیان کردند که افزایش میزان نیترژن گیاه در اثر تلقیح توام باکتری‌های *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* در شرایط تنش شوری ناشی از اثرات مثبت هم‌افزایی این باکتری‌ها در تثبیت زیستی نیترژن می‌باشد. همچنین مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که در سطح شوری پایین‌تر (۸ دسی‌زیمنس بر متر) پس از تیمار تلفیقی، تیمار اصلی *آزوسپیریلیوم* بیشترین مقدار غلظت نیترژن گیاه را سبب شد در حالی که در سطح شوری بالاتر (۱۶ دسی‌زیمنس بر متر) بیش‌ترین مقدار نیترژن مربوط به تیمار اصلی *ازتوباکتر* بود. این موضوع احتمالاً مربوط به قابلیت بالای این جدایه برای سازگاری در شرایط شور و بهینه‌بودن فاکتورهای محرک رشد در شرایط تنش شوری می‌باشد (جدول ۲) که توانسته در شوری بالاتر تاثیر مطلوب‌تری بر جذب عناصر غذایی در گیاه داشته باشد. در هر دو سطح شوری تیمارهای اصلی باکتری در یک گروه آماری قرار گرفتند (جدول ۶). ساتی و همکاران (۴۵) بیان کردند که در شرایط تنش شوری باکتری‌های محرک رشد از طریق محدود نمودن جذب کلر موجب افزایش جذب نیترات در گیاه می‌شوند. کائو و همکاران (۲۷) رقابت

سدیم را نسبت به شاهدها نشان دادند. افزایش غلظت سدیم می‌تواند به دلیل فراوانی یون‌های سدیم در محیط ریشه و کاهش رشد گیاه در اثر سمیت یون سدیم در سطوح شوری بالا باشد. بر اساس نتایج در هر دو سطح شوری ۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر بیش‌ترین غلظت پتاسیم در تیمار تلفیقی *ازتوباکتر*/*آزوسپیریلیوم* به ترتیب با میانگین‌های ۲/۲۴ و ۱/۴۵ درصد مشاهده شد که با افزایش ۸۵/۱۲ و ۶۶/۶۷ درصدی نسبت به شاهد، اختلاف آماری معنی‌داری را نسبت به این تیمار نشان دادند (جدول ۶). غلظت بیش‌تر سدیم نسبت به پتاسیم در محیط شور و رقابت این یون با پتاسیم در فرایند جذب توسط گیاه در خاک‌های شور سبب کاهش جذب پتاسیم، سمیت سدیم و کاهش نسبت پتاسیم به سدیم شده که این موضوع کاهش رشد گیاه را به همراه دارد (۵۲). زاک و همکاران (۵۰) نشان دادند که افزایش غلظت پتاسیم در شرایط تنش شوری می‌تواند اثرات مضر شوری بر رشد و عملکرد گیاه را کاهش دهد. باکتری‌های محرک رشد گیاه از طریق تغییر در انتخاب‌پذیری یون‌های سدیم و پتاسیم جهت جذب توسط گیاه و در نتیجه محدود نمودن جذب سدیم، موجب افزایش جذب پتاسیم می‌شوند (۲۲). یلدریم و همکاران (۴۹) بیان کردند که باکتری‌های محرک رشدی یون سدیم را در ریشه گیاه انباشت کرده و از انتقال آن به اندام‌هوایی جلوگیری می‌کنند اشرف و همکاران (۳) گزارش کردند که افزایش جمعیت باکتری‌های مولد پلی‌ساکارید برون سلولی در منطقه ریشه، مقدار سدیم قابل دسترس برای جذب گیاه را کاهش و در نتیجه سبب افزایش مقاومت گیاه به تنش شوری می‌گردند. آن‌ها بیان داشتند که این باکتری‌های از طریق برقراری پیوند سدیم با پلی‌ساکاریدهای تولیدی سبب کاهش جذب سدیم توسط گیاه می‌شوند. بر اساس نتایج خصوصیات محرک رشدی جدایه‌های باکتریایی (جدول ۲) جدایه‌ی *ازتوباکتر* توانایی تولید آگروپلی‌ساکارید را از خود نشان داده، که احتمالاً این ویژگی تأثیر مثبتی در کاهش جذب سدیم و همچنین افزایش مقاومت گیاه به تنش شوری داشته است.

نتیجه‌گیری

نتایج به دست آمده از این تحقیق نشان داد که با افزایش شوری خاک، وزن خشک اندام هوایی و ریشه، ارتفاع گیاه، محتوی کلروفیل و غلظت عناصر غذایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم کاهش و از طرفی میزان پرولین و همچنین غلظت سدیم اندام هوایی در گیاه جو به طور معنی‌داری افزایش یافت. تلقیح باکتری‌های مقاوم به شوری *ازتوباکتر* و *آزوسپیریلیوم* سبب کاهش اثرات نامطلوب شوری بر فاکتورهای رشد و فیزیولوژیک گردید، که این اثر در جدایه *ازتوباکتر* بیش‌تر از *آزوسپیریلیوم* بود.

فسفر به مقدار برابر در اختیار گیاه و تیمارهای آزمایشی قرار گرفت، نتایج متفاوت و اختلاف معنی‌دار بین تیمارها وجود داشت و این می‌تواند احتمالاً ناشی از توان انحلال فسفات معدنی نامحلول خاک توسط جدایه‌های باکتریایی باشد. نصرتی و همکاران (۳۸) در بررسی حالیت فسفر جدایه‌های *ازتوباکتر* بیان داشتند که جدایه *ازتوباکتر* وینلندی 04 بیش‌ترین مقدار حالیت فسفر به صورت کمی ($3/5 \pm 0/1$) میلی‌گرم در لیتر) و کیفی ($21/5$ میلی‌متر) از خود نشان داد. نتایج مقایسه میانگین نشان داد که پس از تیمار کاربرد تلفیقی جدایه‌های باکتریایی، تیمار اصلی *ازتوباکتر* در هر دو سطح شوری بیش‌ترین غلظت فسفر اندام هوایی را سبب شد (جدول ۶). نتایج خصوصیات محرک رشدی جدایه‌های باکتریایی نشان دهنده‌ی کارایی بهتر *ازتوباکتر* نسبت به *آزوسپیریلیوم* در میزان حالیت فسفات معدنی بود (جدول ۲). نارولا و همکاران (۳۶) در یک آزمایش گلخانه‌ای اثر تلقیح ژنوتیپ‌های مختلف گندم را با سویه‌های مختلف *ازتوباکتر* کروکوکوم بررسی کردند. آن‌ها گزارش نمودند که غلظت و جذب فسفر در تیمارهای تلقیح شده در مقایسه با شاهد به طور معنی‌دار افزایش یافت. آن‌ها بیان داشتند که سویه‌ای که بیش‌ترین تأثیر را در افزایش غلظت فسفر اندام‌هوایی داشت، بیش‌ترین میزان حالیت فسفر از منبع تری‌کلسیم فسفات را داشته که این موضوع با نتایج پژوهش حاضر مطابقت دارد. همچنین آن‌ها بیان نمودند که سویه‌ی باکتری احتمالاً توانسته با انحلال فسفر نامحلول ریزوسفر و همچنین تولید فیتوهورمون‌های رشدی (اکسین)، سبب انتقال بهتر فسفر به بخش هوایی شود. زارعی و همکاران (۵۱) گزارش کردند که تلقیح گندم با *آزوسپیریلیوم* و قارچ *پیریفورموسپورا* ایندیکا سبب افزایش مقدار جذب عناصر غذایی به خصوص فسفر در مقایسه با تیمار شاهد شد، آن‌ها بیان داشتند که ریزجانداران با کاهش pH ریزوسفر از طریق ساخت و رهاسازی اسیدهای آلی سبب حل کردن کانی‌های فسفره نامحلول و تبدیل آن‌ها به فرم قابل جذب برای گیاه شده و از این طریق سبب افزایش میزان جذب فسفر در گیاه می‌شوند.

بر اساس نتایج تجزیه واریانس، اثر تیمارهای اصلی و همچنین برهمکنش متقابل باکتری و شوری بر غلظت سدیم و پتاسیم در سطح یک درصد آماری ($P < 0/01$) معنی‌دار بود (جدول ۵). مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که در تمامی تیمارها با افزایش سطح شوری غلظت سدیم افزایش یافت. از طرفی در هر دو سطح شوری در گیاهان تلقیح شده، غلظت سدیم در مقایسه با شاهد کاهش معنی‌داری داشتند، که این موضوع نشان‌دهنده تأثیر مثبت تلقیح باکتری در کاهش اثر منفی شوری می‌باشد (جدول ۶). کمترین غلظت سدیم در اندام هوایی در هر دو سطح شوری ۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر مربوط به تیمار تلفیقی *ازتوباکتر*/*آزوسپیریلیوم* بود که به ترتیب با میانگین‌های ۱/۰۵ و ۱/۱۵ درصد، کاهش‌های معنی‌دار ۳۶/۳ و ۳۹/۱۵ درصدی غلظت

جدول ۶- مقایسه میانگین اثر تیمارهای آزمایشی بر غلظت عناصر غذایی در گیاه

Table 6- Mean comparison for the effects of experimental treatments on plant nutrients concentration

شوری Salt	باکتری Bacterial	نیتروژن N (%)	فسفر P (%)	پتاسیم k (%)	سدیم Na (%)
S ₁	Control	1.35 ^d	0.23 ^d	1.21 ^f	1.65 ^b
	Azotobacter	1.99 ^b	0.32 ^b	2.06 ^b	1.23 ^e
	Azospirillum	2.31 ^b	0.27 ^c	1.92 ^c	1.31 ^d
	Azot×Azos	2.97 ^a	0.36 ^a	2.24 ^a	1.05 ^g
S ₂	Control	1.22 ^e	0.15 ^f	0.87 ^g	1.89 ^a
	Azotobacter	1.82 ^c	0.21 ^e	1.36 ^e	1.31 ^d
	Azospirillum	1.67 ^{cd}	0.19 ^e	1.32 ^e	1.39 ^c
	Azot×Azos	2.22 ^b	0.27 ^c	1.45 ^d	1.15 ^f

Azot×Azos: تیمار تلفیقی ازتوباکتر و آزوسپیریلیوم، S₁: شوری ۸ دسی‌زیمنس بر متر، S₂: شوری ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر

Azot×Azos: Salinity 16 ds/m; S₂, Salinity 8 ds/m; S₁, Combined treatment of Azotobacter and Azospirillum.

- اعداد با حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی‌دار (P < ۰/۰۱) نمی‌باشند.

- Numbers with common letters in each column were not significantly different (P < 0.01).

کاربرد تلفیقی جدایه/ازتوباکتر و آزوسپیریلیوم روشی مناسب جهت استفاده در آزمایش‌های گلدانی با خاک‌های شور است. در عین حال، برای کاربردی شدن این نتایج، انجام آزمایش‌های مزرعه‌ای در خاک‌های شور به منظور ارزیابی اثر این جدایه‌های باکتریایی در افزایش رشد و بهبود خصوصیات فیزیولوژیک و تولید گیاه توصیه می‌شود.

همچنین نتایج این پژوهش نشان داد که کاربرد تلفیقی ازتوباکتر/آزوسپیریلیوم اثر قابل توجهی بر افزایش وزن خشک ریشه، وزن خشک اندام هوایی، ارتفاع گیاه، میزان کلروفیل و غلظت عناصر غذایی (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) و کاهش غلظت سدیم در هر دو سطح شوری (۸ و ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر) در مقایسه با کاربرد باکتری‌ها به صورت انفرادی داشت. بر اساس نتایج این تحقیق،

منابع

- 1- Ali Ayyayi M. 1997. Descriptions of methods for soil chemical analysis. Volume II No. 1024, Soil and Water Research Institute, Tehran. (In Persian)
- 2- Ahmad P.A., ozturk M.U., and satyawati S.H. 2014. Effect of sodium carbonate-induced salinity alkalinity on some osmoprotectants, protein profile antioxidant enzymes and lipid peroxidation in two mulberry. Plant Interactions 9:460-467.
- 3- Ashraf M., Hasnain S., and Hussain F. 2005. Exopolysaccharides(exopolysaccharide)producing biofilm bacteria in improving physicochemical characteristics of the salt affected soils. Proceedings of the International Conference on Environmentally Sustainable Development.
- 4- Arora N.K., Tewari S., Singh S., Lal N., and Maheshwari D.K. 2012. PGPR for protection of plant health under saline conditions. Bacteria in Agrobiolgy, Stress Management 239-258.
- 5- Arnon D.I. 1949. Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in Beta vulgaris. Plant Physiology 24-1: 1.
- 6- Arzanesh M.H., Alikhani H.A., Khavazi K., Rahimian H.A., and Miransari M. 2011. Wheat (*Triticum aestivum* L.) growth enhancement by Azospirillum sp. under drought stress. World Journal Microbiology Biotechnology 27: 197-205.
- 7- Munns R., and Tester M. 2008. Mechanisms of salinity tolerance. Annu. Rev. Plant Biology 59: 651-681.
- 8- Asghari B., and Musarrat J. 2009. Salt tolerance in *Zea mays* (L). following inoculation with Rhizobium and Pseudomonas. Biology and Fertility of Soils 45: 405-413.
- 9- Bates L.S., Waldren R.P. and Teare, I.D. 1973. Rapid determination of free proline for water-stress studies. Plant and Soil 39(1): 205-207.
- 10- Bhardwaj D., Ansari M.W., Sahoo R.K., and Tuteja N. 2014. Biofertilizers function as key player in sustainable agriculture by improving soil fertility, plant tolerance and crop productivity. Microbial Cell Factories 13: 66.

- 11- Bashan Y., Holguin G., and de-Bashan L. E. 2004. Azospirillum plant relationships: physiological, molecular, agricultural, and environmental advances (1997-2003). Canadian Journal of Microbiology 50-8: 521-577.
- 12- Bargaz A., Nassar R.M.A., Rady M.M., Gaballah M.S., and Thompson S.M. 2016 . Improved Salinity Tolerance by Phosphorus Fertilizer in Two Phaseolus vulgaris Recombinant Inbred Lines Contrasting in Their P-Efficiency. Agronomy and Crop Science 202: 497-507.
- 13- Beinsan C., Camen D., Sumalan R., and Babou M. 2000. Study concerning salt stress effect on leaf area dynamics and chlorophyll content in four bean local landraces from Banat area. International symposium on Agriculture, Romania.
- 14- Chandrasekar B.R., Ambrose G., and Jayabalan N. 2005. Influence of biofertilizers and nitrogen source level on the growth and yield of Echinochloa frumentacea. Journal of Agricultural Technology 1: 223-234.
- 15- Chaudhary D., Narula N.S.S., and Sindhu R.K., Behl. 2013. Plant growth stimulation of wheat (*Triticum aestivum* L.) by inoculation of salinity tolerant Azotobacter strains. Physiology and Molecular Biology of Plants 19(4): 515-519.
- 16- Dobbelaere S., Vanderleyden J., and Okon Y. 2003. Plant growth promoting effect of diazotrophs in the rhizosphere. Critical Review Inplant Science 22-2: 107-149.
- 17- Egamberdiyeva D., and Hoflich, G. 2003. Influence of growth-promoting bacteria on the growth of wheat in different soils and temperatures. Soil Biology and Biochemistry 35: 973-978.
- 18- Egamberdiyeva D., and Lugtenverg B. 2015. Use of plant Growth- promoting Rhizobacteria to Alleviates alinity stress in plants. Use of Microbes for the Alleviation of Soil Stresses 1:73-96.
- 19- FAO. 2010. Extent and causes of salt-affected soils in participating countries. Available at <http://www.fao.org/ag/AGL/agll/spuch/topic4.htm>.
- 20- Glick B.R. 1995. The enhancement of plant growth by free-living bacteria. Canadian Journal of Microbiology 41: 109-117.
- 21- Harley J.L., and Smith S.E. 2000. Azotobacter Symbiosis. Academic Press, London.
- 22- Hamdi M.A., Shaddad M.A.K., and Doaa M.M. 2004. Mechanisms of salt tolerance and interactive effects of Azospirillum brasilense inoculation on maize cultivars grown under salt stress conditions. Plant Physiology 44: 165.
- 23- Han H.S., and Lee K.D. 2005. Physiological Responses of Soybean - Inoculation of Bradyrhizobium japonicum with PGPR in Saline Soil Conditions. Agricultural and Biological Sciences 1: 216-221.
- 24- Heydarian Z., Yu M., Gruber M., Glick BR., Zhou R., and Hegedus DD. 2016. Inoculation of Soil with Plant Growth Promoting Bacteria Producing 1-Aminocyclopropane-1-Carboxylate Deaminase or Expression of the Corresponding acdS Gene in Transgenic Plants Increases Salinity Tolerance in *Camelina sativa*. Frontiers in Microbiology 7: 1966.
- 25- Hoflich G., Wichc W., and Kuhn G. 1982. Plant growth stimulation by inoculation with symbiotic and associative rhizosphere microorganisms in salt stress. Experientia 50(10): 897-905.
- 26- Kafi M., and Khan M.A. 2008. Relative salt tolerance of south Khorasan millets. Desert 14: 63-71.
- 27- Kao W.Y., Tasai, H.C. and Tasi T.T. 2001. Effect of NaCl and nitrogen availability on growth and photosynthesis of seedlings of a mangrove species *Kandelia candel* (L.) Druce. Journal of Plant Physiology 158: 841-846.
- 28- Krieg N. R. 2005. Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, Williams and Wilkins, 1136p.
- 29- Kumar T.S., Swaminathan V., and Kumar S. 2009. Influence of nitrogen phosphorus and biofertilizers on growth yield and essential oil constituents in ratoon crop of davana (*Artemisia pallens* Wall.). Electronic Journal of Environmental Agricultural and Food Chemistry 8:86-95.
- 30- Maas E.V., and Hoffman G.J. 1977. Crop salt tolerance-current assessment. Journal of the Irrigation and Drainage Division 103(2): 115-34.
- 31- Meena R.S., Meena V.S., Meena S.K., and Verma J.P. 2015. Towards the plant stress mitigate the agricultural productivity: a Book Review 102: 552-553.
- 32- Marius S., Octavita A., Eugen U., and Vlad A. 2005. Study of a microbial inoculation on several biochemical indices in sunflower (*Helianthus annuus* L.) in salt stress. Genetica si Biologie Moleculara 11-14.
- 33- Mehta S., and Nautiyal C. S. 2001. An efficient method for qualitative screening of phosphate-solubilizing bacteria. Current Microbiology 43: 51-56.
- 34- Mohapatra B., Verma D.K., Sen A., Panda B.B., and Asthie B. 2013. Biofertilizers- a gateway of sustainable agriculture. Popular Kheti 1: 97-106.
- 35- Mitra D., Sharma K., Uniyal N., Chauhan A., Sarkar P. 2016. Study on plant hormone (indole-3- acetic acid) producing level and other plant growth promotion ability (pgpa) by Asparagus racemosus rhizobacteria. Journal Chem Pharm Research 8: 995-1002.
- 36- Narula N., Kumar V., Behl R. K., Deubel A., Gransee A., and Merbach W. 2000. Effect of P-solubilizing Azotobacter chroococcum on N, P, K uptake in P-responsive wheat genotypes grown under greenhouse conditions. Plant Nutrient Soil Science 163: 393-398.
- 37- Nehra V., and Choudhary M. 2015. A review on plant growth promoting rhizobacteria acting as bioinoculants and

- p>their biological approach towards the production of sustainable agriculture. Journal of Applied and Natural Science 7(1): 540-556.
- 38- Nosrati R., Owlia P., Sadari H., Rasooli I., and Malboobi M.A. 2014. Phosphate solubilization characteristics of efficient nitrogen fixing soil Azotobacter strains. Iranian Journal of Microbiology 6(4): 285.
 - 39- Panwar M., Tewari R., Gulati A., and Nayyar, H. 2016. Indigenous salt-tolerant rhizobacterium Pantoea dispersa (PSB3) reduces sodium uptake and mitigates the effects of salt stress on growth and yield of chickpea. Acta Physiologiae Plantarum 38(12): 278.
 - 40- Parihar P., Singh S., Singh R., and Prased S. 2015. Effect of salinity stress on plants and its tolerance strategies. Enviromental science and Pollution Research 22:4056-4075.
 - 41- Pessarakli M.ed., 2016. Handbook of plant and crop stress. CRc press.
 - 42- Peng Y.L., Gao Z.W., Gao Y., Liu G.F., Sheng L.X. and Wang D.L. 2008. Ecophysiological characteristics of alfalfa seedlings in response to various mixed salt-alkaline stresses. Journal of Integrative Plant Biology 50 (1): 29-39.
 - 43- Rais L., Masood A., Inam A., and Khan N. 2013. Sulfur and nitrogen co-ordinately improve photosynthetic efficiency, growth and proline accumulation in two cultivarsof mustard under salt stress. Plant Biochemistry and Physiology.
 - 44- Rai S.N., and Gaur A.C. 2001. Characterization of Azotobacter SPP and effect of Azotobacter and Azospirillum as inoculant on the yield and N Uptake of wheat crop. Plant Soil 109: 131-134.
 - 45- Santi C., Bogusz D., and Franche C. 2013. Biological nitrogen fixation in non-legume plants. Annals of Botany 10: 1-25.
 - 46- Sayed A.V., and Hossein A.F. 2011. Investigation of biofertilizers influence on quantity and quality characteristics in *Nigella sativa* L. Journal of Horticulture and Forestry 3- 3: 88-92.
 - 47- Saxena B., Shukla K., and Giri B., 2017. Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Tolerance of Salt Stress in Plants. Arbuscular Mycorrhizas and Stress Tolerance of Plants 24: 67-97.
 - 48- Spaepen S., and Vanderleyden J. 2011. Auxin and plant-microbe interactions. Cold Spring Harbor Perspectives in Biology 3(4): a001438.
 - 49- Yildirim E., Turan M., and Donmez M. 2008. Mitigation of salt stress in radish (*Raphanus sativus* L.) by plantgrowth promoting rhizobacteria. Rumanian Biotechnological Letters 13-5: 3933-3943.
 - 50- Zaki H.E., and Yokoi S. 2016. A comparative in vitro study of salt tolerance in cultivated tomato and related wild species. Plant Biotechnology 33(5): 361-372.
 - 51- Zarea M.J., Hajinia S., Karimi N., Mohammadi Goltapeh E., Rejali F., and Varma A. 2012. Effect of Piriformospora indica and Azospirillum strains from salineor non-saline soil on mitigation of the effects of NaCl. Soil Biology and Biochemistry 45: 139-146.
 - 52- Zahir Z.A., Ghoni U., Naveed M., Nadeem S.M., and Asghar H.N. 2009. Comporative effectiveness of pseudomonas and serratia sp. Containing ACC-diaminase for improving growth and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.) under salt-stressed conditions. Archives of Microbiology 191(5): 415-424.

Effect of *Azotobacter* and *Azospirillum* on Growth and Physiological Characteristics of Barley (*Hordeum vulgare*) under Salinity Stress

R. Khodadadi¹- R. Ghorbani Nasrabadi^{2*}- M. Olamaee³- S.A Movahedi-Naini⁴

Received: 23-06-2019

Accepted: 12-04-2020

Introduction: Worldwide studies have shown that inappropriate land uses over the past 45 years have resulted in salinization of 6% of the world's land. Salinity has negative effects on soil physicochemical properties and microbial activities. The imbalance in nutrient uptake, ion toxicity and decreasing water consumption due to high osmotic pressure are resulted from high accumulation of solutes in soil solution. One of the strategies to mitigate soil salinity is the inoculation of crops with different types of beneficial soil bacteria and fungi. Plant growth promoting bacteria (PGPB) are a diverse group of bacteria capable of promoting growth and yield of many crops. The most important growth promoting mechanisms of bacteria are the ability to produce plant hormones, non-symbiotic nitrogen fixation, solubilization of insoluble phosphate and potassium, biocontrol of plants pathogens through producing hydrogen cyanide and siderophore production. Plant inoculation with growth promoting bacteria causes an increase in several indices such as shoot fresh and dry weight, root dry weight and volume as well as chlorophyll content. The synergetic effect of *Azotobacter* and *Azospirillum* on the plant has been documented by increasing the absorption of nutrients, production of hormones that stimulate plant growth such as auxin, and influencing the root morphology. Due to the wide area of saline soils, appropriate methods to reduce the negative effects of salinity are of great significance. Given the importance of using bacteria adapted with climatic conditions and soil ecosystems in each region, as well as the efficiency of the combined application of growth promoting bacteria, this study was conducted to investigate the effect of growth promoting bacteria as a single and combined application at two levels of salinity calculated based on the threshold of barley yield reduction (Karooon cultivar) and 50 % reduction in barley yield.

Materials and Methods: In order to record the *Azotobacter* isolates, 15 soil samples were collected from salt affected lands of Golestan province. Thirty two *Azotobacter* isolates were isolated by physiological and biochemical tests and cyst production in old culture. Then, their ability to grow in different concentrations of salinity, drought stress tolerance, polysaccharide production, auxin production, phosphorus and potassium solubilization, hydrogen cyanide synthesis and biological fixation of molecular nitrogen were investigated. Based on physiological and growth stimulation tests, Az13 isolate was selected as the superior isolate of *Azotobacter* for greenhouse test. *Azospirillum* superior isolate was then prepared from the microbial bank of Soil Science Department, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources. A soil with 16 dS/m salinity was selected to determine the effects of experimental treatments at two threshold salinity levels of yield reduction and 50 % reduction of barley yield. Then, soil salinity was reduced to 8 dS/m (yield reduction threshold) by leaching. After reaching to the desired salinity, the soil was removed from the pots and air dried. The sample was sifted through a 2 - mm sieve and again transferred to the pots. The barley seeds, Karoon cultivar, were used. To prepare the inoculum, firstly the bacterial isolates were grown in the pre-culture nutrient broth medium, and then incubated at 120 rpm in a shaking incubator at 28°C for 48 hours. Afterwards, each seed was inoculated with one milliliter of the bacterial inoculant with a population of 10⁹ CFU/ml. This experiment was conducted as factorial in a completely randomized design with three replications in the greenhouse at Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources. The treatments included four levels of bacteria (without inoculation, *Azotobacter* inoculation, *Azospirillum* inoculation, combined inoculation of *Azotobacter* and *Azospirillum*) and two levels of salinity (8 and 16 dS/m). After 70 days (late vegetative growth period), some growth and physiological indices and concentration of nutrients uptake were measured.

Results and Discussion: The results showed that salinity stress had a significant ($p < 0.01$) negative effect on growth and physiological traits and nutrient uptake of the plant. The combined application of *Azotobacter* and

1, 2, 3 and 4- Ph.D. Student, Assistant Professor and Associate Professors Department of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran, respectively.

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

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.81093

Azospirillum bacteria showed a positive significant influence ($p < 0.01$) on growth, dry weight, and root dry weight in the plant under salinity stress. The combined application of bacteria increased the chlorophyll a, b and a + b content at a salinity level of 16 dS/m by 136.49, 117.86 and 127.97 %, respectively. The combined application of bacteria resulted in a 65.39 and 55.94 % increase in proline amino acid content at salinity levels of 8 and 16 dS/m, respectively. The results revealed that nitrogen, phosphorus and potassium levels increased by 81.97, 80 and 66.67%, respectively, at 16 dS/m salinity level in combined application of both bacteria. Sodium ion accumulation in all bacterial treatments decreased in both salinity levels compared to control treatment and the highest reduction was observed in combined bacterial inoculation. These findings underline the positive effect of bacterial inoculation, particularly their combined application, on the growth and nutrients uptake of barley under salt stress.

Conclusion: Our results indicate that increasing salinity level significantly decreased shoot dry weight, root dry weight, plant height, chlorophyll content and nutrient concentrations of barley. Inoculation of salt-resistant bacteria, including *Azotobacter* and *Azospirillum*, reduced the adverse effects of salinity on growth and physiological traits, which was more pronounced in *Azotobacter* than *Azospirillum*. The combined application of *Azotobacter* and *Azospirillum* had a significant effect on root dry weight, plant height, chlorophyll content, increasing nutrient concentration efficiency (nitrogen, phosphorus, and potassium) and decreased sodium concentration at both salinity levels (8 and 16 dS/m) compared with the individually inoculated bacteria. Hence, the application of *Azotobacter* and *Azospirillum* isolates is an appropriate method for pot experiments with saline soils. To apply these results, field experiments in saline soils must be carried out to evaluate the effect of these bacterial isolates on the crop growth, yield and physiological characteristics.

Keywords: Chlorophyll, Plant growth promoting, Proline, Salinity



مقاله علمی-پژوهشی

ارزیابی تأثیر نسبت‌های مختلف اجزاء کود زیستی بر انحلال پتاسیم توسط باکتری

Pseudomonas fluorescens

ساناز اشرفی سعیدلو^۱ - عباس صمدی^۲ - میرحسن رسولی صدقیانی^{۳*} - محسن برین^۴ - ابراهیم سپهر^۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۰

چکیده

افزایش سالانه‌ی قیمت کودهای شیمیایی پتاسیمی و نیز اثرات مخرب این کودها بر محیط‌زیست، اتخاذ راهکاری برای استفاده از پتاسیم بومی خاک را ضروری نموده است. استفاده از کودهای زیستی حاوی ریزجانداران سودمند از جمله این راهکارها محسوب می‌شود. این مطالعه با هدف مدل سازی و بررسی تأثیر نسبت‌های مختلف ورمی کمپوست، فلوگوپیت و گوگرد بر میزان انحلال و آزادسازی پتاسیم توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens* و ارائه سطوح مطلوب این متغیرها برای تهیه کود زیستی کارآمد انجام گرفت. بر این اساس تعداد ۲۰ آزمایش با استفاده از روش سطح پاسخ بر مبنای طرح مرکب مرکزی تعریف شد و اثر مقادیر مختلف متغیرهای ورمی کمپوست، کانی فلوگوپیت و گوگرد در چهار سطح کدبندی شده $(+1, 0, -1, -\alpha)$ بر میزان انحلال پتاسیم بررسی گردید. نتایج نشان‌دهنده‌ی کارآمدی بالای $(RMSE = 0/8$ و $R^2 = 0/949$) مدل طرح مرکب مرکزی در برآورد انحلال پتاسیم بود. بر اساس نتایج، برهم‌کنش ورمی کمپوست با گوگرد $(p < 0/0338)$ و برهم‌کنش فلوگوپیت با گوگرد $(p < 0/0083)$ نسبتاً زیاد و معنی‌دار بود. نتایج تحلیل آماری ضرایب مدل طرح مرکب مرکزی حاکی از اثر مثبت و افزایش‌دهی ورمی کمپوست (X_1) و اثر منفی و کاهنده فلوگوپیت (X_2) و گوگرد (X_3) بر افزایش انحلال پتاسیم بود. بطوری‌که با افزایش مقدار گوگرد از ۱۰/۲۵ به ۳۹/۷۵ درصد، انحلال پتاسیم تقریباً ۳۱/۶۱ درصد کاهش یافت. بر اساس پیش‌بینی شرایط بهینه برای انحلال پتاسیم، مقادیر ۴۱/۷۸ درصد ورمی کمپوست، ۲۴/۳۵ درصد فلوگوپیت و ۱۰/۲۵ درصد گوگرد منجر به بیشترین انحلال پتاسیم (۱۰۹/۲۷ میلی‌گرم بر لیتر) توسط باکتری *Sodomonas fluoris* می‌شود.

واژه‌های کلیدی: مدل سازی، کود زیستی، ورمی کمپوست، روش سطح پاسخ

مقدمه

فاکتورهای اصلی محدودکننده برای تولید مواد غذایی در بسیاری از خاک‌های کشاورزی محسوب می‌شوند (۵۰). لذا برای جلوگیری از این مشکل و به دست آوردن عملکردهای بالاتر، کشاورزان به‌طور افزایش‌دهی به منابع کودهای شیمیایی وابسته شده‌اند (۲۱). علی‌رغم اینکه کودهای شیمیایی به رشد گیاه کمک می‌نمایند، تأثیری در بهبود خواص خاک ندارند و استفاده مداوم از آن‌ها اثرات مخربی بر محیط‌زیست دارد (۱). از این‌رو، کاهش استفاده از مواد شیمیایی در تولید محصولات کشاورزی سالم، به عنوان اولویت بسیار مهم در تحقیقات امروزی در نظر گرفته شده است.

کودهای زیستی^۶ یکی از مهم‌ترین ارکان کشاورزی ارگانیک یا آلی^۷ و پایدار^۸ را تشکیل می‌دهند که استفاده صحیح و مناسب از آن‌ها

تغذیه جمعیت در حال افزایش جهان نیازمند کشاورزی متراکم و پایدار و افزایش قابل توجه تولیدات کشاورزی است. با این حال، تولید مواد غذایی در کشاورزی عموماً نمی‌تواند پایدار باشد، مگر این‌که عناصر غذایی به دلیل افزایش تولید محصول از خاک خارج شوند. با توسعه کشاورزی متراکم و معرفی ارقام با عملکرد بالا و هیبریدها در طول انقلاب سبز، عناصر غذایی پرمصرف خاک از جمله پتاسیم با سرعت بالایی تخلیه می‌شوند. به‌طوری‌که بسیاری از خاک‌های کشاورزی فاقد مقادیر کافی از یک یا چند عنصر غذایی ضروری برای گیاه هستند و کمبود نیتروژن، فسفر و پتاسیم قابل‌دسترس گیاه،

۱، ۲، ۳ و ۵- به ترتیب دانشجوی دکتری علوم خاک، استادان، استادیار و استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

(*) نویسنده مسئول: (Email: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.82161

6- Biofertilizer

7- Organic Farming

8- Sustainable Agriculture

می‌تواند ضمن افزایش عملکرد کمی و کیفی محصولات کشاورزی و کاهش مصرف بخش قابل توجهی از انواع کودهای شیمیایی، حفظ محیط زیست را نیز به دنبال داشته باشد. این کودها حاوی فرمولاسیونی از ریزجاندانان زنده (باکتری‌ها و قارچ‌های سودمند) یا متابولیت‌های تولیدی آن‌ها می‌باشند که از طریق روش‌هایی مانند تثبیت نیتروژن، انحلال فسفات، رهاسازی پتاسیم، تأمین آهن و دیگر عناصر به بهبود تغذیه گیاه کمک نموده و علاوه بر آن با کاهش بیماری‌ها، بهبود ساختمان خاک و سایر اثرات مفید باعث تحریک بیشتر رشد گیاه شده و افزایش کمیت و کیفیت محصول را به دنبال دارند (۵). علاوه بر موارد ذکر شده، این ریزجاندانان می‌توانند ضمن برقراری ارتباط همزیستی با ریشه‌های گیاهان، توانایی آن‌ها را در جذب آب و مواد غذایی افزایش داده و مقاومت گیاهان در برابر تنش‌های زنده و غیر زنده را به میزان قابل ملاحظه‌ای بهبود بخشند. کودهای زیستی نیتروژنی و فسفاتی در بخش کشاورزی دارای بیشترین استفاده هستند. جنس و گونه‌های رایج PGPR ای رایج و غالب به کار برده شده در تولید این نوع کودها، عمدتاً شامل جنس‌های *سودوموناس*، *باسیلوس*، *آزوسپیریوم* و *ازتوباکتر* می‌باشند (۳۶). استفاده از عنصر گوگرد در فرمولاسیون کودهای میکروبی باعث افزایش اثرات محرک رشدی آن بر روی گیاه شده و لذا به نظر می‌رسد این عنصر بایستی به عنوان بخش ثابت، در فرمولاسیون کودهای میکروبی در نظر گرفته شود (۲۴). البته ممکن است اثر گوگرد در کود میکروبی با توجه به ریزجاندان به کار برده شده متفاوت باشد ولی در کل بایستی بیان نمود که کاربرد گوگرد به دلیل اثرات مستقیم (اثر تغذیه‌ای بر گیاه) و غیر مستقیم (تأثیر بر قابلیت دسترسی عناصر غذایی از طریق کاهش pH) در فرمولاسیون کود میکروبی می‌تواند کاملاً مفید باشد. اکسیداسیون گوگرد عنصری از طریق کاهش pH موجب بهبود حلالیت عناصر نامحلول در خاک‌های آهکی شده و افزایش جذب عناصر توسط گیاه را به دنبال دارد (۱۱). لذا کاربرد گوگرد در کنار باکتری‌های حل‌کننده‌ی عناصر غذایی مختلف، نه تنها باعث اصلاح خواص خاک و افزایش عملکرد محصولات زراعی می‌گردد، بلکه موجب افزایش راندمان کودهای کم‌مصرف نیز می‌شود (۱۲). خوشرو و همکاران (۲۴) در مطالعه‌ای تأثیر کاربرد و عدم کاربرد گوگرد را در فرمولاسیون کود میکروبی فسفات‌ه سدوموناس فلورسنس را بررسی کرده و گزارش نمودند که افزودن گوگرد نه تنها اثر منفی بر باکتری *سودوموناس فلورسنس* مورد استفاده در فرمولاسیون کود میکروبی نداشته بلکه اثر مثبت این کود را تشدید نموده است.

ورمی کمپوست نیز که محصول نهایی فرآیند تجزیه مواد آلی در حضور کرم‌های خاکی کمپوست‌ساز می‌باشد، به دلیل کاهش سطح آلاینده‌ها و داشتن سطح بالای جمعیت میکروبی و عناصر غذایی، در حال حاضر به عنوان یکی از بهترین کودهای زیستی مطرح است

(۳۵). در طی فرآیند تولید ورمی کمپوست قسمت عمده‌ی ماده آلی به صورت دی اکسید کربن، آمونیاک و آب، معدنی می‌شود و بخش باقی‌مانده نیز به مواد رسیده و پایدار تبدیل می‌گردد که از لحاظ شیمیایی به مواد هیومیک خاک شباهت زیادی دارد (۱۰). مواد هیومیک به طور مستقیم نقش مهمی در انتشار آهسته مواد مغذی و بهبود ظرفیت تبادل کاتیونی، pH، ظرفیت بافری و بسیاری از واکنش‌های دیگر دارند (۳۸). اخیراً غنی‌سازی ورمی کمپوست با باکتری‌های حل‌کننده عناصر غذایی مورد توجه قرار گرفته است (۲). افزایش جمعیت میکروبی، افزایش اسید هیومیک و کاهش pH، کاهش نسبت C:N در ورمی کمپوست غنی‌شده با تیمارهای باکتریایی گزارش شده است (۱۵، ۲۳).

بعد از نیتروژن و فسفر، پتاسیم مهم‌ترین عنصر غذایی است که در رشد، متابولیسم و توسعه گیاهان نقش کلیدی ایفا می‌کند (۳). اگرچه پتاسیم به وفور در خاک وجود دارد، اما تنها ۱ تا ۲ درصد آن برای گیاهان قابل دسترس می‌باشد. بسته به نوع خاک، ۹۰ تا ۹۸ درصد پتاسیم خاک در ساختار کانی‌های مختلفی نظیر فلدسپار (اورتوکلاز و میکروکلین) و میکا (بیوتیت و موسکویت) قرار دارد. ۱ تا ۱۰ درصد پتاسیم خاک نیز به شکل غیرتبادلی بین لایه‌های انواع مشخصی از کانی‌های رسی قرار گرفته است (۴۴). غلظت پتاسیم محلول، که به صورت مستقیم توسط گیاهان و میکروب‌ها در خاک جذب شده و در معرض آبشویی نیز قرار می‌گیرد، در خاک‌های زراعی بین ۲ تا ۵ میلی گرم در لیتر متغیر است (۴۳). مصرف نامتعادل کودهای شیمیایی، افزایش قابل توجه عملکرد محصولات (تخلیه پتاسیم محلول خاک) و تخلیه پتاسیم در سیستم خاک باعث شده که مقادیر بالایی از پتاسیم در خاک به شکل تثبیت شده وجود داشته باشد. در نتیجه کمبود پتاسیم در بسیاری از گیاهان گزارش شده است (۲۷ و ۴۹). افزایش سالانه‌ی قیمت کودهای شیمیایی پتاسیمی (۳۷۰ دلار به ازای هر تن از سال ۲۰۱۱) و نیز اثرات مخرب این کودها بر محیط‌زیست، پیدا کردن راهکاری برای استفاده از پتاسیم بومی خاک را ضروری نموده است (۲۷). مطالعات حاکی از آن هستند که میکروارگانیسم‌های مفید خاک شامل باکتری‌های ساپروفیت، قارچ‌ها و اکتینومیسیت‌ها قادرند از طریق تولید اسیدهای آلی و معدنی، پلی ساکاریدها، کلات‌سازی و واکنش‌های تبادلی منجر به انحلال پتاسیم نامحلول خاک‌ها شوند (۹، ۱۸). در بین این میکروارگانیسم‌ها، باکتری‌ها از اهمیت زیادی برخوردار بوده و می‌توانند به شکل مؤثری ذخایر معدنی و نامحلول پتاسیم کل خاک را حل نمایند (۶، ۳۲ و ۳۷). فعالیت‌های متابولیکی ریزجاندانان و در نتیجه توانایی انحلال پتاسیم توسط آن‌ها تحت تأثیر متغیرهای فیزیکی و شیمیایی گوناگونی نظیر منابع کربن و نیتروژن، دما، طول دوره انکوباسیون، pH، شرایط تهویه، نوع و مقدار کانی است (۴۷). امروزه، برای تشخیص شرایط بهینه برای فعالیت متابولیکی باکتری‌ها از روش‌های

(rpm) در دمای ۲۸ درجه سانتی‌گراد تکان داده شد.

آماده‌سازی نمونه‌ها و اندازه‌گیری پتاسیم محلول

ابتدا ورمی کمپوست، فلوگوپیت و گوگرد از الک ۱۴۰ مش عبور داده شدند. ظرفیت نگهداشت آب آن‌ها تعیین گردید، به طوری که مقدار ۱۰۰ گرم از هر یک از مواد فوق‌الذکر داخل سیلندرهایی که در انتهای آن‌ها صافی پارچه‌ای قرار داشت ریخته شد و تا اشباع کامل نمونه‌ها، آب به آن‌ها اضافه گردید در ادامه نمونه‌ها به مدت یک شب به حال خود رها شدند تا آب اضافی خارج گردد. هر یک از سیلندرها پس از توزین، به آون با دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد منتقل شدند و پس از ۲۴ ساعت مجدداً توزین انجام گرفت و در نهایت مقدار آب لازم برای خیس کردن نمونه‌ها با استفاده از معادله ۱ محاسبه گردید (۴۲). در ادامه بر اساس طرح آزمایشی ارائه شده توسط نرم‌افزار مقادیر مختلفی از هر یک از این مواد با هم ترکیب و تعداد ۲۰ نمونه آماده شده (جدول ۲) و در اتوکلاو با دمای ۱۲۱ درجه سلسیوس و فشار ۱/۵ اتمسفر استریل شدند (۴۲). در پایان مقدار آب استریل مورد نیاز تعیین شده برای هر نمونه، همراه با ۱ میلی‌لیتر مایه تلقیح باکتریایی (با جمعیت حدود $2/49 \times 10^8$ سلول باکتری در هر میلی‌لیتر از محلول در جذب نور (۱/۵۶) با طول موج ۶۰۰ نانومتر) داخل هر بسته ریخته و دهانه بسته‌ها پرس گردید. نمونه‌ها به مدت ۲ ماه در دمای 28 ± 2 درجه سانتی‌گراد در انکوباتور قرار داده شدند. در پایان زمان آزمایش، به منظور اندازه‌گیری مقدار پتاسیم محلول، مقدار ۲/۵ گرم از هریک از نمونه‌ها همراه با ۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر (با نسبت ۲۰:۱) به مدت ۳۰ دقیقه تکان داده شد و پس از ۲۴ ساعت عمل تکان دادن مجدداً تکرار گردید. نمونه‌ها پس از سانتریفیوژ با استفاده از کاغذ صافی واتمن (شماره ۴۱) صاف شده و در عصاره‌های بدست آمده مقدار پتاسیم با استفاده از دستگاه فلیم‌فتومتر مدل Corning 480 قرائت شد (۱۶).

$$(1) \quad \text{درصد رطوبت} = \frac{(W_1 - W_2) \times 100\%}{W_2}$$

که W_1 و W_2 در آن به ترتیب نشان‌دهنده‌ی وزن نمونه قبل از آون و پس از خشک شدن در آون می‌باشد.

مدل‌سازی انحلال پتاسیم

بمنظور مدل‌سازی و نیز ارزیابی تأثیر مقادیر متغیرهای مؤثر بر میزان انحلال پتاسیم توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens* از طرح مرکب مرکزی استفاده شد. طراحی آزمایش‌ها با ترکیب مقادیر مختلف هر یک از متغیرهای مستقل با استفاده از روش سطح پاسخ و بر مبنای طرح مرکب مرکزی انجام شد. دامنه‌ی متغیرهای مورد نظر شامل مقادیر ورمی کمپوست، فلوگوپیت و گوگرد، بر اساس مقادیر

آماري نظير روش سطح پاسخ (RSM) ^۱ به عنوان ابزار مفیدی برای مدل‌سازی کمی اثر توأم تعدادی متغیر در برخی فرایندهای میکروبی جهت نیل به حداکثر کارایی این ریزجانداران استفاده می‌شود (۴۵). RSM به عنوان یکی از روش‌های مدل‌سازی تجربی مطرح است (۱۴). این روش مجموعه‌ای از روش‌های ریاضی است که رابطه‌ی بین یک یا چند متغیر پاسخ را با چندین متغیر مستقل (مورد مطالعه) تعیین می‌کند (۴۸). در این روش سعی می‌شود با استفاده از یک طرح آزمایش مناسب، راهی برای تخمین برهم‌کنش‌ها، اثرات درجه دوم و حتی شکل موضعی سطح پاسخ مورد مطالعه یافته شود. در این میان اهداف خاصی به‌طور جدی دنبال می‌شوند که از مهمترین‌شان می‌توان به بهبود فرآیند با یافتن ورودی‌های بهینه، رفع مشکلات و نقاط ضعف فرآیند و پایداری‌سازی آن اشاره کرد (۴).

اگرچه باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم می‌توانند به عنوان تکنولوژی جایگزین در انحلال اشکال نامحلول پتاسیم عمل نمایند، اما عدم آگاهی کشاورزان در مورد کودهای زیستی و تأثیر آهسته کودهای میکروبی پتاسیمی بر عملکرد گیاه، تمایل محققان به توسعه تکنولوژی کودهای زیستی پتاسیمی را کاهش داده و کاربرد آن‌ها را در کشاورزی محدود نموده است (۱۸). از این‌رو، این مطالعه با هدف بررسی تأثیر نسبت‌های مختلف ورمی کمپوست، فلوگوپیت (منبع پتاسیم) و گوگرد بر میزان انحلال و آزادسازی پتاسیم توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens* و ارائه سطوح مطلوب این متغیرها برای تهیه کود میکروبی کارآمد انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

تهیه مایه تلقیح

باکتری *Pseudomonas fluorescens* از بانک میکروبی گروه علوم خاک دانشگاه ارومیه تهیه شد و در محیط کشت جامد نوترینت آگار ^۲ (NA) بازکشت گردید. پس از گذشت ۴۸ ساعت از رشد باکتری، یک لوپ از کشت تازه جدایه به درون ارلن حاوی ۲۵ میلی لیتر محیط نوترینت براث ^۳ (NB) مایه‌زنی و سپس به مدت ۲۴ ساعت در شیکر با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه (rpm) در دمای ۲۸ درجه سانتی‌گراد تکان داده شد. برای تلقیح محیط اصلی مایه تلقیح، ۲ میلی‌لیتر از محیط کشت دارای باکتری، به درون ارلن ۲۵۰ میلی لیتری که حاوی ۱۰۰ میلی‌لیتر از محیط NB بود، مایه‌زنی و جهت یکنواخت شدن به مدت ۲۴ ساعت با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه

1- Response Surface Methodology (RSM)

2- Nutrient Agar

3- Nutrient Broth

فلوگوپیت و گوگرد و نیز تعیین سطوح بهینه‌ی این متغیرها، جهت دستیابی به بیشترین انحلال پتاسیم توسط باکتری سودوموناس فلورسنس از طرح مرکب مرکزی استفاده گردید. طرح آزمایشی و نتایج حاصل، در جدول ۲ ارائه شده است. بر اساس نتایج، بیشترین انحلال پتاسیم (۱۱۷/۲ میلی گرم در لیتر) مربوط به سطوح ۱- فلوگوپیت و گوگرد، و سطح ۱+ ورمی کمپوست بود (آزمایش ۱۵، جدول ۲).

واقعی و همچنین مقادیر کد شده ($+a, +1, 0, -1, -a$) در جدول ۱ ارائه شده است. با توجه به جدول ۱ مقدار x_0 برای متغیرهای ورمی کمپوست، فلوگوپیت و گوگرد به ترتیب برابر با ۲۸، ۴۵ و ۲۵ درصد بود. لازم به ذکر است که تجزیه تحلیل‌های مربوط به طرح مرکب مرکزی با استفاده از نرم افزار Design Expert 10 صورت گرفت.

نتایج و بحث

به منظور مطالعه‌ی برهم کنش‌های بین متغیرهای ورمی کمپوست،

جدول ۱- دامنه مقادیر متغیرهای مورد مطالعه در مدل سازی

Table 1- Range of studied variables amounts in modeling

متغیر مستقل Independent variable	مقدار کد شده‌ی متغیر Coded amount of variable X_i	دامنه و مقادیر Range and amounts				
		$+a$	$+1$	0	-1	$-a$
ورمی کمپوست (درصد) (Vermicompost (%))	X_1	51	41.57	28	14.43	5
فلوگوپیت (Phlogopite (%))	X_2	80	65.65	45	24.35	10
گوگرد (درصد) (Sulfur (%))	X_3	50	39.75	25	10.25	0

جدول ۲- ماتریس مقادیر متغیرهای کد شده در مدل سازی روش طرح مرکب مرکزی

Table 2 – Matrix of coded variables amounts in central composite design modeling

شماره آزمایش Experiment number	مقادیر کدشده‌ی متغیرها (Amounts of coded variables)			غلظت پتاسیم Potassium concentration (mg.l ⁻¹)
	ورمی کمپوست Vermicompost	فلوگوپیت Phlogopite	گوگرد Sulfur	
1	1	1	-1	82.63
2	1	-1	1	70.29
3	0	0	0	67.82
4	-1	-1	1	43.13
5	0	0	0	70.29
6	-1	1	-1	33.26
7	0	0	0	72.76
8	0	1.68	0	67.82
9	0	0	0	67.82
10	0	0	1.68	45.60
11	0	-1.68	0	72.76
12	1.68	0	0	72.76
13	1	1	1	70.29
14	-1	-1	-1	62.88
15	1	-1	-1	117.2
16	0	0	-1.68	80.16
17	-1	1	1	38.20
18	-1.68	0	0	20.92
19	0	0	0	67.82
20	0	0	0	62.88

جدول ۳- ضرایب تابع چندجمله‌ای طرح مرکب مرکزی برای پیش‌بینی غلظت پتاسیم حل شده
Table 3- Coefficients of central composite design multi variable function for predicting dissolved potassium

بخش مدل Part of model	پارامترهای مدل Model parameters	ضریب Coefficient	آماره F (F-Value)	آماره p (p-Value)
ثابت مدل Constant of model		68.07	20.88	<0.0001
خطی Linear	Vermicompost	18.31	112.1	<0.0001
	Phlogopite	-5.66	10.74	0.0083
	Sulfur	-9.67	31.31	0.0002
درجه دو Second order	Vermicompost × Vermicompost	-6.46	14.72	0.0033
	Phlogopite × Phlogopite	1.83	1.18	0.3024
	Sulfur × Sulfur	-0.787	0.22	0.6501
برهم‌کنش Interaction	Vermicompost × Phlogopite	0.000125	3.059E-009	1.0000
	Vermicompost × Sulfur	-5.54	6.04	0.0338
	Phlogopite × Sulfur	7.41	10.74	0.0083

پتاسیم را در آزمایش‌های ۲۰ گانه برآورد نموده است. بر اساس مقدار R^2 می‌توان گفت که ۹۴/۹ درصد از تغییرات انحلال پتاسیم توسط باکتری با استفاده از این مدل قابل تبیین است. به‌منظور تفسیر بهتر نتایج مدل و رتبه‌بندی اثر پارامترهای مدل طرح مرکب مرکزی در معادله ۱، درصد اثر هر یک از این پارامترها با استفاده از تحلیل پارتو^۱ و با کاربرد معادله ۳ محاسبه گردید (۳).

$$P_i = \left[\frac{\beta_i^2}{\sum \beta_i^2} \right] \times 100 \quad i \neq 0 \quad (3)$$

که در آن؛ P_i درصد اثر هر یک از متغیرهای طرح مرکب مرکزی و β_i نیز ضرایب معادله چندجمله‌ای (جدول ۳) است. درصد اثر هر یک از پارامترهای مدل طرح مرکب مرکزی در شکل ۲ نشان داده شده است. از بین متغیرهای مستقل بررسی شده به‌ترتیب ورمی‌کمپوست، گوگرد، برهم‌کنش بین فلوگوپیت و گوگرد و توان دوم ورمی‌کمپوست بیشترین تأثیر را بر میزان انحلال پتاسیم مشاهده‌ای دارند. به‌طوری که درصد اثر این ۴ متغیر به‌ترتیب برابر با ۵۶/۶۲، ۱۵/۷۹، ۹/۲۷ و ۷/۰۵ بوده و مجموع درصد اثرات این ۴ متغیر نیز برابر با ۸۳/۷۳ درصد است.

اثر توأم متغیرها بر انحلال پتاسیم توسط باکتری سودوموناس فلورسنس با استفاده از نمودارهای سه بعدی رسم شد (شکل ۳). در این نمودارها تأثیرات دو متغیر به‌طور همزمان نشان داده شده و متغیر سوم در سطح مرکزی خود ثابت نگه داشته شده است. شکل ۳ الف نشان‌دهنده اثر ترکیبی ورمی‌کمپوست و فلوگوپیت بر مقدار انحلال پتاسیم در حضور مقدار ۲۵ درصد گوگرد (سطح مرکزی، کد برابر با صفر) است.

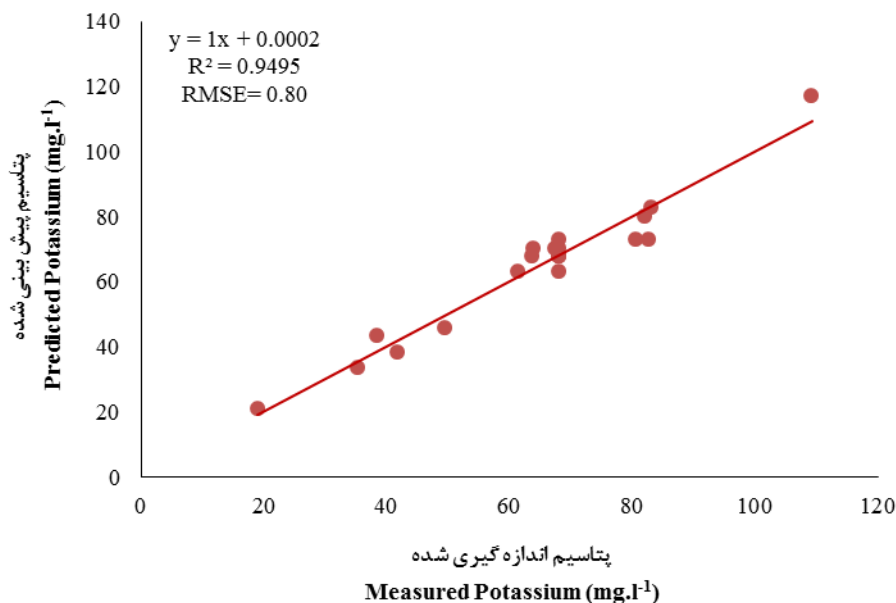
ضرایب تابع چندجمله‌ای به همراه آماره‌های p و F با استفاده از طرح مرکب مرکزی در جدول ۳ نشان داده شده‌اند. در بخش خطی، اثر تمام متغیرهای مورد مطالعه ($p < 0.001$) بر مقدار انحلال پتاسیم معنی‌دار بود. در بخش درجه دو نیز علی‌رغم اثر غیرمعنی‌دار فلوگوپیت و گوگرد، ورمی‌کمپوست تأثیر معنی‌داری بر انحلال K توسط باکتری داشت. در ارتباط با اثرات متقابل متغیرهای مستقل، با توجه به مقادیر آماره p ، برهم‌کنش ورمی‌کمپوست با گوگرد ($p < 0.0338$) و برهم‌کنش فلوگوپیت با گوگرد ($p < 0.0083$) نسبتاً زیاد و معنی‌دار است (جدول ۳).

با توجه به نتایج جدول ۳ و با در نظر گرفتن متغیرهای دارای اثر معنی‌دار بر انحلال K ، تابع پیش‌بینی‌کننده مقدار پتاسیم حل شده توسط باکتری بر اساس مقدار کد شده‌ی متغیرهای مستقل به‌صورت معادله (۲) قابل ارائه است.

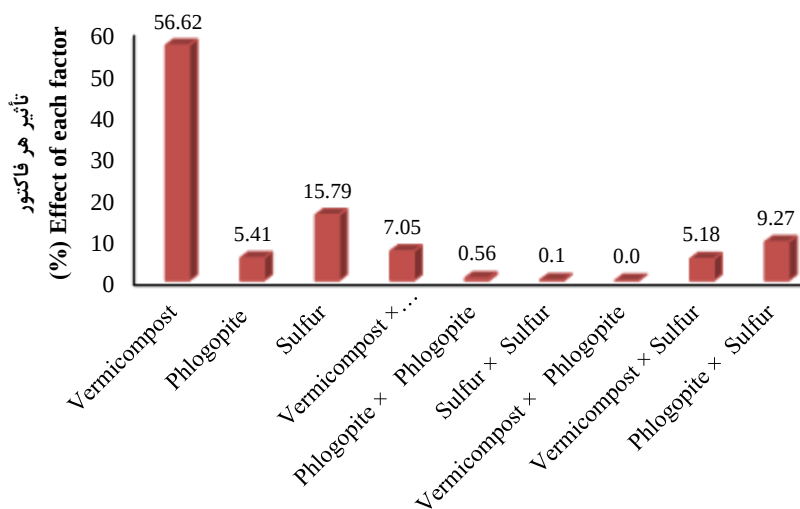
$$\text{Dissolved K (mg.l}^{-1}\text{)} = 68.07 + 18.31X_1 - 5.67X_2 - 9.68X_3 - 5.54X_1X_3 + 7.41X_2X_3 - 6.46X_1^2 \quad (2)$$

$$R^2 = 0.949 \quad R^2_{\text{adj}} = 0.904$$

در این معادله X_1 ، X_2 و X_3 به‌ترتیب مربوط به مقادیر کد شده ورمی‌کمپوست، فلوگوپیت و گوگرد می‌باشند. معادله ۲ که بر مبنای نتایج تحلیل آماری ضرایب مدل طرح مرکب مرکزی خلاصه شده است، حاکی از اثر مثبت و افزایش ورمی‌کمپوست (X_1) و اثر منفی و کاهش فلوگوپیت (X_2) و گوگرد (X_3) بر انحلال پتاسیم هستند. در شکل ۱ به منظور ارزیابی کارایی مدل حاصل از طرح مرکب مرکزی، مقدار پتاسیم اندازه‌گیری شده در آزمایش‌های طرح مرکب مرکزی در مقابل میزان پتاسیم پیش‌بینی شده با مدل طرح مرکب مرکزی رسم شده است. این شکل به‌روشنی نشان می‌دهد که مدل طرح مرکب مرکزی با دقت قابل قبولی ($RMSE = ۰/۸۰$ و $R^2 = ۰/۹۴۹$) مقدار



شکل ۱- غلظت‌های اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده پتاسیم حل شده با استفاده از مدل طرح مرکب مرکزی
Figure 1- Measured and predicted concentration of dissolved potassium by central composite design model



شکل ۲- نتایج تحلیل پارتو برای مقایسه اثر پارامترهای مدل طرح مرکب مرکزی بر انحلال پتاسیم
Figure 2 -Pareto analysis results for comparison of the effects of central composite design parameters on potassium dissolution

گوگرد از ۱۰/۲۵ درصد به ۳۹/۷۵ درصد، انحلال پتاسیم تقریباً ۳۱/۶۱ درصد کاهش یافته است (شکل ۳ ب و پ). تجزیه کانی‌ها در اثر کاهش pH محیط (به دلیل تولید اسیدهای آلی)، تشکیل کمپلکس با کاتیون‌های سطحی کانی (به واسطه اسیدهای آلی و سیدروفور تولید شده) و پلی‌ساکاریدهای تولید شده

همانطور که در شکل مشاهده می‌شود، افزایش ورمی‌کمپوست باعث افزایش قابل توجه میزان انحلال پتاسیم می‌شود. افزایش فلوگوپیت منجر به تغییرات محسوسی در مقدار انحلال پتاسیم نشده است. بر اساس نتایج بدست آمده، میزان انحلال پتاسیم در حضور مقادیر مختلف گوگرد نیز متفاوت است. بطوری که با افزایش مقدار

های شاهد افزایش یافت. نتایج پژوهش بین (۱۳) نیز نشان داد که میزان پتاسیم آزاد شده از فلدسپار و ایلات در اثر تلقیح باکتری در محیط کشت به ترتیب ۸ و ۱۶ درصد افزایش یافت. احتمال داده می‌شود واکنش‌هایی نظیر تولید اسید، تشکیل کمپلکس توسط پلی ساکاریدهای برون سلولی و تغییر و تبدیلات آنزیمی در آزادسازی پتاسیم از کانی‌ها دخیل باشند.

مطالعات نشان دادند که عوامل مختلفی از قبیل منابع کربن و نیتروژن، دما، pH، شرایط تهویه و دوره انکوباسیون در کارایی حل‌کننده‌های پتاسیم نقش دارند (۳۳ و ۴۶). با توجه به این که کربن یکی از منابع غذایی اولیه برای رشد و فعالیت متابولیکی ریزجانداران تلقیح شده می‌باشد و وجود آن برای تولید اسیدهای آلی ضروری است لذا تعیین منبع کربنی مناسب برای میکروارگانیسم‌های حل‌کننده حائز اهمیت می‌باشد (۱۹، ۳۴ و ۳۹). ورمی کمپوست که حاوی محتوای کربن و عناصر غذایی پرمصرف و کم‌مصرف بالایی می‌باشد از طریق عرضه مقادیر بالایی از عناصر غذایی، رشد و فعالیت‌های متابولیکی میکروارگانیسم‌ها را افزایش داده و منجر به بهبود فعالیت حل‌کنندگی آن‌ها می‌شود (۳۰ و ۴۱). فلوگوپایت (به عنوان منبع پتاسیم) جزء میکاهای تری اکتهایدرال می‌باشد و از ساختمان ضعیفی برخوردار است. با توجه به اینکه پتاسیم در میکاهای توسط نیروهای الکترواستاتیک نگه‌داری می‌شود لذا آنیون حاصل از اسیدهای آلی تولید شده توسط باکتری قادر به انحلال آلومینیوم ورقه اکتهایدرال بوده و می‌تواند پتاسیم بین‌لایه‌ای را آزاد نماید. در میکاهای تری اکتهایدرال به دلیل فاصله کمتری که بین گروه‌های هیدروکسیل لایه اکتهایدرال وجود دارد، پتاسیم بین لایه‌ها دارای پایداری کمی می‌باشد و لذا آزادسازی پتاسیم بیشتر اتفاق می‌افتد (۴۳). کاهش تدریجی انحلال پتاسیم در اثر افزایش مقدار فلوگوپیت را می‌توان به جذب و یا تثبیت دوباره پتاسیم رها شده از کانی در طول مدت زمان انکوباسیون نسبت داد (۳۱).

بر اساس پیش‌بینی شرایط بهینه برای انحلال پتاسیم مشاهده می‌شود که مقادیر ۴۱/۷۸ درصد ورمی کمپوست، ۲۴/۳۵ درصد فلوگوپیت و ۱۰/۲۵ درصد گوگرد منجر به بیشترین انحلال پتاسیم (۱۰۹/۲۷ میلی گرم بر لیتر) توسط باکتری *Sودوموناس فلورسنس* می‌شود (شکل ۴).

نتیجه‌گیری

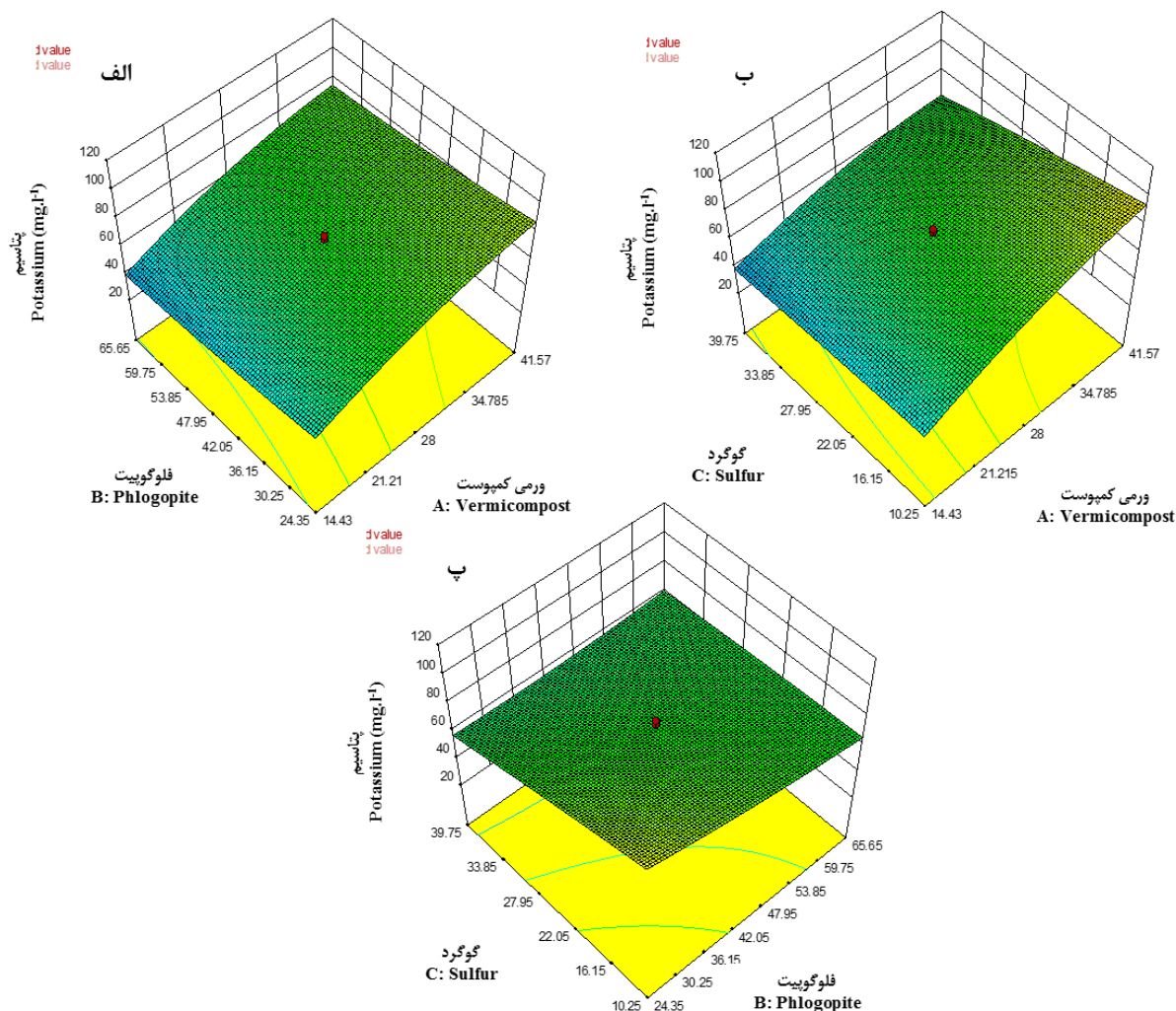
در این پژوهش اثر نسبت‌های مختلف ورمی کمپوست، فلوگوپیت (منبع پتاسیم) و گوگرد بر میزان انحلال و آزادسازی پتاسیم توسط *Sودوموناس فلورسنس* مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این مطالعه نشان‌دهنده تأثیر مطلوب ترکیب کودی استفاده شده (ورمی کمپوست + فلوگوپیت + گوگرد) بر توانایی حل‌کنندگی باکتری

توسط باکتری‌ها که به طور غیرمستقیم در آزادسازی عناصر نقش دارند از مکانیسم‌های اصلی باکتری‌ها در رهاسازی پتاسیم محسوب می‌شوند. پلی ساکاریدها، اسیدهای آلی و سیدروفورها را به شدت جذب کرده و منجر به تشکیل غلظت بالایی از اسیدهای آلی و سیدروفورها در نزدیکی سطح کانی شده و با اکسید سیلیسیم موجود در سطح کانی کمپلکس ایجاد می‌نمایند، به این ترتیب عناصر از سطح کانی آزاد شده و وارد محیط کشت محلول می‌شوند، از طرفی پلی ساکاریدهای موجود در محیط کشت با جذب سیلیسیم باعث به هم خوردن تعادل سیلیسیم بین کانی و فاز مایع می‌شوند و از این طریق منجر به آزاد شدن عناصری نظیر پتاسیم و آهن می‌گردند (۲۵ و ۲۶). توانایی سویه‌ها برای کاهش pH محیط به عنوان شاخصی از اسیدی نمودن محیط در نظر گرفته می‌شود. به عبارت دیگر، فرض می‌شود میکروارگانیسم‌های حل‌کننده پتاسیم^۱ که پتاسیم نامحلول را حل می‌کنند، قادرند مقادیر قابل توجهی از اسیدهای آلی را تولید نمایند. اسیدهای آلی ناشی از فعالیت متابولیکی میکروارگانیسم‌ها منجر به کاهش pH شده و از طریق افزایش اسیدیته کل، ظرفیت آزادسازی کاتیون‌هایی نظیر پتاسیم را افزایش می‌دهند (۸، ۴۰). این مطلب بر اساس یافته‌های چندین محقق استوار است که گزارش نمودند، *KSMs*، اسیدهای آلی مونو، دی و تری نظیر گلوکونیک، استیک، اگزالیک، فوماریک، تارتاریک و سیتریک تولید می‌کنند و برای تأمین نیاز خود به Si^{4+} و K^+ ، ساختار کانی را شکسته و این یون‌ها را وارد فاز محلول نموده و از این طریق منجر به کاهش pH می‌شوند (۲۰، ۲۲ و ۲۷). تولید H^+ در طول هیدرولیز کانی موجود در ترکیب کود نیز دلیل دیگر کاهش pH می‌باشد (۲۸). علی‌رغم تأثیر مثبتی که کاهش pH در افزایش قابلیت انحلال عناصر نامحلول دارد با توجه به این که محدوده بهینه pH برای باکتری‌هایی نظیر *Sودوموناس*‌ها و باسیلوس‌ها ۵ تا ۸ است لذا کاهش pH به کمتر از آستانه‌ی تحمل باکتری‌ها منجر به کاهش کارایی آن‌ها خواهد شد (۱۷). با توجه به این که گوگرد عنصری، خاصیت اسیدزایی دارد لذا منجر به کاهش pH می‌گردد (۲۹). بنابراین کاهش میزان انحلال پتاسیم در اثر افزایش مقدار گوگرد می‌تواند ناشی از آن باشد که گوگرد pH را به کمتر از آستانه تحمل باکتری کاهش داده و در نتیجه رشد باکتری‌ها متوقف و به این ترتیب میزان رهاسازی پتاسیم توسط آن‌ها کاهش یافته است (۲۵). اشرفی و همکاران (۷) اثر ریزجانداران حل‌کننده سیلیکات بر آزادسازی پتاسیم از کانی‌های پتاسیم‌دار را بررسی کرده و گزارش نمودند که تلقیح میکروبی منجر به افزایش رهاسازی پتاسیم شد و پتاسیم محلول در نمونه‌های تلقیح‌یافته با *Bacillus sp.* و *Aspergillus niger* به ترتیب ۹۲/۳ و ۹۲/۸ درصد نسبت به نمونه-

1- K- solubilizing microorganisms (KSMs)

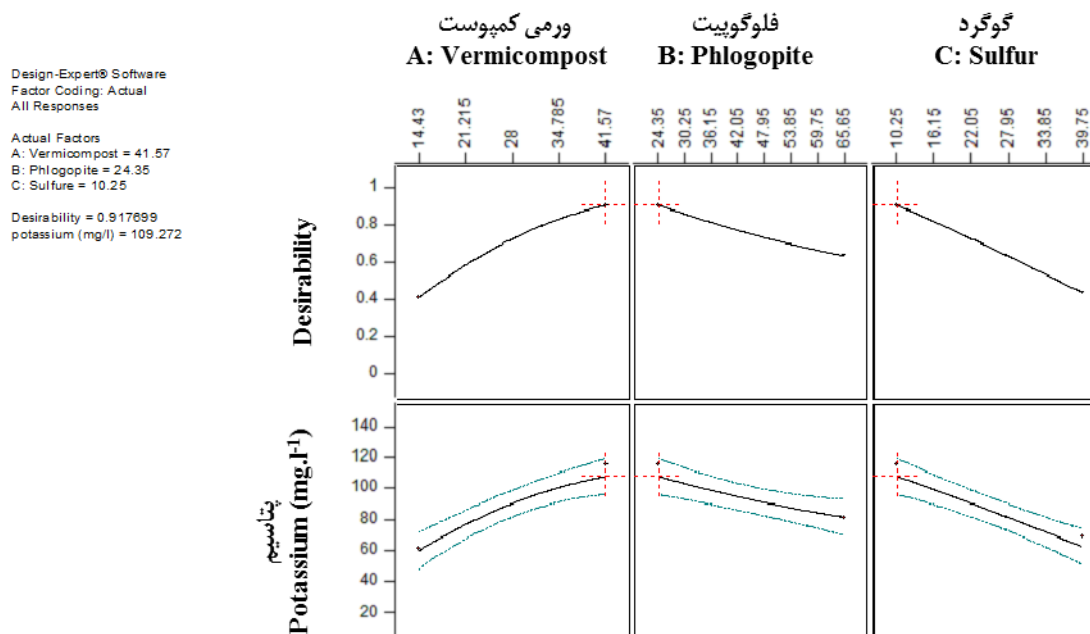
گوگرد، pH خاک را کاهش داده و از این طریق نیز منجر به افزایش فراهمی و پایداری عناصر غذایی در این خاک‌ها شود. پیشنهاد می‌شود کارایی این ترکیب کودی (با استفاده از مقادیر بهینه مواد) در مقیاس گلخانه‌ای و مزرعه‌ای نیز ارزیابی گردد.

سودوموناس فلورسنس در مقیاس آزمایشگاهی بود. بر اساس نتایج این پژوهش، ترکیب ۴۱/۷۸ درصد ورمی‌کمپوست، ۲۴/۳۵ درصد فلوگوپیت و ۱۰/۲۵ درصد گوگرد می‌تواند از طریق فراهم نمودن شرایط مطلوب برای فعالیت باکتری، کود زیستی پتاسیمی خوبی را ایجاد نماید که در کنار فعالیت‌های حل‌کنندگی باکتری، به دلیل وجود



شکل ۳- نمایش سه بعدی تغییرات مقدار پتاسیم در مقابل متغیرهای ورودی مدل طرح مرکب مرکزی

Figure 3- 3 dimensional present of K amount against central composite design variables



شکل ۴- بهینه‌سازی مقادیر پارامترهای ورودی مدل برای کسب بیشینه غلظت پتاسیم محلول

Figure 4- Optimization of input parameters of the model for obtaining maximum soluble potassium concentration

منابع

- Adesemoye A.O., and Kloepper J.W. 2009. Plant-microbes interactions in enhanced fertilizer-use efficiency. *Applied Microbiology and Biotechnology* 85(1): 1-12.
- Alikhani H.A., and Hemati A. 2014. Effect of Vermicompost Enrichment with Chemical Fertilizer and Bacterial Treatments on Humification and Acid Humic Properties. *Agricultural Science and Sustainable Production* 24: 113-125. (In Persian with English Abstract)
- Almeida H.J., Pancelli M.A., Prado R.M., Cavalcante V.S., and Cruz F.J.R. 2015. Effect of potassium on nutritional status and productivity of peanuts in succession with sugar cane. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 15(1): 1-10.
- Amanpour J., Salari D., Niaei A., Mousavi S.M., and Panahi P.N. 2013. Optimization of Cu/activated carbon catalyst in low temperature selective catalytic reduction of NO process using response surface methodology. *Journal of Environmental Science and Health* 48(8): 879-886.
- Anonymous. 2006. Biofertilizer Manual, FNCA Biofertilizer Project Group. Japan Atomic Industrial Forum.
- Archana D.S., Nandish M.S., Savalagi V.P., and Alagawadi A.R. 2013. Characterization of potassium solubilizing bacteria (KSB) from rhizosphere soil. *BIOINFOLET-A Quarterly Journal of Life Sciences* 10(1): 248-257.
- Ashrafi-Saeidlou S., and Rasouli-Sadaghiani M.H. 2017. Potassium release kinetics from K-bearing minerals in presence of silicate-solubilizing microorganisms. *Iranian Journal of Soil and Water Research* 3: 639-649. (In Persian with English Abstract)
- Badr M.A., Shafei A.M., and Sharaf El-Deen S.H. 2006. The dissolution of K and P-bearing minerals by silicate dissolving bacteria and their effect on sorghum growth. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences* 2(1): 5-11.
- Barin M., Sadeghi S., Rasouli-Sadaghiani M.H., Sepehr E., Dovlti B., and Vahedi R. 2018. Influence of k-solubilizing fungi on potassium release from silicate minerals and some growth indexes on Corn (*Zea mays* L.). *Applied Soil Research* 6(2): 96-108. (In Persian with English Abstract)
- Benitez E., Nogales R., Elvira C., Masciandaro G., and Ceccanti B. 1999. Enzyme and earthworms activities during vermicomposting of carbaryl treated sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 28: 1099-1104.
- Besharati H. 2001. Preparing appropriate medium for *Thiobacillus* and study of its interaction with VAM and grain yield of wheat. PhD Thesis, Tarbiat Modarres University. 212 p. (In Persian with English Abstract)
- Besharati H., and Saleh Rastin N. 2000. Study of *Thiobacillus* bacterial inoculation effects along with sulfur to increase the absorption of phosphorus. *Journal of Soil and Water Sciences* 13(23): 1-39. (In Persian with English Abstract)

Abstract)

- 13- Bin L. 1998. A study on how silicate bacteria GY92 dissolves potassium from illite. *Acta Mineralogica Sinica* 18(2): 234-237.
- 14- Box G.E., and Draper N.R. 2007. Response surfaces, mixtures, and ridge analyses. John Wiley & Sons.
- 15- Busato J.G., Lima L.S., Aguiar N.O., Canellas L.P., and Olivares F.L. 2012. Changes in labile phosphorus forms during maturation of vermicompost enriched with phosphorus-solubilizing and diazotrophic bacteria. *Bioresource Technology* 110: 390-395.
- 16- Chapman H.D., and Pratt P.F. 1978. Methods of analysis for soils, plants and waters. P. 30-43. Division of Agricultural Sciences. University of California, Berkeley, USA.
- 17- Dix N.J., and Webster J. 1995. Fungal Ecology. Cahnman & Hall, Cambridge, UK. 57p.
- 18- Etesami H., Emami S., and Alikhani H.A. 2017. Potassium solubilizing bacteria (KSB): Mechanisms, promotion of plant growth, and future prospects A review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 17(4): 897-911.
- 19- Gangoliya S.S., Gupta R.K., and Singh N.K. 2015. Phytase production through response surface methodology and molecular characterization of *Aspergillus fumigatus* NF191. *Indian Journal of Experimental Biology* 53: 350-355.
- 20- Girgis M.G.Z., Khalil H.M., and Sharaf M.S. 2008. In vitro evaluation of rock phosphate and potassium solubilizing potential of some Bacillus strains. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* 2(1): 68-81.
- 21- Glick B.R. 2012. Plant Growth-Promoting Bacteria: Mechanisms and Applications. *Scientifica* 2012: 1-15.
- 22- Han H.S., and Lee K.D. 2006. Effect of co-inoculation with phosphate and potassium solubilizing bacteria on mineral uptake and growth of pepper and cucumber. *Plant, Soil and Environment* 52(3): 130.
- 23- Kaushik P., Yadav Y.K., Dilbaghi N., and Garg V.K. 2008. Enrichment of vermicompost prepared from cow dung spiked solid textile mill sludge using nitrogen fixing and phosphate solubilizing bacteria. *Environmentalist*, 28:283-287.
- 24- Khoshrou B. Sarikhani M.R., and Aliasgharzad N. 2017. Application and non-application of sulfur in the formulation of *Pseudomonas fluorescens* phosphatic microbial fertilizer on Corn (*Zea mays* L.). *Agricultural Science and Sustainable Production* 27: 119-136.
- 25- Lian B., Wang B., Pan M., Liu C., and Teng H.H. 2008. Microbial release of potassium from K-bearing minerals by thermophilic fungus *Aspergillus fumigatus*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72(1): 87-98.
- 26- Liu W., Xu X., Wu X., Yang Q., Luo Y., and Christie P. 2006. Decomposition of silicate minerals by Bacillus mucilaginosus in liquid culture. *Environmental Geochemistry and Health* 28(1-2): 133-140.
- 27- Meena V.S., Maurya B.R., and Bahadur I. 2014. Potassium solubilization by bacterial strain in waste mica. *Bangladesh Journal of Botany* 43(2):235-237.
- 28- Meena V.S., Maurya B.R., Verma J.P., Aeron A., Kumar A., Kim K. and Bajpai V.K. 2015. Potassium solubilizing rhizobacteria (KSR): isolation, identification, and K-release dynamics from waste mica. *Ecological Engineering* 81: 340-347.
- 29- Mirseyed-Hosseini H., Gerdelidani-Fathi A., and Jabalameli M. 2017. Effects of elemental and bentonite sulfur on sulfur and phosphorous availability in calcareous soil and corn growth characteristics. *Iranian Journal of Soil Research* 1: 61-73. (In Persian with English Abstract)
- 30- Nancarrow L., Taylor J.H. 1998. The Worm Book: The Complete Guide to Worms in Your Garden. Ten Speed Press. 152p.
- 31- Norouzi S., Khademi H., and Shirvani M. 2012. The kinetics of K release from muscovite and phlogopite with organic acids. *Journal of Soil and Water Research* 42: 163-173. (In Persian with English Abstract)
- 32- Parmar P., and Sindhu S.S. 2013. Potassium solubilization by rhizosphere bacteria: influence of nutritional and environmental conditions. *Journal of Microbiological Research* 3(1): 25-31.
- 33- Pradhan N., and Sukla L.B. 2006. Solubilization of inorganic phosphates by fungi isolated from agriculture soil. *African Journal of Biotechnology* 5(10): 850-854.
- 34- Prasad M.P. 2014. Optimization of fermentation conditions of phosphate solubilizing bacteria- a potential bio fertilizer. *Merit Research Journal of Microbiology and Biological Science* 2(2): 031-035.
- 35- Ravindran B., Dinesh S.L., John Kennedy L., and Sekaran G. 2008. Vermicomposting of solid waste generated from leather industries using epigeic earthworm *Eisenia fetida*. *Applied Biochemical Biotechnology* 151: 480-488.
- 36- Rodriguez H., and Fraga R. 1999. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. *Biotechnology Advances* 17:319-339.
- 37- Saha M., Maurya B.R., Meena V.S., Bahadur I., and Kumar A. 2016. Identification and characterization of potassium solubilizing bacteria (KSB) from Indo-Gangetic Plains of India. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology* 7: 202-209.
- 38- Senesi N., Miano T. M., and Brunetti G. 1996. Humic-like substances in organic amendments and effects on native soil humic substances. In *Humic substances in terrestrial ecosystems*. P. 531-593. Elsevier Science BV.
- 39- Sharmila M., Ramanand K., and Sethunathan N. 1989. Effect of yeast extract on the degradation of

- organophosphorus insecticides by soil enrichment and bacterial cultures. Canadian Journal of Microbiology 35(12): 1105-1110.
- 40- Sheng X.F., and He L.Y. 2006. Solubilization of potassium-bearing minerals by a wild-type strain of *Bacillus edaphicus* and its mutants and increased potassium uptake by wheat. Canadian Journal of Microbiology 52(1): 66-72.
- 41- Shilpa M.E., and Brahma Prakash G.P. 2016. Amendment of carrier with organic material for enhancing shelf life of microbial consortium. Journal of Pure and Applied Microbiology 10(4): 2835-2842.
- 42- Somasegaran P., and Hoben H.J. 1994. Preparing a Range of Carrier Materials and Producing Inoculants. In: Handbook for Rhizobia. Springer, New York.
- 43- Sparks D.L., and Huang P.M. 1985. Physical chemistry of soil potassium. P. 201-276. Potassium in Agriculture. Soil Science Society of America, Madison.
- 44- Sparks D.L. 1987. Potassium dynamics in soils. P. 1-63. In Advances in soil science. Springer, New York.
- 45- Swetha S., Varma A., and Padmavathi T. 2014. Statistical evaluation of the medium components for the production of high biomass, α -amylase and protease enzymes by *Piriformospora indica* using Plackett-Burman experimental design. Biotechnology 4: 439-445.
- 46- Whitelaw M.A. 1999. Growth promotion of plants inoculated with phosphate-solubilizing fungi. P. 99-151. In: Advances in Agronomy, Academic Press.
- 47- Whitelaw M.A. 2007. Growth promotion of plants inoculated with phosphate solubilizing fungi. Advances in Agronomy 69: 99-151.
- 48- Witek-Krowiak A., Chojnacka K., Podstawczyk D., Dawiec A., and Pokomeda K. 2014. Application of response surface methodology and artificial neural network methods in modelling and optimization of biosorption process. Bioresource Technology 160: 150-160.
- 49- Xiao Y., Wang X., Chen W., and Huang Q. 2017. Isolation and identification of three potassium-solubilizing bacteria from rape rhizospheric soil and their effects on ryegrass. Geomicrobiology Journal 34(10): 873-880.
- 50- Zord C., Senbayram M., and Peiter E. 2014. Potassium in agriculture – status and perspective. Journal of Plant Physiology 171:656-659.



Evaluation of Different Ratios of Biofertilizer Components Impact on Potassium Dissolution by *Pseudomonas fluorescens*

S. Ashrafi-Saeidlou¹- A. Samadi²- M.H. Rasouli-Sadaghiani^{3*}- M. Barin⁴- E. Sepehr⁵

Received: 02-09-2019

Accepted: 09-02-2020

Introduction: Potassium (K) is abundant in soil, however, only 1 to 2 % of Potassium is available to plants. Depending on soil type, 90 to 98% of soil K is in the structure of various minerals such as feldspar (orthoclase and microcline) and mica (biotite and muscovite). About 1 to 10 % of soil K, in the form of non-exchangeable K, is trapped between the layers of certain types of clay minerals. The concentration of soluble K, which is directly taken up by plants and microbes in the soil and is exposed to leaching, varies from 2 to 5 mg l⁻¹ in agricultural soils. Imbalanced use of chemical fertilizers, a significant increase of crop yield (depletion of soil soluble K), and the removal of K in the soil system result in a large rate of K fixation in the soil. As a result, K deficiency has been reported in most plants. The annual increase in the price of K fertilizers and the destructive effects of them on the environment have made it necessary to find a solution for the use of indigenous K of soil. The use of biofertilizers containing beneficial microorganisms is one of these strategies. Although K solubilizing bacteria can be an alternative and reliable technology for dissolving insoluble forms of K, lack of awareness among farmers, the slow impact of K biofertilizers on yield, less willingness of researchers to develop K biofertilizers technology and deficiencies of technology in respect to carrier suitability and proper formulation, are the major reasons for why potassium solubilizing microorganisms and K biofertilizers draw low attention.

Material and Methods: The purpose of this study was modeling and evaluating the effects of different vermicompost, phlogopite and sulfur ratios on the solubility and release of K by *Pseudomonas fluorescens* and indicating the optimized levels of these variables for efficient biofertilizer preparation. 20 experiments were carried out using the response surface methodology (RSM) based on the central composite design and the effect of different values of vermicompost, phlogopite and sulfur variables, in the four coded levels (+ α , +1, 0, -1 and - α), was evaluated on K dissolution. The applied vermicompost, phlogopite and sulfur in the experiment were ground and filtered through a 140 mesh sieve and their water holding capacity were determined. According to experimental design, different amounts of mentioned materials were combined and samples were sterilized in autoclave. The required amount of water along with 1 ml of bacterial inoculant were added to the samples. The samples were kept in incubator for 2 months. At the end of experiment, amount of soluble K were measured by the flame photometer.

Results: The analysis of variance (ANOVA) depicted the reliable performance of the central composite predictive model of K dissolution ($R^2=0.949$ and $RMSE=0.8$). Based on the results, the interaction of vermicompost with sulfur ($p < 0.038$) and the interaction of phlogopite with sulfur ($p < 0.0083$) were relatively high and significant. Sensitivity analysis of the central composite design revealed that the vermicompost (X_1), phlogopite (X_2) and sulfur (X_3) had positive and negative impact on potassium dissolution, respectively. Therefore, when sulfur content increased to 91.70%, K dissolution decreased to around 31.61%. According to the prediction under optimized condition, maximum potassium dissolution was obtained at the presence of 41.78, 24.35 and 10.25% of vermicompost, phlogopite and sulfur, respectively.

Conclusion: The results indicated that the applied fertilizer composition (vermicompost + phlogopite + sulfur) had a desirable impact on *Pseudomonas fluorescens* solubilizing ability on a laboratory scale. Due to the fact that Iran soils are often calcareous, there are high amounts of insoluble and unavailable nutrients. Under these unsuitable conditions, the application of these nutrients chemical fertilizers cannot reduce deficiencies. Therefore, we must use the ability of efficient microorganisms to dissolve and mobilize soil native elements. A combination of 41.78% vermicompost, 24.35% phlogopite and 10.55% sulfur could create a proper potassium biofertilizer by providing favorable conditions for bacterial activity. Along with solubilizing activities of

1, 2, 3, 4 and 5- Ph.D. Student of Soil Science, Professors, Assistant Professor and Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.82161

bacteria, the presence of sulfur reduces soil pH and thereby nutrients availability and stability increase in these soils. Because of its acidity, sulfur has a significant effect on nutrients dissolution such as phosphorus, nitrogen and potassium, and micronutrients. On the other hand, the presence of vermicompost in this fertilizer, while meeting the carbon and energy requirements of bacteria and acting as a suitable carrier, improves the physicochemical properties of the soil, increases the biodiversity of the microbial community and, as a result, promotes the soil quality and health. The evaluation of this fertilizer composition efficiency (using optimal amounts of materials) at the greenhouse and field scales is suggested.

Keywords: Biofertilizer, Modeling, Response Surface methodology, Vermicompost

مقاله علمی-پژوهشی

برهمکنش مصرف کود اوره و آب مغناطیس شده بر عملکرد و کارایی مصرف آب و کود در گیاه خیار (*Cucumis sativus* cv. Kish F1)

جعفر نیکبخت^{۱*} - وحید عشقی^۲ - طاهر برزگر^۳ - علیرضا واعظی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۸/۲۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۱/۱۶

چکیده

در پژوهش حاضر تأثیر کود اوره و آب مغناطیسی بر عملکرد و کارایی مصرف آب و کود در گیاه خیار بررسی شد. پژوهش به صورت آزمایش کرت‌های خرد شده در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار در مزرعه تحقیقاتی دانشگاه زنجان در سال ۱۳۹۷ انجام گرفت. تیمارهای آزمایش شامل سطوح کود نیتروژن از منبع اوره در ۵ سطح (صفر، ۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ درصد نیاز کودی اوره) و آب آبیاری (مغناطیسی و غیرمغناطیسی) بودند. آبیاری با سیستم قطره‌ای-نواری و کوددهی به صورت کودآبیاری تقسیمی انجام گرفت. نتایج نشان داد اثر سطوح کود اوره بر عملکرد میوه، کارایی مصرف آب و کود، تعداد میوه، سطح برگ و شاخص کلروفیل معنی‌دار بود. تیمار آب مغناطیسی بر کلیه صفات مورد ارزیابی بجز شاخص کلروفیل اثر معنی‌داری داشت. اثر متقابل تیمارهای آزمایش بر صفات کارایی مصرف آب و کود اوره و تعداد میوه معنی‌دار شد. بر اساس یافته‌ها، متوسط عملکرد، کارایی مصرف آب و کود اوره تیمار آب مغناطیسی به ترتیب ۱۴/۹، ۱۳ و ۱۱۰/۵ درصد بیش‌تر از آب غیرمغناطیسی شد. نتایج نشان داد بهترین سطح کود اوره، ۷۵ درصد نیاز کودی اوره بود که در شرایط استفاده از آب مغناطیسی نسبت به آب غیرمغناطیسی عملکرد، کارایی مصرف آب و کود را به ترتیب ۱۸/۴، ۱۸/۴ و ۷۸/۰ درصد افزایش داد.

واژه‌های کلیدی: آب مغناطیسی، خیار، کارایی مصرف آب، کارایی مصرف کود اوره، کودآبیاری

مقدمه

شدن دوره‌ی رشد گیاه و تأخیر در رسیدن محصول، کاهش عملکرد کل، افزایش هزینه‌های تولید و مسائل زیست محیطی مانند آلودگی منابع آب می‌گردد (۲۲). بنابراین مصرف بهینه کود می‌تواند کارایی مصرف آب و کود را افزایش دهد (۳۵). پژوهش‌های متعددی به منظور تعیین سطح بهینه مقدار کود نیتروژن در تولید گیاه انجام گرفته است. بر اساس نتایج بررسی آکار و همکاران (۲)، بهترین عملکرد کاهو در تیمار ۱۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل شد و در تیمارهای ۲۰۰ و ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار، با وجود مصرف کود بیشتر، به علت مسمومیت گیاه یا عدم جذب نیتروژن توسط آن، عملکرد کاهش یافت. بررسی تأثیر سطوح و منابع کودی متفاوت نیتروژن توسط رستم‌زاده و همکاران (۳۳) نشان داد بیشترین عملکرد میوه خیار به میزان ۶۴۰/۲ گرم در بوته از تیمار ۶۰۰ کیلوگرم در هکتار کود اوره با پوشش گوگردی حاصل شد. در پژوهشی دیگر عالی و همکاران (۱) مشاهده کردند اثر متقابل مصرف کود نیتروژن در گیاه خیار به صورت کاربرد خاکی و تغذیه برگ، بر صفات عملکرد کل میوه، تعداد کل میوه و طول بوته معنی‌دار و بر درصد ماده خشک میوه و بوته معنی‌دار نشد. در این تحقیق، مصرف ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار

در مناطق خشک و نیمه‌خشک مانند ایران، علاوه بر کمبود آب و کمبود عناصر غذایی قابل جذب خاک توسط ریشه، به عنوان عوامل محدودکننده رشد گیاه می‌باشد (۲۰). نیتروژن پرمصرف‌ترین عنصر غذایی در تغذیه گیاهان محسوب می‌گردد (۲۲) که در مناطق مذکور، اکثر گیاهان با کمبود این عنصر غذایی مواجه می‌باشند که در طول دوره رشد گیاه از طریق کودهای شیمیایی حاوی نیتروژن، این کمبود جبران می‌گردد (۲۹). یکی از مسائل اصلی در مصرف کود، سطح بهینه مصرف آن می‌باشد. مصرف بیش از نیاز کودی، باعث طولانی‌تر

۱ و ۲- به ترتیب دانشیار و دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

(*) نویسنده مسئول: Email: nikbakht.jaefar@znu.ac.ir

۳- دانشیار گروه علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

۴- استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.83971

آبیاری ۶، ۹ و ۱۲ روز بیشترین میزان عملکرد از مصرف ۱۸۰ کیلوگرم در هکتار اوره و در دور ۱۵ روز از مصرف ۲۴۰ کیلوگرم در هکتار اوره حاصل شد.

فناوری مغناطیسی یکی از جدیدترین و مؤثرترین روش‌ها برای استفاده بهینه از آب در کشاورزی است. آب مغناطیسی، آبی است که از یک میدان مغناطیسی ثابت که طبق محاسبات معینی ایجاد شده، عبور کند. عبور آب از میدان مغناطیسی باعث تغییر و بهبود خواص فیزیکی و شیمیایی آن می‌شود (۱۴). یافته‌های پژوهش‌های متعدد اثرات مثبت کاربرد آب مغناطیسی در کشاورزی را نشان می‌دهد. نتایج پژوهش عیسی و همکاران (۱۸) نشان داد کاربرد آب مغناطیسی برای آبیاری بوته‌های خیار به همراه محلول پاشی آمینوآکسین، متوسط تعداد برگ در بوته، سطح برگ، وزن خشک ساقه، تعداد گل، تعداد میوه در بوته و وزن میوه در بوته را به ترتیب ۶/۲، ۳۰/۰، ۳۹/۶، ۸/۰، ۲۲/۰ و ۳/۴ درصد نسبت به آب غیرمغناطیسی افزایش داد. بر اساس نتایج پژوهش صورت گرفته توسط محمودی و همکاران (۲۳) در دانشگاه فردوسی مشهد، قرار دادن بذر نخود در میدان مغناطیسی موجب افزایش معنی‌دار ماده خشک به میزان ۲۶ درصد نسبت به بذور عادی و آبیاری با آب مغناطیسی، حدود ۲۵ درصد نسبت به آب معمولی میزان ماده خشک تولیدی نخود را افزایش داد. اثرات متقابل تیمارها نشان داد که اعمال میدان مغناطیسی بر بذر نخود و آب آبیاری سبب افزایش ۳۱ درصد عملکرد دانه شد. نتایج تحقیق شاهین و همکاران (۳۷) در دانشگاه قاهره مصر نشان داد درصد جوانه‌زنی گیاهان گوجه‌فرنگی، بادمجان، خیار و کدو با آب معمولی به ترتیب ۵۶، ۵۲، ۵۹ و ۵۷ درصد و در آب مغناطیسی ۸۰، ۷۷، ۸۸ و ۸۷ درصد بود. ضربی و همکاران (۳۹) مشاهده کردند بیشترین قطر ساقه، عرض برگ، ارتفاع بوته و شاخص سبزینه برگ گیاهان ذرت تحت آزمایش، مربوط به گیاهان تیمار آب مغناطیسی در شرایط بدون تنش (به ترتیب ۱/۸۷ سانتی‌متر، ۵/۹۲ سانتی‌متر، ۱۲۶ سانتی‌متر و ۴۵/۹۷) بود. در پژوهش شیخ و همکاران (۷)، درصد جوانه‌زنی بذرهای خیار تیمار شده با آب مغناطیسی بیش‌تر بود. هم‌چنین سرعت جوانه‌زنی بذرهای برای میدان مغناطیسی با شدت‌های ۰/۲۹ و ۰/۵ تسلا نسبت به آب معمولی به ترتیب ۱۳ و ۴۰ درصد در ۱۸ روز افزایش داشت. هدف از پژوهش حاضر، بررسی تأثیر کودآبیاری اوره با آب مغناطیسی بر عملکرد و کارایی مصرف آب و کود در گیاه خیار بود.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر به صورت آزمایش کرت‌های خرد شده در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار از خرداد تا آبان‌ماه ۱۳۹۷ بر روی گیاه خیار رقم Kish F1 در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان انجام گرفت. مختصات جغرافیایی محل

نیتروژن و محلول غذایی اوره با غلظت ۷/۵ گرم در هزار، بالاترین عملکرد را داشت و بهترین تیمار شناخته شد. بر اساس یافته‌های این تحقیق، مصرف کود بیش‌تر از ۷۰ درصد نیاز کودی باعث افزایش هزینه‌های تولید و آلودگی زیست محیطی می‌گردد. نتایج بررسی اثر متقابل مقادیر متفاوت کودهای اوره و پتاسیم بر عملکرد خربزه در برزیل توسط سیلوا و همکاران (۳۸) نشان داد با افزایش مصرف کود اوره از صفر تا ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار، میانگین عملکرد نیز به صورت خطی افزایش یافت. بیش‌ترین و کم‌ترین میانگین عملکرد (به ترتیب ۷۵ و ۵۹ تن در هکتار) با کاربرد ۱۵۰ و صفر کیلوگرم در هکتار اوره حاصل شد. در این پژوهش، بیش‌ترین میانگین عملکرد خربزه با کاربرد ۵۰ کیلوگرم در هکتار کود پتاسیم حاصل شد و با کاربرد ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار کود پتاسیم، میانگین عملکرد ۶۴/۲ تن در هکتار بود. نتایج بررسی اثر مقادیر مختلف کود نیتروژن (۱۵۰، ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار) و تراکم بوته (۲/۵، ۱/۲۵ و ۰/۶۲ بوته در مترمربع) در کدوی تخم کاغذی نشان داد بیش‌ترین و کم‌ترین عملکرد (به ترتیب ۱۱۹۷/۲۸ و ۷۹/۰۵ کیلوگرم در هکتار) به ترتیب در مصرف ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم کود اوره در هکتار و تراکم ۲/۵ و ۰/۶۲ بوته در هکتار (به ترتیب) بود. در تیمارهای ۱۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار اوره، بیش‌ترین عملکرد (به ترتیب ۱۰۱۵ و ۷۵۰/۲۹ کیلوگرم در هکتار) در تراکم ۲/۵ بوته در هکتار بود (۲۵). سعید و همکاران (۳۴) در پژوهشی گلدانی، اثر کودهای شیمیایی (اوره ۴۶ درصد)، زیستی (ازتوباکتر) و ترکیب آنها (ازتوباکتر + ۱/۲ اوره) را در خیار گلخانه‌ای بررسی کردند. بر اساس نتایج، بیش‌ترین و کم‌ترین عملکرد (به ترتیب ۵۳۴۳/۴ و ۴۲۹۸/۳ کیلوگرم) در تیمارهای ترکیب کودها و شاهد به دست آمد. میزان عملکرد تیمارهای کود زیستی و شیمیایی به ترتیب ۳۳۴۰/۶ و ۴۳۸۷/۲ کیلوگرم بود که از نظر آماری با هم تفاوت معنی‌دار نداشت. بررسی اثر کاربرد کود گاوی (۱۲ کیلوگرم در کرت)، کود شیمیایی از منبع اوره (۳۹۱ گرم در کرت) و ترکیب آنها (۶ کیلوگرم کود گاوی و ۱۹۶ گرم کود اوره) بر خصوصیات خاک و عملکرد خیار توسط نوک و نسانیا (۳۰) نشان داد بیش‌ترین و کم‌ترین میانگین عملکرد (۸/۲۹ و ۳/۲۱ کیلوگرم در کرت) به ترتیب در تیمارهای کاربرد ترکیبی کودها و شاهد بود. میانگین عملکرد در تیمارهای کود گاوی و کود اوره به ترتیب ۴/۲۹ و ۶/۰۴ کیلوگرم به دست آمد. حمزه‌ئی و بابایی (۱۰) طی تحقیقی تأثیر دور آبیاری (۶، ۹، ۱۲ و ۱۵ روز) و میزان کود نیتروژن (صفر، ۶۰، ۱۲۰، ۱۸۰ و ۲۴۰ کیلوگرم بر هکتار اوره) بر عملکرد و اجزای عملکرد در کدوی پوست کاغذی را در دانشگاه بوعلی سینای همدان بررسی کردند. بر اساس نتایج، بیش‌ترین و کم‌ترین میزان عملکرد بذر (به ترتیب ۸۴/۸۴ و ۲۵/۲۶ گرم در مترمربع) در دور ۶ و ۱۵ روز و با کاربرد ۱۸۰ و صفر کیلوگرم در هکتار کود اوره حاصل شد. در این پژوهش در دوره‌های

آبیاری بر روی زمین و در کنار ردیف‌های کشت قرار داده شد. به منظور ایجاد میدان مغناطیسی از یک دستگاه الکترومغناطیس مدل MVR/100 سری MEG1300 ساخت گروه مهندسی مهرآب استفاده شد. سیم‌پیچ دستگاه دور لوله با قطر ۲ اینچ پیچیده شده بود و قدرت میدان مغناطیسی ایجاد شده، ۰/۱ تسلا بود (شکل ۱). دستگاه در ابتدای مسیر لوله‌های آبیاری به سیستم متصل شد. قبل از انجام آبیاری، برق دستگاه مبدل وصل می‌شد. در طی فصل رشد، عملیات داشت شامل کنترل علف‌های هرز به صورت مکانیکی (کندن با دست و بیلچه) و مبارزه با آفات با روش محلول‌پاشی انجام شد. نیاز آبی بوته‌های خیار به صورت روزانه و با از استفاده داده‌های به‌هنگام هواشناسی ایستگاه سینوپتیک زنجان و بر اساس روابط ۱ و ۲ محاسبه شد. با جمع نیاز آبی روزانه، میزان آب آبیاری هر دور آبیاری محاسبه شده و در اختیار گیاه قرار می‌گرفت. دور آبیاری لحاظ شده در این پژوهش ۳ روز بود. مجموع آب داده شده به گیاهان ۲۸۴۸/۲ متر مکعب در هکتار بود.

آزمایش ۴۸° ۲۴' ۱۸" عرض شمالی و ۳۶° ۴۱' ۵۰" طول شرقی و ارتفاع ۱۵۷۰ متر از سطح دریا بود. تیمارهای آزمایش شامل سطوح متفاوت کود نیتروژن از منبع اوره در ۵ سطح (صفر، ۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ درصد کود اوره مورد نیاز گیاه) و آب آبیاری عبور یافته و عدم عبور از میدان مغناطیسی بود. تیمار سطح کود اوره صفر درصد آب غیرمغناطیسی به عنوان تیمار شاهد در نظر گرفته شد. خصوصیات فیزیکی شیمیایی خاک مزرعه در جدول ۱ و آب مورد استفاده در جدول ۲ نشان داده شده است.

در هر کرت، بذرهای خیار در عمق ۲ تا ۳ سانتی‌متری با فاصله ۱۲۵ سانتی‌متر بین ردیف‌های کشت و ۳۰ سانتی‌متر بر روی ردیف کشت گردید. جهت ممانعت از تأثیر تیمارها بر یکدیگر، بین تیمارها و تکرارها ۱/۵ متر فاصله در نظر گرفته شد. برای آبیاری بوته‌ها از روش آبیاری قطره‌ای-نواری استفاده شد. پس از چیدمان لوله‌های اصلی آبیاری، به منظور توزیع دقیق تیمارهای کود، یک عدد شیر در ابتدای هر کرت آزمایشی بر روی لوله آبرسان نصب و در نهایت نوارهای

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه

Table 1- Physical and chemical properties of farm soil

رس	سیلت	شن	بافت خاک	OM(%)	K	Na	Ca	N	EC	pH
Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)	Soil texture		(mg.kg ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(%)	(dS.m ⁻¹)	
37	38	25	Clay Loam	0.94	200	130	120	0.1	1.49	7.42

جدول ۲- نتایج تجزیه شیمیایی آب چاه مورد استفاده

Table 2- Results of chemical analysis of well water used

pH	EC	SAR	Na	K	Ca	Mg	Cl	Co ₃	HCO ₃
	(dS.m ⁻¹)	(meq.L ⁻¹) ^{0.5}	(mgr.L ⁻¹)	(mgr.L ⁻¹)	(mgr.L ⁻¹)	(mgr.L ⁻¹)	(mgr.L ⁻¹)	(mgr.L ⁻¹)	(mgr.L ⁻¹)
6.5	2.35	0.66	50	0.0	258.45	103.7	582.2	0.0	195.2



شکل ۱- دستگاه الکترومغناطیس مورد استفاده در آزمایش

Figure 1- The Electromagnetic device used in the research

Opti Sciences آمریکا انجام شد. در طول فصل رشد، در چین‌های متوالی، میوه‌های خیار با شرایط بازارپسندی مناسب (با وزن حدود ۸۰ تا ۱۲۰ گرم) از بوته‌های معین شده برداشت، سپس تعداد و وزن آن‌ها با ترازوی دیجیتال با دقت ۱ گرم اندازه‌گیری و ثبت شد. در انتهای فصل، با تجمع تعداد میوه چیده شده در برداشت‌های متوالی و وزن آن‌ها، عملکرد هر بوته (تعداد و وزن) به دست آمد. جهت تعیین سطح برگ، در انتهای فصل رشد، یکی از بوته‌ها از محل طوقه برش داده شده و پس از حذف دمبرگ‌ها، سطح برگ با کمک اسکرن نوری تعیین شد. پس از اتمام فصل کشت و اندازه‌گیری عملکرد بوته‌های هر کرت، مقدار کارایی مصرف آب و کود از روابط ۳ و ۴ محاسبه شد.

$$WUE = \frac{Y}{W} \quad (3)$$

Y: وزن خیار بر حسب کیلوگرم، W: مقدار آب مصرفی برای تولید یک کیلوگرم عملکرد بر حسب متر مکعب و WUE: کارایی مصرف آب بر حسب کیلوگرم بر متر مکعب (۲۸).

$$FUE = \frac{YF - YNF}{F} \times 100 \quad (4)$$

FUE: کارایی مصرف کود اوره (کیلوگرم بر کیلوگرم)، YF: عملکرد گیاهانی که کود اوره دریافت کرده‌اند (کیلوگرم)، YNF: عملکرد گیاهانی که کود اوره دریافت نکرده‌اند (تیمار شاهد) (کیلوگرم) و F: میزان کود اوره مصرف شده برای هر تیمار (کیلوگرم) (۳۳). در نهایت تجزیه و تحلیل داده‌های جمع‌آوری شده با کمک نرم‌افزار SAS 9.3 صورت گرفت. مقایسه میانگین‌ها با کمک آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد.

نتایج و بحث

جدول ۳ نتایج تجزیه واریانس صفات مورد ارزیابی و جداول ۴ و ۵ مقایسه میانگین اثرات سطوح متفاوت کودآبیاری و آب مغناطیسی بر آنها را بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد نشان می‌دهد. تأثیر تیمار سطوح متفاوت کود اوره بر عملکرد، کارایی مصرف آب، تعداد میوه و سطح برگ در سطح یک درصد، شاخص کلروفیل در سطح یک درصد و کارایی مصرف کود اوره در سطح ۵ درصد معنی‌دار شد. تیمار آب مغناطیسی بر کلیه صفات مورد ارزیابی بجز شاخص کلروفیل (تأثیر غیرمعنی‌دار) در سطح یک درصد اثر معنی‌داری داشت. اثر متقابل تیمارهای سطوح کود اوره و آب مغناطیسی بر صفات کارایی مصرف آب، کارایی مصرف کود اوره و تعداد میوه در سطح یک درصد معنی‌دار بود و بر سایر صفات اثر معنی‌دار را نشان نداد.

$$ET_c = K_c \cdot ET_0 \quad (1)$$

$$ET_0 = \frac{0.408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{(T + 273)} u_2 (e_a - e_d)}{\Delta + \gamma (1 + 0.34 u_2)} \quad (2)$$

ET_c تبخیر-تعرق گیاه خیار، K_c ضریب گیاهی، ET_0 تبخیر-تعرق گیاه چمن (mm day^{-1})؛ R_n : تشعشع خالص در سطح گیاه ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$)؛ G : شار گرمایی خاک ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$)؛ T : متوسط درجه حرارت هوا در ارتفاع ۲ متری ($^{\circ}\text{C}$)؛ u_2 : سرعت باد در ارتفاع ۲ متری (m sec^{-1})؛ $e_a - e_d$: کمبود فشار بخار در ارتفاع ۲ متری ($\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$)؛ Δ : شیب منحنی فشار بخار ($\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$)؛ γ : ضریب سایکرومتری ($\text{KPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$)؛ ۹۰۰: ضریبی برای گیاه مرجع ($\text{KJ}^{-1} \text{kg}^{\circ}\text{K d}^{-1}$)؛ ۰/۳۴: ضریب باد برای گیاه مرجع (msec^{-1}) (۵).

کارایی مصرف نیتروژن به مقدار زیادی تحت تأثیر میزان، دفعات مصرف (تقسیم)، منبع، زمان و روش مصرف قرار دارد. مصرف یک باره نیتروژن، موجب هدر رفتن این عنصر غذایی پراهمیت شده و کارایی آن را کاهش داده و سبب آلوده شدن آب‌های زیرزمینی می‌شود (۳۱). در این آزمایش کوددهی در طول دوره رشد گیاه به صورت محلول در آب (کودآبیاری) و هم‌زمان با عملیات آبیاری در چهار مرحله (تقسیمی) به صورت ۱۵، ۳۰، ۳۰ و ۲۵ درصد کود اوره مورد نیاز گیاه انجام گرفت. مرحله اول کوددهی، ۴۵ روز بعد از شروع کشت و مراحل بعدی در فواصل زمانی ۱۰ روز بعد از مرحله اول انجام گرفت (۲۴). میزان کود اوره مورد نیاز برای تیمار ۱۰۰ درصد بر اساس درصد نیتروژن خاک مزرعه (جدول ۱)، نیاز کودی گیاه خیار به نیتروژن و درصد نیتروژن کود اوره (۴۶ درصد)، ۴۵۰ کیلوگرم در هکتار تعیین شد (۳۳). میزان کود اوره سایر تیمارها (صفر، ۲۵، ۵۰ و ۷۵ درصد) بر اساس میزان کود اوره تیمار ۱۰۰ درصد محاسبه شد. در هر نوبت کوددهی بر اساس تعداد کرت هر تیمار کودی، سطح کود اوره تیمار و درصد اوره در نظر گرفته شده در تقسیم، مقدار کود اوره مورد نیاز برای توزیع محاسبه شده و در داخل تانک کود ریخته شده و با آب مخلوط می‌گردید. سپس شیر ورودی ابتدای کرت‌های تیمار کودی باز شده و هم‌زمان با عملیات آبیاری، کوددهی انجام می‌گرفت. به منظور بررسی تأثیر تیمارهای آزمایش بر گیاه، با حذف ردیف‌ها و بوته‌های حاشیه، تعداد ۳ بوته در هر تیمار و تکرار معین شده و اندازه‌گیری صفات در طول دوره رشد و در انتهای فصل از آن‌ها صورت گرفت.

اندازه‌گیری شاخص کلروفیل برگ بوته‌های خیار در وسط دوره رشد با استفاده از دستگاه SPAD مدل CCM-200 ساخت شرکت

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس میانگین مربعات صفات مورد ارزیابی در خیار رقم kish-F1
Table 3- Results of analysis of variance mean squares of traits evaluated in cucumber cv Kish F1

منابع تغییرات S.O.V.	درجه آزادی (df)	عملکرد میوه Fruit yield	کارایی مصرف آب Water use efficiency	کارایی مصرف کود Fertilizer use efficiency	تعداد میوه در بوته Number of fruits per plant	شاخص کلروفیل Chlorophyll index	سطح برگ Leaf area
تکرار Replication	2	345424.6ns	36.9ns	3337.7ns	192.5ns	15.3ns	53.2ns
سطح اوره (a) Urea level (UL)	4	210108.8***	20.7***	620.1*	61.7***	41.0**	61634.0***
خطای (a) Error (a)	6	8426.0	0.3	77.3	3.3	3.1	1.1
آب مغناطیسی Magnetized water (MW)	1	356997.0***	39.2***	5664.2***	57.1***	1.6 ^{ns}	37623.1***
آب مغناطیسی × سطح اوره UL × MW	4	14683.0 ^{ns}	2.5**	1379.4**	16.0**	8.2 ^{ns}	8183.8 ^{ns}
خطای کل Total error	10	8506.1	0.5	67.7	2.5	3.9	3564.3
ضریب تغییرات (%) Cross validation	-	5.8	4.9	19.0	5.8	4.9	4.7

ns: غیرمعنی دار؛ **، *** و * به ترتیب، معنی دار در سطح ۱/۰، ۱ و ۵ درصد.

ns: no significant; *, ** and ***: significant at 0.1%, 1% and 5% respectively.

شاخص کلروفیل برگ

بر اساس یافته‌های پژوهش مشاهده شد که از نظر آماری میانگین شاخص کلروفیل تحت تأثیر تیمار آب مغناطیسی با یکدیگر اختلاف معنی دار نداشت (جدول ۵). دلیل اصلی کاهش کلروفیل برگ (در اثر تخریب و تجزیه)، وارد شدن تنش خشکی به گیاه می‌باشد (۲۸) که در تحقیق حاضر این تیمار وجود نداشت. نتایج تحقیق نیکبخت و همکاران (۲۸) نشان داد شاخص کلروفیل برگ در گیاهان ذرت تیمار شده با آب مغناطیسی ۱۰/۷ درصد نسبت به تیمار شاهد بیش تر بود.

کودآبیاری بوته‌ها موجب گردید بیش‌ترین میانگین شاخص

کلروفیل برگ در تیمارهای ۱۰۰ و ۷۵ درصد کود اوره حاصل شود (جدول ۴) که بطور معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد (سطح صفر درصد کود اوره) به ترتیب ۷/۳ و ۴/۴ (۱۹/۸ و ۱۱/۹ درصد به ترتیب) بیش تر شد. افزایش محتوی نیتروژن خاک سبب افزایش میزان نیتروژن برگ می‌شود و پاسخ فتوسنتز برگ به تابش تا حد زیادی وابسته به میزان نیتروژن برگ می‌باشد زیرا کلروفیل موجود در کلروپلاست بدون حضور نیتروژن یا کمبود آن قادر به سنتز نبوده و فعالیت فتوسنتز و کلروفیل با کمبود نیتروژن کاهش می‌یابد. بنابراین نیتروژن تأثیر مستقیم بر فتوسنتز دارد (۳۲).

جدول ۴- مقایسه میانگین اثرات کودآبیاری بر صفات اندازه‌گیری شده در گیاه خیار
Table 4- Comparison of the mean effects of fertigation on measured traits in cucumber

تیمار Treatment	عملکرد Yield (t/ha)	کارایی مصرف آب Water use efficiency (kg/m ³)	کارایی مصرف کود Fertilizer use efficiency (kg/kg)	تعداد میوه Number of fruits	سطح برگ Leaf area (cm ²)	شاخص کلروفیل Chlorophyll index
100%	47.4a	16.7a	33.3b	31.9a	1427.4a	41.1ab
75%	46.4a	16.3a	41.4ab	30.1a	1294.7b	44.0a
50%	41.6b	14.6b	40.6ab	26.9b	1269.4b	40.0b
25%	38.9b	13.1c	57.4a	25.8bc	1233.7b	40.5b
0%	35.6c	12.5c	---	24.1c	1149.6c	36.7c

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون، در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی دار ندارند.

Numbers followed by the same letter in the colmens, are not significantly differentns (P<0.05).

جدول ۵- مقایسه میانگین اثرات آب مغناطیسی بر صفات اندازه‌گیری شده در گیاه خیار

Table 5- Comparison of the mean effects of magnetized water on measured traits in cucumber

تیمار Treatment	عملکرد Yield (t/ha)	کارایی مصرف آب Water use efficiency (kg/m ³)	کارایی مصرف کود Fertilizer use efficiency (kg/kg)	تعداد میوه Number of fruits	سطح برگ Leaf area (cm ²)	شاخص کلروفیل Chlorophyll index
آب مغناطیسی Magnetized water	44.9a	15.8a	58.5a	29.1a	1310.4a	40.7a
آب غیرمغناطیسی No magnetized water	39.1b	13.5b	27.8b	26.4b	1239.5b	40.2a

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون، در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌دار ندارند.

Numbers followed by the same letter in the columns are not significantly differentns (P<0.05).

سطح برگ

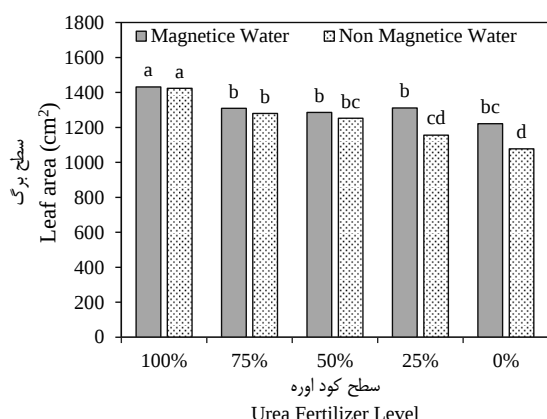
آبیاری بوته‌های خیار با آب مغناطیسی موجب افزایش متوسط سطح برگ به میزان ۷۰/۸ سانتی‌متر مربع (۵/۷ درصد) شد (جدول ۵). آبیاری با آب مغناطیسی سبب افزایش جذب آب و مواد غذایی توسط ریشه گیاه می‌شود. احتمالاً با افزایش جذب آب، آماس سلولی و در نتیجه پتانسیل فشاری آب در سلول، افزایش یافته بنابراین تقسیم سلولی در بافت‌های برگ بیش‌تر می‌شود. هم‌چنین در نتیجه افزایش جذب آب و مواد غذایی میزان پروتئین بافت‌ها افزایش یافته و فعالیت هورمون‌هایی که باعث رشد، تقسیم و کشیدگی سلول‌ها می‌گردد، بیش‌تر می‌شود. در نهایت تعداد برگ‌ها و سطح کل برگ گیاه، افزایش می‌یابد (۲۷، ۲۸). نتایج آزمایش دسوزا و همکاران (۸) نشان داد قرار دادن بذر گوجه‌فرنگی در میدان مغناطیسی متوسط سطح کل برگ و عملکرد گوجه‌فرنگی را به طور قابل توجهی افزایش داد.

در پژوهش حاضر، بیش‌ترین میانگین سطح برگ در تیمار ۱۰۰ درصد کود اوره (۱۴۲۷/۴ سانتی‌متر مربع) حاصل شد که نسبت به تیمار شاهد (۱۱۴۹/۶ سانتی‌متر مربع)، ۲۷۷/۸ سانتی‌متر مربع (۲۴ درصد) اختلاف داشت (جدول ۴). اختلاف متوسط سطح برگ بوته‌های خیار در سایر تیمارهای کود اوره (۷۵، ۵۰ و ۲۵ درصد) با یکدیگر معنی‌دار نشد ولی با تیمار شاهد این اختلاف معنی‌دار بود (به ترتیب ۱۴۵/۱، ۱۱۹/۸ و ۸۴/۱ سانتی‌متر مربع یا ۱۲/۶، ۱۰/۴ و ۷/۳ درصد). افزایش سطح برگ خیار در اثر مصرف کود اوره را می‌توان به نقش نیتروژن در ساخته شدن پروتئین آنزیم‌ها مربوط دانست. پروتئین‌های آنزیم، در تشکیل سلول‌های مریستمی و تقسیم سلولی دخالت دارد. بنابراین هر چه میزان نیتروژن در گیاه بیش‌تر باشد، مقدار بیش‌تری پروتئین تولید می‌شود. در نتیجه برگ‌ها بزرگ‌تر خواهد شد (۳۶). بیگی و همکاران (۶) نتیجه گرفتند اعمال سطوح مختلف نیتروژن بر گیاه خیار باعث تأثیر معنی‌داری بر سطح برگ شد.

بیگی و همکاران (۶) طی آزمایشی بر روی خیار مشاهده کردند کاربرد سطوح مختلف نیتروژن و مولیدن محلول، باعث افزایش معنی‌دار شاخص کلروفیل برگ شد. نتایج اثر متقابل دور آبیاری و مقدار نیتروژن مصرفی در کدوی تخم کاغذی نشان داد در هر دور آبیاری، میزان کلروفیل برگ گیاهان با افزایش میزان کود نیتروژن مصرف شده، افزایش یافت (۱۰).

با توجه به نتایج جدول ۴، مشاهده می‌شود افزایش میزان کود اوره مصرفی تا سطح ۷۵ درصد، موجب افزایش میزان کلروفیل و سبزیگی برگ شد. اما بعد از آن (سطح ۱۰۰ درصد کود اوره)، افزایش مصرف کود نیتروژن باعث کاهش ۷ درصد شاخص کلروفیل برگ شد. بر اساس نتایج جدول ۳، چنین نتیجه می‌گردد که کود نیتروژن اضافی مصرف شده بعد از سطح ۷۵ درصد، موجب افزایش رشد رویشی گیاه گردید (۱۹).

نتایج برهم‌کنش تیمار آب مغناطیسی و سطوح متفاوت کود اوره بر میانگین شاخص کلروفیل برگ نشان داد (شکل ۲) در هر سطح کود اوره، متوسط شاخص کلروفیل برگ در تیمار آب مغناطیسی نسبت به آب غیرمغناطیسی افزایش یافت. در مقایسه با تیمار شاهد (سطح کود اوره صفر درصد آب غیرمغناطیسی)، بیش‌ترین افزایش معنی‌دار در تیمار ۷۵ درصد کود اوره آب مغناطیسی (۷/۷ یا ۲۱/۱ درصد) و کم‌ترین افزایش، در تیمار صفر درصد کود اوره آب مغناطیسی (۰/۲ یا ۰/۴ درصد) حاصل شد. در تیمار صفر درصد کود اوره آب مغناطیسی، با وجود عدم کودآبیاری بوته‌های خیار، اما متوسط شاخص کلروفیل برگ بیش‌تر شد. در اثر نیروی القایی میدان مغناطیسی، نیروی کشش سطحی آب کاهش یافته، سیالیت و خاصیت تر کنندگی آن بیش‌تر می‌شود. در این شرایط حلالیت عنصرهای غذایی قابل دسترس برای گیاه نیز بیش‌تر شده، در نتیجه جذب آب و مواد غذایی توسط ریشه گیاه افزایش می‌یابد (۲۶ و ۱۲) که شرایط اخیر باعث افزایش جذب نیتروژن در تیمار آب مغناطیسی شد.

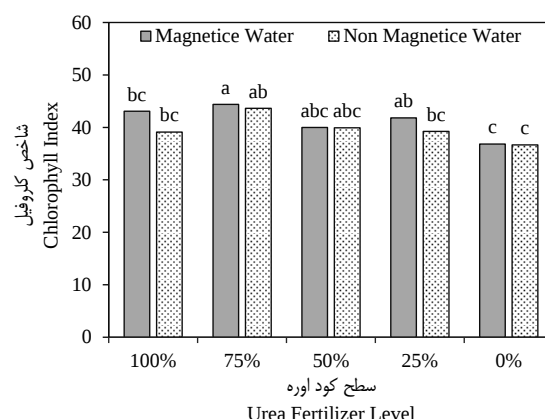


شکل ۳- مقایسه میانگین اثرات متقابل سطوح کود اوره و آب مغناطیسی بر سطح برگ

Figure 3- Mean comparison of interaction effects of urea fertilizer levels and magnetized water on leaf area

بررسی اثر متقابل آب مغناطیسی و شوری بر عملکرد خیار بوته‌ای گزارش دادند که عبور دادن آب آبیاری از میدان مغناطیسی باعث افزایش ۸۲ درصدی تعداد میوه در بوته نسبت به آب غیرمغناطیسی شد. در آزمایش شاهین و همکاران (۳۷) تعداد میوه خیار در هر مترمربع در تیمار بذر غیرمغناطیسی آبیاری شده با آب غیرمغناطیسی ۳۵ عدد و در تیمار بذر مغناطیسی آبیاری شده با آب مغناطیسی ۴۲ عدد به دست آمد.

مقایسه نتایج میانگین تعداد میوه خیار تحت تأثیر کاربرد سطوح متفاوت کود نیتروژن (اوره) نشان داد (جدول ۴)، بیش‌ترین میانگین تعداد میوه خیار در تیمار ۱۰۰ درصد کود اوره (۳۱/۹ عدد) بود که نسبت به تیمار شاهد (۲۴/۱ عدد)، ۷/۹ عدد (۳۲/۸ درصد) افزایش را نشان داد. هم‌چنین بین تیمارهای ۱۰۰ و ۷۵ درصد کود اوره اختلاف معنی‌داری حاصل نشد. با مصرف نیتروژن، کلروفیل برگ افزایش می‌یابد و در نتیجه فتوسنتز بیش‌تر شده و رشد رویشی، سطح برگ‌ها و تعداد شاخه‌های فرعی افزایش می‌یابد و این افزایش باعث کربن‌گیری بیش‌تر می‌شود. در نتیجه میزان مواد غذایی ساخته شده افزایش یافته که باعث گل‌دهی بیش‌تر و تولید میوه‌های بیش‌تر در بوته خیار می‌شود (۳۶). رستم‌زاده و همکاران (۳۳) گزارش دادند که بیش‌ترین تعداد میوه خیار در بوته‌های تیمار ۶۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به دست آمد که نسبت به تیمار شاهد، افزایش قابل توجهی را داشت. شادمهر و همکاران (۳۶) بیش‌ترین تعداد میوه در بوته خیار را در سطح کودی ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و کم‌ترین تعداد میوه شمارش شده را در تیمار شاهد به دست آوردند. بر اساس نتایج پژوهش حمزه‌ئی و بابایی (۱۰)، در دوره‌های متفاوت آبیاری (۶، ۹، ۱۲ و ۱۵ روز) بیش‌ترین و کم‌ترین تعداد میوه در بوته‌های کودی پوست کاغذی با کاربرد ۱۸۰ و صفر کیلوگرم بر هکتار اوره حاصل شد.



شکل ۲- مقایسه میانگین اثرات متقابل سطوح کود اوره و آب مغناطیسی بر شاخص کلروفیل

Figure 2- Mean comparison of interaction effects of urea fertilizer levels and magnetized water on Chlorophyll Index

بر اساس نتایج پژوهش مرادی مرجانه و همکاران (۲۵)، بیش‌ترین شاخص سطح برگ کدوی تخم کاغذی در تراکم‌های کشت ۲/۵، ۱/۲۵ و ۰/۶۲ بوته در مترمربع به ترتیب با کاربرد ۲۵۰، ۱۵۰ و ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار کود نیتروژن (۴/۲، ۳/۲ و ۰/۸ به ترتیب) حاصل شد. در کلیه تراکم‌ها، کم‌ترین شاخص سطح برگ با کاربرد ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار نیتروژن حاصل شد. در پژوهش آقایی و احسان‌زاده (۴) مقادیر شاخص سطح برگ کدوی تخم کاغذی با کاربرد صفر، ۱۲۰ و ۲۲۰ کیلوگرم در گرم در هکتار به ترتیب ۱/۱۶، ۱/۸۳ و ۲/۵۰ حاصل شد.

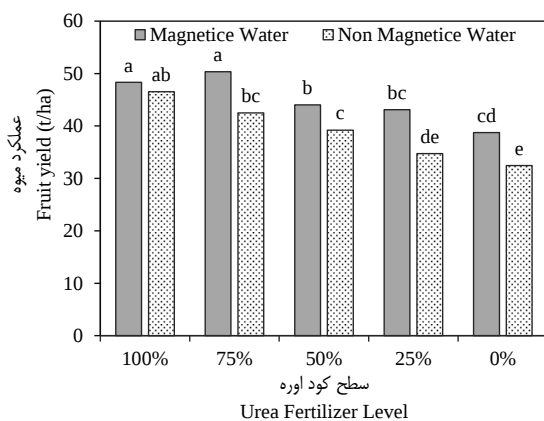
با توجه به نتایج شکل ۳، در کلیه سطوح کود اوره، متوسط سطح برگ تیمار آب مغناطیسی بیش‌تر از تیمار آب غیرمغناطیسی بود که این افزایش در سطوح ۱۰۰، ۷۵ و ۵۰ درصد کود اوره معنی‌دار و در سطوح ۲۵ و صفر درصد کود اوره غیرمعنی‌دار شد که بیش‌ترین اختلاف بین دو تیمار آب مغناطیسی و غیرمغناطیسی در تیمار ۲۵ درصد کود اوره (۱۵۵/۸ سانتی‌متر مربع یا ۱۳/۵ درصد) و کم‌ترین اختلاف در تیمار صفر درصد کود اوره (۱۴۳/۶ سانتی‌متر مربع یا ۱۳/۳ درصد) بود. متوسط سطح برگ تیمار صفر درصد کود اوره آب مغناطیسی به میزان ۶۵/۶ سانتی‌متر مربع (۵/۷ درصد) از تیمار ۲۵ درصد کود اوره آب غیرمغناطیسی بیش‌تر شد. جذب آسان آب و نیتروژن توزیع شده در تیمار آب مغناطیسی می‌تواند دلیل افزایش سطح برگ در این تیمار در هر سطح کود اوره باشد.

تعداد میوه در بوته

در تیمار آب مغناطیسی به طور متوسط ۲۹/۱ عدد میوه از بوته‌ها برداشت شد که نسبت به تیمار آب غیرمغناطیسی (۲۶/۴ عدد)، ۲/۸ عدد (۱۰/۵ درصد) بیش‌تر شد (جدول ۵). قنبری و همکاران (۹) در

اساس یافته‌های شاهین و همکاران (۳۷) عملکرد خیار در تیمار بذر و آب آبیاری غیرمغناطیسی ۴/۷۱ کیلوگرم در مترمربع و در تیمار بذر آب آبیاری مغناطیسی ۵/۸۸ کیلوگرم در مترمربع بود. هوزاین و عبدالقادوس (۱۵) گزارش کردند عملکرد بیولوژیک نخود در اثر تیمار آب مغناطیسی نسبت به آب معمولی ۳۹ درصد افزایش داشت. هوزاین و عبدالقادوس (۱۶) طی پژوهشی نتیجه گرفتند آبیاری گندم با آب مغناطیسی باعث افزایش تعداد دانه (۳۳/۳ درصد)، میزان کاه (۲۴/۶ درصد) و میزان محصول بیولوژیکی هر بوته (۲۸/۲ درصد) نسبت به آب غیرمغناطیسی شد.

تیمار بوته‌های خیار با سطوح متفاوت کود اوره باعث گردید متوسط عملکرد کل خیار در تیمارهای ۱۰۰ و ۷۵ درصد کود اوره (به ترتیب ۴۷/۴ و ۴۶/۴ تن در هکتار) نسبت به تیمار شاهد (۳۵/۶ تن در هکتار) به ترتیب ۱۱/۸ و ۱۰/۸ تن در هکتار (۳۳/۲ و ۳۰/۴ درصد به ترتیب) افزایش یابد اما اختلاف متوسط عملکرد این دو سطح کودی معنی‌دار نشد. هاشم‌آبادی و کاشی (۱۳) در بررسی اثر سطوح مختلف کود نیتروژن بر خیار پائیزه نتیجه گرفتند عملکرد تیمار ۱۸۰ کیلوگرم نیتروژن خالص در هکتار نسبت به تیمار شاهد ۶۶ درصد افزایش یافت. رستم‌زاده و همکاران (۳۳) بالاترین عملکرد خیار را از کاربرد ۶۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به میزان ۳۳۰/۹۹۵ گرم در بوته به دست آوردند. عالی و همکاران (۱) بیش‌ترین عملکرد خیار را در تیمار کودی ۱۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به میزان ۲۶/۲۶ تن در هکتار و کم‌ترین عملکرد را در تیمار شاهد و تیمار ۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به میزان ۲۱/۴۰۳ تن در هکتار مشاهده کردند.



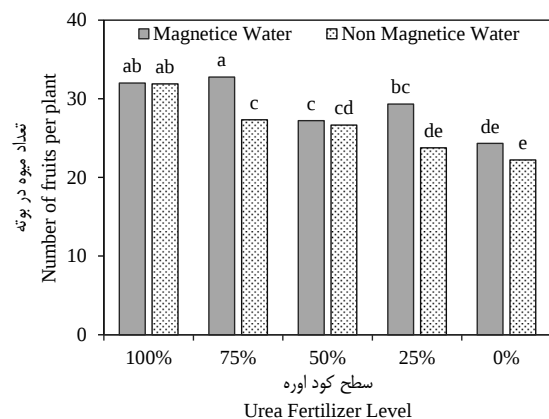
شکل ۵- مقایسه میانگین اثرات متقابل سطوح کود اوره و آب مغناطیسی بر عملکرد میوه

Figure 5- Mean comparison of interaction effects of urea fertilizer levels and magnetized water on yield

مقایسه نتایج برهم‌کنش تیمارهای آب مغناطیسی و سطوح کود اوره بر میانگین تعداد میوه خیار در بوته نشان داد (شکل ۴) در هر سطح کود اوره، آبیاری بوته‌ها با آب مغناطیسی باعث افزایش میانگین تعداد میوه در بوته شد که این افزایش در سطوح ۷۵ و ۲۵ درصد کود اوره معنی‌دار بود و در بقیه سطوح افزایش معنی‌دار نشد. بیش‌ترین متوسط تعداد میوه خیار در تیمار ۷۵ درصد کود اوره آب مغناطیسی (۳۲/۸ عدد) حاصل شد که نسبت به تیمار شاهد (۲۲/۲ عدد)، ۱۰/۶ عدد (۴۷/۷ درصد) افزایش داشت.

عملکرد کل

نتایج پژوهش حاضر نشان داد با وجود تأمین یکسان آب مورد نیاز بوته‌های خیار، میانگین عملکرد میوه در تیمار آب مغناطیسی (۴۴/۹ تن در هکتار) نسبت به تیمار آب غیرمغناطیسی (۳۹/۱ تن در هکتار)، ۵/۸ تن در هکتار (۱۴/۹ درصد) بیش‌تر شد (جدول ۵). در اثر عبور آب از میدان مغناطیسی کشش سطحی آن کاهش یافته و شکل املاح از حالت یونی به مولکولی تغییر می‌یابد به همین دلیل نیز نیروی اسمزی آب کاهش می‌یابد. در نتیجه ریشه‌ها بدون صرف انرژی بیش‌تر برای مقابله با نیروی اسمزی، آب و مواد غذایی را به راحتی از خاک جذب می‌کند (۱۷). با افزایش جذب آب و مواد غذایی توسط ریشه گیاه، میزان پروتئین بافت‌ها افزایش یافته، فعالیت هورمون‌هایی که باعث رشد، تقسیم و کشیدگی سلول‌ها می‌گردد بیش‌تر می‌شود. پس تعداد برگ‌ها و سطح برگ گیاه افزایش می‌یابد. در این شرایط میزان دریافت نور خورشید و عمل فتوسنتز توسط گیاه افزایش یافته، عملکرد و تولید محصول بیش‌تر می‌گردد (۲۷). بر



شکل ۴- مقایسه میانگین اثرات متقابل سطوح کود اوره و آب مغناطیسی بر تعداد میوه در بوته

Figure 4- Mean comparison of interaction effects of urea fertilizer levels and magnetized water on number of fruits per plant

تیمار بوته‌های خیار با سطوح متفاوت کود اوره باعث افزایش متوسط کارایی مصرف آب نسبت به تیمار شاهد شد که این افزایش در تیمارهای ۱۰۰، ۷۵ و ۵۰ درصد کود اوره مصرفی (به ترتیب ۴/۲، ۳/۸ و ۲/۱ کیلوگرم بر متر مکعب یا ۳۳/۲، ۳۰/۴ و ۱۶/۸ درصد) معنی‌دار و در تیمار ۲۵ درصد کود اوره، افزایش (۰/۶) کیلوگرم بر متر مکعب یا ۴/۷ درصد) غیرمعنی‌دار بود (جدول ۴). چنانچه مشاهده می‌گردد میانگین کارایی مصرف آب در دو سطح ۱۰۰ و ۷۵ درصد کود اوره در یک سطح آماری قرار گرفت. افزایش مصرف نیتروژن در شرایط آبیاری مطلوب، از طریق رشد سریع برگ‌ها، سرعت تکامل سطح سایه‌انداز گیاه را افزایش می‌دهد و موجب به حداقل رساندن تصعید آمونیم و کاهش تلفات آب از سطح خاک می‌شود. این وضعیت باعث افزایش عملکرد محصول و بهبود کارایی مصرف آب می‌گردد (۲۱). حمزه‌ئی و همکاران (۱۱) طی پژوهشی با کاربرد سطوح متفاوت کود اوره (صفر، ۱۳۰، ۲۶۰، ۳۹۰ و ۵۲۰ کیلوگرم در هکتار) بر روی گیاه کدو تخم کاغذی مشاهده کردند کم‌ترین و بیش‌ترین کارایی مصرف آب در تولید دانه (به ترتیب ۰/۷۶ و ۱/۱۷ کیلوگرم بر میلی‌متر) و در تولید میوه (به ترتیب ۴۴/۷۸ و ۶۵/۸۸ کیلوگرم بر میلی‌متر) با کاربرد صفر و ۳۹۰ کیلوگرم در هکتار کود اوره (به ترتیب) حاصل شد.

تأثیر متقابل آب مغناطیسی و سطوح متفاوت کود اوره بر مقادیر متوسط کارایی مصرف آب و هم چنین روند تغییرات آن (شکل ۶) نشان داد در هر سطح کود اوره کاربرد آب مغناطیسی باعث افزایش متوسط کارایی مصرف آب شد که این افزایش در تیمارهای ۷۵، ۵۰، ۲۵ و صفر درصد کود اوره مصرفی معنی‌دار بود. بیش‌ترین افزایش در سطح کود اوره ۲۵ درصد (۴/۱ کیلوگرم بر متر مکعب یا ۳۷/۱ درصد) به دست آمد. روند تغییرات متوسط کارایی مصرف آب نشان داد که در تیمار آب غیرمغناطیسی، با کاهش میزان کود مصرفی، متوسط کارایی مصرف آب نیز کاهش یافت که این کاهش در تیمارهای ۲۵ و صفر درصد کود اوره غیرمعنی‌دار بود اما در تیمار آب مغناطیسی، روند تغییرات افزایش متوسط کارایی مصرف در تیمار ۷۵ درصد کود اوره نسبت به تیمار ۱۰۰ درصد را نشان داد که نسبت به تیمارهای ۱۰۰ درصد کود اوره آب مغناطیسی و غیرمغناطیسی به ترتیب ۰/۷ و ۲/۷ کیلوگرم بر متر مکعب (۴/۱ و ۱۸/۴ درصد) بیش‌تر شد. بنابراین با توجه به نتایج حاصل، با عبور دادن آب آبیاری از میدان مغناطیسی می‌توان ۲۵ درصد در مصرف کود اوره برای تولید خیار کاهش داد. افخمی (۳) گزارش داد تیمار محلول‌پاشی کود مغناطیسی نسبت به تیمار محلول‌پاشی غیرمغناطیسی سبب افزایش متوسط کارایی مصرف آب در وزن تر و خشک ذرت (به ترتیب ۴ و ۶/۵ درصد) شد.

آقای و احسان‌زاده (۴) مشاهده کردند بیش‌ترین عملکرد میوه و دانه (به ترتیب ۴۶۵۱۵ و ۹۸۷ کیلوگرم در هکتار) در تیمار شاهد (صفر کیلوگرم کود نیتروژن در هکتار) و کم‌ترین عملکرد میوه و دانه (به ترتیب ۳۵۸۶۴ و ۷۱۴ کیلوگرم در هکتار) با کاربرد ۲۲۰ کیلوگرم کود نیتروژن در هکتار حاصل شد. بر اساس نتایج پژوهش مرادی مرجانه و همکاران (۲۵) بیش‌ترین و کم‌ترین عملکرد میوه کدوی تخم کاغذی (به ترتیب ۵۹۷۱۴ و ۵۷۷۶۰ کیلوگرم در هکتار) در تیمارهای ۱۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم کود نیتروژن در هکتار (به ترتیب) و بیش‌ترین و کم‌ترین عملکرد دانه کدوی تخم کاغذی (به ترتیب ۵۳۸/۱ و ۳۷۳/۹ کیلوگرم در هکتار) در تیمارهای ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم کود نیتروژن در هکتار (به ترتیب) حاصل شد.

نتایج اثر متقابل آب مغناطیسی و سطوح کود اوره بر میانگین عملکرد کل میوه خیار در هکتار (شکل ۵) نشان داد در هر سطح کودی، استفاده از آب مغناطیسی برای آبیاری بوته‌ها باعث افزایش متوسط عملکرد کل نسبت به آب غیرمغناطیسی شد که این افزایش بجز سطح ۱۰۰ درصد کود اوره در بقیه سطوح کودی، معنی‌دار بود. بیش‌ترین متوسط عملکرد کل میوه خیار در تیمار ۷۵ درصد کود اوره آب مغناطیسی حاصل شد که نسبت به تیمار شاهد (صفر درصد کود اوره آب غیرمغناطیسی)، ۱۷/۹ تن در هکتار (۵۵/۱ درصد) بیش‌تر بود. متوسط عملکرد کل تیمار ۷۵ درصد کود اوره آب مغناطیسی با وجود عدم اختلاف معنی‌دار با تیمارهای ۱۰۰ کود اوره آب مغناطیسی و غیرمغناطیسی، ولی نسبت به آن‌ها به ترتیب ۲ و ۳/۸ تن در هکتار (۴/۱ و ۸/۲ درصد به ترتیب) بیش‌تر شد. در حالت کلی با توجه به شکل ۵ چنین نتیجه می‌شود که با کودآبیاری مغناطیسی بوته‌های خیار در سطح ۷۵ درصد کود اوره، علاوه بر ۲۵ درصد صرفه‌جویی در مصرف کود اوره، متوسط عملکرد کل کاهش معنی‌دار نخواهد یافت. کاهش میزان کود اوره مصرفی، علاوه بر صرفه‌جویی اقتصادی و افزایش سود خالص، از بروز مشکلات زیست محیطی نیز ممانعت می‌کند.

کارایی مصرف آب

در مناطق خشک و نیمه‌خشک که کمبود آب وجود دارد، هر راه‌کاری که به ازای واحد آب مصرفی، تولید محصول را بیش‌تر نماید باعث افزایش کارایی مصرف آب خواهد شد. با توجه به جدول ۵، مشاهده می‌شود با کاربرد میزان آب ثابت برای کلیه تیمارهای مورد آزمایش، متوسط عملکرد محصول در آب مغناطیسی موجب افزایش معنی‌دار متوسط کارایی مصرف آب (۲/۳ کیلوگرم بر متر مکعب یا ۱۳ درصد) نسبت به تیمار آب غیرمغناطیسی شد. نیکبخت و همکاران (۲۷) گزارش دادند آبیاری ذرت با آب مغناطیسی سبب افزایش ۹ درصدی متوسط کارایی مصرف آب نسبت به آب معمولی شد.

کارایی مصرف کود اوره

یافته‌های پژوهش حاضر نشان داد کودآبیاری مغناطیسی به علت اثرات مثبت میدان مغناطیسی بر جذب آب و نیتروژن محلول، باعث افزایش معنی‌دار متوسط کارایی مصرف کود اوره به میزان ۳۰/۷ کیلوگرم بر کیلوگرم (۱۱۰/۵ درصد) شد (جدول ۵). افخمی (۳) مشاهد کرد که محلول پاشی کود مغناطیسی باعث ۴۰ درصد افزایش معنی‌دار کارایی مصرف کود شد.

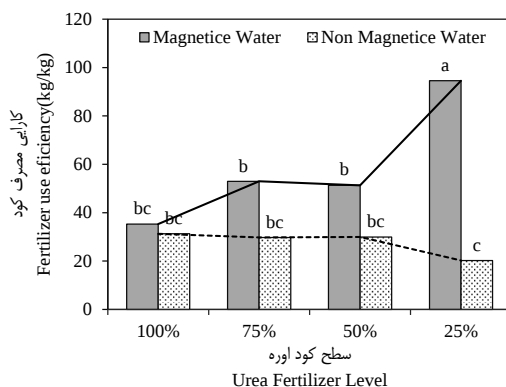
مقایسه مقادیر میانگین کارایی مصرف کود در سطوح متفاوت کود اوره (جدول ۴) نشان داد بیش‌ترین متوسط کارایی مصرف کود اوره (۵۷/۴ کیلوگرم (اختلاف عملکرد میوه نسبت به شاهد) بر کیلوگرم (کود اوره مصرفی) در تیمار ۲۵ درصد کود اوره و کم‌ترین میانگین کارایی مصرف کود اوره با مقدار ۳۳/۳ کیلوگرم بر کیلوگرم در تیمار ۱۰۰ نیاز کود اوره حاصل شد. این مقدار در تیمارهای ۵۰ و ۷۵ درصد کود اوره به ترتیب ۴۰/۶ و ۴۱/۴ کیلوگرم بر کیلوگرم به دست آمد. بنابراین بر اساس یافته‌های این آزمایش چنین نتیجه می‌گردد که با وجود افزایش عملکرد میوه خیار با افزایش میزان کود اوره داده شده به آن، ولی کارایی مصرف کود اوره با افزایش میزان کود اوره توزیع شده کاهش یافت. در حالت کلی در این تحقیق، بهترین سطح مصرف کود اوره در تولید خیار، ۷۵ درصد نیاز کود اوره حاصل شد. بر اساس نتایج آزمایش حمزه‌ئی و همکاران (۱۱) بر روی کدو تخم کاغذی، بیش‌ترین و کم‌ترین کارایی مصرف کود اوره در تولید دانه (به ترتیب ۱/۲۴ و ۰/۸۱ کیلوگرم بر کیلوگرم) با مصرف ۳۹۰ و ۵۲۰ کیلوگرم کود اوره در هکتار حاصل شد.

نتایج مقایسه میانگین‌های کارایی مصرف کود اوره تحت تأثیر متقابل آب مغناطیسی و سطوح کود اوره و روند تغییرات آن در شکل ۷ آورده شده است. یافته‌های آزمایش نشان داد در هر سطح کود اوره، کاربرد آب مغناطیسی باعث افزایش متوسط کارایی مصرف کود اوره

نسبت به آب غیرمغناطیسی شد. اختلاف ایجاد شده بین متوسط کارایی مصرف کود اوره دو تیمار آب، با کاهش سطح کود اوره بیش‌تر گردید که بیش‌ترین اختلاف در سطح ۲۵ درصد کود اوره به میزان ۷۴/۳ کیلوگرم بر کیلوگرم (۳۶۷ درصد) به دست آمد. هم چنین نتایج نشان داد در تیمار آب غیرمغناطیسی، متوسط کارایی مصرف کود اوره در تمام تیمارهای کودآبیاری اختلاف معنی‌دار با یکدیگر نداشت و روند تغییرات از سطح ۱۰۰ درصد کود اوره به ۵۰ درصد، کاهش با شیب ملایم و از ۵۰ به ۲۵ درصد کود اوره با شیب شدید بود (شکل ۷) که کم‌ترین متوسط کارایی مصرف کود اوره نیز در تیمار ۲۵ درصد سطح کود اوره (۲۰/۲ کیلوگرم بر کیلوگرم) حاصل شد. اما در تیمار آب مغناطیسی روند تغییرات برعکس تیمار آب غیرمغناطیسی بود و از تیمار ۱۰۰ درصد کود اوره به ۲۵ درصد، مقادیر متوسط کارایی مصرف کود اوره افزایش یافت. بیش‌ترین متوسط کارایی مصرف کود اوره در تیمار آب مغناطیسی، در سطح کود اوره ۲۵ درصد (۹۴/۶ کیلوگرم بر کیلوگرم) و کم‌ترین کارایی مصرف کود اوره در تیمار ۱۰۰ درصد کود اوره (۳۵/۳ کیلوگرم بر کیلوگرم) به دست آمد (۵۹/۲ کیلوگرم بر کیلوگرم یا ۱۶۷/۹ درصد افزایش معنی‌دار).

نتیجه‌گیری

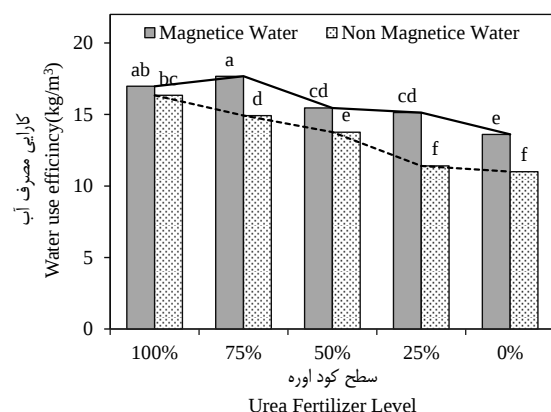
در پژوهش حاضر تأثیر توأمان آب مغناطیسی و کودآبیاری با سطوح متفاوت کود اوره بر عملکرد و کارایی مصرف آب و کود اوره مورد بررسی و پژوهش قرار گرفت. نتایج نشان داد تحت تأثیر تیمار آب مغناطیسی، میانگین سطح برگ، تعداد میوه در بوته، عملکرد خیار، کارایی مصرف آب و کارایی مصرف کود اوره نسبت به تیمار آب غیرمغناطیسی افزایش معنی‌دار یافت.



شکل ۷- مقایسه میانگین اثرات متقابل سطوح کود اوره و آب

مغناطیسی بر کارایی مصرف کود اوره

Figure 7- Mean comparison of interaction effects of urea fertilizer levels and magnetized water on urea fertilizer use efficiency



شکل ۶- مقایسه میانگین اثرات متقابل سطوح کود اوره و آب مغناطیسی

بر کارایی مصرف آب

Figure 6- Mean comparison of interaction effects of urea fertilizer levels and magnetized water on water use efficiency

بهترین سطح کودآبیاری با کود اوره در منطقه مورد مطالعه (زنجان) ۷۵ درصد نیاز کودی گیاه خیار به کود اوره حاصل شد که استفاده از میدان مغناطیسی، منجر به افزایش معنی دار تأثیر کود اوره استفاده شده، گردید.

تیمار گیاهان خیار با سطوح متفاوت کود اوره بر کلیه صفات مورد ارزیابی تأثیر معنی داری گذاشت. بر اساس نتایج برهم کنش سطوح متفاوت کود اوره و آب مغناطیسی، در هر سطح کود اوره، عبور آب آبیاری از میدان مغناطیسی باعث افزایش میانگین صفات اندازه گیری شده در این پژوهش شد. با توجه به نتایج کلی حاصل از این پژوهش،

منابع

- 1- AAli J., Nouri M., and Kashi A.K. 2015. Effect of sources and amounts of nitrogen, Urea foliar and Fosamco food solution on yield and growth characteristics of cucumber (*Cucumis sativus*). Journal of Vegetables Sciences 1(1): 37-48. (In Persian with English abstract)
- 2- Acar B., Paksoy M., Turkmen O., and Seymen M. 2008. Irrigation and nitrogen level affect lettuce yield in greenhouse condition. African Journal of Biotechnology 7(24): 4450-4453.
- 3- Afkhami M. 2015. Effect of foliar of magnetic fertilizer on yield and water productivity of Maize (Cv. Maxima). M.Sc. thesis in Irrigation and Drainage Engineering, University of Zanjan, Iran. (In Persian with English abstract)
- 4- Aghaei A.H., and Ehsanzadeh P. 2012. Effect of water deficit stress and nitrogen on yield and some physiological parameters of oilseed pumpkin (*Cucurbita pepo* L.). Iranian Journal of Horticultural Science 42(3): 291-299. (In Persian with English abstract)
- 5- Allen R.G., Periera L.S., Raes D., and Smith M. 1998. Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). FAO Irrigation and Drainage Paper. No.56, Rome. Italy.
- 6- Beigi S., Golchin A., and Shafiei S. 2011. The effects of different levels of nitrogen and molybdenum in nutrient solution on quantitative and qualitative traits and nitrate concentration of cucumber in hydroponic culture. Journal of Science and Technology of Greenhouse Culture 2(2): 37-49. (In Persian with English abstract)
- 7- Cheikh O., Elaoud A., Ben Amor H., and Hozayn M. 2018. Effect of permanent magnetic field on the properties of static water and germination of cucumber seeds. International Journal of Multidisciplinary and Current Research 6: 108-116.
- 8- De Souza A., Garcí D., Sueiro L., Gilart F., Porras E., and Licea L. 2006. Pre-Sowing magnetic treatments of tomato seeds increase the growth and yield of plants. Bioelectromagnetics 27(4): 247-257.
- 9- Ghanbari S., Kaviani A., and Nouri Ghidari M.H. 2016. Investigation of interaction effects of magnetic water and salinity on cucumber yield (native cultivar of Qazvin). 4th National Conference on Applied Research in Agriculture Science, 18 November, Nikan's High Educational Institute, Tehran, Iran. (In Persian)
- 10- Hamzei J., and Babaei M. 2017. Response of morphological traits, yield and yield components of pumpkin (*Cucurbita pepo* L.) to the integrated management of irrigation intervals and nitrogen fertilizers. Journal of Crop Production 9(4): 17-35. (In Persian with English abstract)
- 11- Hamzei J., Babaei M., and Khorramdel S. 2015. Effects of different irrigation regimes on fruit production, oil quality, water use efficiency and agronomic nitrogen use efficiency of pumpkin. Agroecology 7(1):99-108. (In Persian with English abstract)
- 12- Hashemabadi D. 2017. The activity of superoxide dismutase and peroxidase enzymes under the influence of water and irrigation intervals to ornamental periwinkle. 48(1):49-59. (in Persian with English abstract)
- 13- Hashemabadi D., and Kashi A. 2004. Effects of different levels of nitrogen and poultry manure on quantitative and qualitative characteristics of autumn growing cucumber. Journal of Water and Soil Science 8(2): 25-33. (In Persian with English abstract)
- 14- Heidarpour M., Khoshravesh M., and Moshaveri Y. 2016. Effect of magnetized saline water on soil and water amendment in trickle irrigation. Journal of Water and Soil Conservation, 23(2):179-193. (in Persian with English abstract)
- 15- Hozayn M., and Abdul Qados M.S.A. 2010a. Irrigation with magnetized water enhances growth, chemical constituent and yield of chickpea (*Cicer arietinum* L.). Agriculture and Biology Journal of North America 1(4): 671-676.
- 16- Hozayn M., and Abdul Qados M.S.A. 2010b. Magnetic water application for improving wheat (*Triticum aestivum* L.) crop production. Agriculture and Biology Journal of North America 1(4): 677-682.
- 17- Imani M. 2015. Effect of irrigation frequency using magnetized water on yield and water productivity of Maize (Cv. Maxima). M.Sc. thesis in Irrigation and Drainage Engineering, University of Zanjan, Iran. (In Persian with English abstract)
- 18- Issa F.H., Shanoon R.W. and El Kaaby E.J. 2016. Effect of magnetized water with spraying (Amino Alexine) on growth and yield of (*Cucumis sativus* L.) growth in plastic house. Journal of University of Duhok 19(1): 418-424. (Special Issue).

- 19- Javaheri Sh., Abdollahian-Noghabi M., Kashani A., Habibi D., and Noshad H. 2011. Determine relationship of leaf chlorophyll concentration and yield using chlorophyll meter in sugar beet. *New Finding in Agriculture*, 5(4):355-365. (In Persian with English abstract)
- 20- Karimi A., Homae M., Moezardalan M., Liaghat A.M., and Raiesi F. 2006. Effect of fertigation on yield and water use efficiency on corn in a tape irrigation system. *Journal of Agricultural Science* 12(3):561-575. (In Persian with English abstract)
- 21- Lack Sh., Naderi A., Siadat S.A., Ayenehband A., and Noormohammadi Gh. 2006. Effect of different levels of nitrogen and plant density on grain yield and its components and water use efficiency of maize (*Zea mays* L.) cv. SC. 704 under different moisture conditions in Khuzestan. *Iranian Journal of Crop Sciences* 8(2):153-170. (In Persian with English abstract)
- 22- Maghami R., Zahedi M., and Gheysari M. 2014. Effects of nitrogen application and irrigation water on grain yield and water use efficiency of Safflower in Isfahan. *Journal of Crop Production and Processing* 4(11): 1-13. (In Persian with English abstract)
- 23- Mahmoudi Gh., Ghanbari A., Rastgoo M., Gholi Zade M., and Tahmasebi I. 2016. Evaluating the magnetic field effects on growth and yield of Chickpea (*Cicer arietinum*) under Mashhad climatic conditions. *Iranian Journal of Field Crops Research* 14(2): 380-391. (In Persian with English abstract)
- 24- Mohseni A., Mirseyed Hosseini H., and Abbasi F. 2012. Comparison of fertigation with surface broadcast fertilizer method in water, fertilizer use efficiency, yield, component yield of corn and losses of nitrogen. *Journal of Water and Soil* 26(5): 1181-1189. (In Persian with English abstract)
- 25- Moradi Marjane E., Banayan Aval M., Rezvani Moghaddam P., and Shabahang J. 2014. Effects of different amounts of nitrogen and plant density on yield, yield components and seed oil percentage of pumpkin (*Cucurbita pepo* L.). *Agroecology* 6(1): 21-30. (In Persian with English abstract)
- 26- Nikbakht J., and Rezaee E. 2017. Effect of different levels of wastewater and magnetized water on yield and water use efficiency in maize and some of soil physical properties. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 48(1):63-75. (in Persian with English abstract)
- 27- Nikbakht J., and Talei A. 2019. Effect of magnetized water on hydraulic properties of tape irrigation system and yield and water use efficiency in maize. *Journal of Water and Soil Resources Conversation* 8(4): 21-36. (In Persian with English abstract)
- 28- Nikbakht J., Khandeh Rouyan M., Tavakkoli A., and Taheri M. 2014. Effect of deficit irrigation with magnetized water on yield and water productivity of maize. *Journal of Water Research in Agriculture* 27(4): 551-563. (In Persian with English abstract)
- 29- Noshad H., and Khayamim S. 2017. Effect of soil nitrogen on some physiological characteristics and quality of sugar beet. *Iranian Journal of Field Crop Science* 48(1): 11-24. (In Persian with English abstract)
- 30- Nweke I.A., and Nsoanya L.N. 2015. Effect of cow dung and urea fertilization on soil properties, growth and yield of cucumber (*Cucumis sativus* L.). *Journal of Agriculture and Ecology Research International* 3(2): 81-88
- 31- Rafatjoo Gh., Paknejad F., and Nabi Ilkai M. 2017. Various amounts and methods of application of nitrogen fertilizer on yield parameters of maize. *Journal of Agronomy and Plant Breeding* 12(4):51-65. (In Persian with English abstract)
- 32- Rezaei A., Rahimzadeh Khoei F., Jafarzadeh Kenarsari M., Yarnia M., and Ashraf Jafari A. 2015. Response of leave chlorophyll, sink capacity and yield components to the application of Rhizobium and mineral nitrogen in different densities of soybean. *Crop Physiology Journal* 7(27):21-36. (In Persian with English abstract)
- 33- Rostamzadeh A., Golchin A., and Mohammadi J. 2013. The Effects of different sources and rates of nitrogen on nitrogen use efficiency and cucumber yield. *Water and Soil Science* 23(1): 15-26. (In Persian with English abstract)
- 34- Saeed K.S., Ahmed S.A., Hassan I.A., and Ahmed P.H. 2015. Effect of bio-fertilizer and chemical fertilizer on growth and yield in cucumber (*Cucumis sativus* L.) in green house condition. *American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Sciences* 15(3): 353-358.
- 35- Servati M., Teimourian N., Bariklou A., and Nazari Sh. 2016. Increasing of water use efficiency and pea yield by fertigation technology. The 6th Iranian Pulse Crops Symposium, 28 April, Khorram-Abad, Iran. (In Persian)
- 36- Shadmehr E., Golchin A., and Shafiey S. 2011. Effects of nitrogen source and amount, and foliar application methods of urea and micronutrients on the yield and growth characteristics in cucumber, *Cucumis sativus* cv. Royal. *Agroecology Journal* 6(4): 23-33. (In Persian with English abstract)
- 37- Shahin M.M., Mashhour A.M.A., and Abd-Elhady E.S.E. 2016. Effect of magnetized irrigation water and seeds on some water properties, growth parameter and yield productivity of cucumber plants. *Current Science International* 5(2): 152-164.
- 38- Silva P.S.L., Rodrigues V.L.P., de Medeiros J.F., de Aquino B.F., and da Silva, J. 2007. Yield and quality of melon fruits as a response to the application of nitrogen and potassium doses. *Revista Caatinga* 20(1): 43-49.
- 39- Zarrabi M.M., Mafakheri S., and Kaviani A. 2017. Comparison of the effect of irrigation with ordinary and magnetic water on morphological and physiological characteristics of corn under drought tension conditions. *Crop Physiology Journal* 9(35): 39-54. (In Persian with English abstract)



Interaction of Urea Fertilizer and Magnetized Water on Yield and Water and Fertilizer Use Efficiency in Cucumber (*Cucumis sativus* cv. Kish F1)

J. Nikbakht^{1*} - V. Eshghi² - T. Barzegar³ - A.R. Vaezi⁴

Received: 11-11-2019

Accepted: 04-04-2020

Introduction: In arid and semi-arid regions such as Iran, water shortage and soil absorbable nutrients deficiency are limiting factors of plants growth. Nutrient deficiencies are compensated by chemical fertilizers. The main issue in fertilizer consumption is to use the optimal amount of fertilizer that increases water and fertilizer use efficiency. One of the newest and most effective approach for efficient use of water in agriculture is to magnetize the irrigation water. For producing magnetized water, it is crossed through a permanent magnetic field. By crossing water through a magnetic field, its physical and chemical properties improve. The aim of current research was, investigating the effect of urea fertigation by magnetized water on yield, water and fertilizer use efficiency in cucumber cv. Kish F1.

Materials and Methods: This study was performed as split plot experiment based on completely randomized block design with three replications from June to November 2018 on cucumber cultivate Kish F1 at the Research Farm of Agricultural Faculty, University of Zanjan, Iran. The treatments consisted nitrogen fertilizer levels at 5 levels from urea source (0%, 25%, 50%, 75% and 100% crop fertilizer requirement) and irrigation water (magnetized and no magnetized water). The treatment of 0% urea fertilizer and no magnetized water were considered as control. For crops irrigation, tape-drip irrigation system was used and for magnetizing of water, an electromagnetic field with 0.1 tesla was used. The crop water requirements were calculated by FAO-Penman-Monteith Approach on a daily basis using on-time weather parameters data of Zanjan Station. The irrigation frequency was 3 days. During the growth period, fertilization was done as fertigation approach on four times (15%, 30%, 30% and 25% of total crop urea fertilizer requirement). The first fertilization was applied 45 days after planting and the rests was carried out as 10-day periods after first fertilization.

Results and Discussion: The effect of urea fertilizer levels were significant at 0.1% level on yield, water use efficiency, number of fruits and leaf area, at 1% on chlorophyll index and at 5% on fertilizer use efficiency. Magnetized water was significant at 0.1% level on the all evaluated traits, except chlorophyll index. Treatment interaction effects were significant on water use efficiency, urea fertilizer use efficiency and number of fruits at 1% and no significant effect on the rest of traits. Compared with control, the highest and lowest increase in mean chlorophyll index were in 75% and 0.0% urea fertilizer level and magnetized water (21.1% and 0.4% respectively). At any urea fertilizer level, mean leaf area in magnetized water treatment was greater than no magnetized water treatment. Maximum and minimum difference between magnetized and not magnetized water treatments were in 25% and 0.0% urea fertilizer level (155.8 and 143.6 cm², respectively). Based on treatments interaction, maximum mean of fruits number, achieved in 75% urea fertilizer level-magnetized water (32.8 number). It was 47.7% more than control. Maximum mean of cucumber yields with 50.3 t/ha, were in 75% urea fertilizer level-magnetized water that it increased 17.9, 2 and 3.8 t/ha compared with control, 100% urea fertilizer level-magnetized and no magnetized water, respectively. Results showed that application of magnetized water to irrigate plants, increased water use efficiency. Maximum water use efficiency achieved in 25% urea fertilizer level and magnetized water as much as 17.7 kg/m³. The trend of variations in mean water use efficiency showed, in no magnetized water, by reducing the application amount of urea fertilizer, averages of water use efficiency decreased but in magnetized water treatment, the trend of variations were incremental from 100% to 75% urea fertilizer level. On results, at each level of urea fertilizer treatment, using magnetized water for plant irrigating, increased mean of fertilizer use efficiency compared no magnetized water treatment. Maximum difference between means of urea fertilizer use efficiency at magnetized and no magnetized water was achieved in 25% urea fertilizer level as 74.3 Kg/Kg (367%). The results also showed, the trend of variations in mean urea

1 and 2- Associate Professor and M.Sc. Graduated of Water Engineering, Department of Water Engineering, University of Zanjan, respectively.

(*- Corresponding Author Email: nikbakht.jaefar@znu.ac.ir)

3- Associate Professor, Department of Horticultural Science, University of Zanjan

4- Professor, Department of Soil Science, University of Zanjan

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.83971

fertilizer use efficiency at no magnetized water were decreasing from 100% to 25% urea fertilizer level but at magnetized water, the trend was increasing.

Conclusion: based on results of the current research, the optimum urea fertilizer level in Zanjan Region for cucumber is 75% urea fertilizer requirement, which by applying magnetized water to irrigate cucumber plants, mean of yield increases. In this case, in addition to save 25% of urea fertilizer amount, it is also prevented environmental problems.

Keywords: Cucumber, Fertigation, Fertilizer use efficiency, Magnetized water, Water use efficiency



مقاله علمی-پژوهشی

کاربرد دو تکنیک داده کاوی برای تهیه نقشه پراکنش مکانی کربن آلی خاک (مطالعه موردی: کرانه شرقی دریاچه ارومیه)

امین موسوی^۱ - فرزین شهبازی^{۲*} - شاهین اوستان^۳ - علی اصغر جعفرزاده^۴ - بودیمین میناسنی^۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۸/۲۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۲/۰۸

چکیده

در این پژوهش، از دو مدل جنگل تصادفی و کیوبیست به عنوان یکی از پرکاربردترین تکنیک‌های نوین داده کاوی برای تهیه نقشه رقومی کربن آلی خاک در ساحل شرقی دریاچه ارومیه استفاده شد. بدین منظور با استفاده از روش نمونه برداری تصادفی مرتب شده در منطقه‌ای به وسعت ۵۰۰ کیلومتر مربع تعداد ۱۳۱ نمونه خاک سطحی (عمق ۱۰-۰ سانتی متری) و از دوسایت جداگانه برداشت شد. متغیرهای کمکی مورد استفاده در این تحقیق شامل شش باند مستقل برگرفته از تصویر OLI ماهواره لندست ۸ (باندهای ۲ تا ۷)، تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) باندها و همچنین تعداد ۱۴ شاخص ترکیبی مربوط به تیرماه سال ۱۳۹۶ می‌باشد. نتایج پیش‌بینی مدل در مرحله آزمون (۲۵ درصد داده‌ها) نشان داد که مدل جنگل تصادفی با مقادیر $(ME = 0.01, RMSE = 0.16, R^2 = 0.89)$ و $(ME = 0.03, RMSE = 0.21, R^2 = 0.85)$ صحت و کارایی بالاتری نسبت به مدل کیوبیست دارد. همچنین نتایج رتبه‌بندی اهمیت متغیرهای کمکی برای پیش‌بینی کربن آلی خاک نشان داد که پارامترهای شاخص مرئی مقاومت اتمسفریک (VARI)، شاخص گیاهی نرمال شده (NDVI)، شاخص سنگی شده آهک دو (CRI2) و شاخص سنگی شده آهک یک (CRI1) دارای بیشترین تأثیر و شاخص گِج (GI) و برخی باندهای مستقل از جمله باند ۵ (B5) و باند ۳ (B3) اهمیت کمتری نسبت به سایر شاخص‌ها دارند. به‌طور کلی نتایج نشان داد که مدل جنگل تصادفی در مقایسه با مدل کیوبیست به نحو مطلوبی قادر به مدل‌سازی و پیش‌بینی پراکنش مکانی کربن آلی خاک در منطقه مورد مطالعه بوده است.

واژه‌های کلیدی: جنگل تصادفی، کیوبیست، متغیرهای کمکی، مدل‌سازی، نقشه‌برداری رقومی

مقدمه

لذا پژوهش‌های انجام گرفته در خاک‌های مناطق مختلف کشور می‌تواند منجر به ایجاد یک پایگاه داده از خاک‌ها شده و نیازهای کاربران مختلف را تأمین نماید.

در حال حاضر بیش از هر زمان دیگری به اطلاعات و نقشه‌های خاک با دقت و صحت بالاتری نیاز می‌باشد و برای تهیه نقشه‌هایی با قدرت تفکیک مکانی بالا و یا حتی کمی نمودن مدیریت اراضی بایستی از تحول رقومی شدن بهره گرفت (۴۱). اصلاح و مدیریت اصولی منابع خاک و همچنین تهیه نقشه‌های پوشش گیاهی و خصوصیات مختلف خاک نیاز به اطلاعات کمی، به روز و دقیق دارد و این امر با کاربرد تصاویر ماهواره‌ای که قابلیت زیادی دارند بیش از پیش آسان شده است. تهیه چنین نقشه‌هایی با استفاده از داده‌های سهل‌الوصول برگرفته از تصاویر ماهواره‌ای در مقایسه با روش‌های سنتی و معمول به‌عنوان لایه اطلاعاتی در محیط سامانه اطلاعات

خاک‌ها به عنوان یکی از عوامل اصلی و ارکان مهم در توسعه پایدار و تولید محسوب می‌شوند به‌طوری که آگاهی از ویژگی‌ها و چگونگی توزیع آن‌ها از جمله پایش و ارزیابی تغییرات کربن آلی خاک^۱ به عنوان یک شاخص مهم در ارزیابی حاصلخیزی، تخریب اراضی، مطالعات زیست‌محیطی و کاهش اثرات تغییرات اقلیمی می‌تواند در مدیریت مناسب آن‌ها مؤثر واقع شود (۳۵). به‌علاوه بیشتر برنامه‌های عمرانی کشور نیازمند شناسایی دقیق منابع خاک می‌باشد،

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی دکتری، دانشیار و استادان، گروه علوم و مهندسی

خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

(Email: shahbazi@tabrizu.ac.ir)

(*)- نویسنده مسئول:

۵- استاد، دانشکده علوم محیطی و کشاورزی، دانشگاه سیدنی، سیدنی، استرالیا

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.84154

کاربرد تکنیک‌ها و مدل‌های مبتنی بر داده‌کاوی^{۱۱} و روش‌های ماشین یادگیری با توجه به دارا بودن نتایج دقیق‌تر در فرایند نقشه‌برداری رقومی خاک رواج گسترده‌ای یافته و مورد توجه محققان مختلفی قرار گرفته است. در مطالعه‌ای ور و همکاران (۶۲) روش‌های مختلف ماشین یادگیری شامل رگرسیون بردار پشتیبان^{۱۲}، شبکه عصبی مصنوعی^{۱۳} و جنگل تصادفی را در پیش‌بینی مقدار کربن آلی خاک مورد مقایسه و بررسی قرار دادند نتایج نشان داد که روش رگرسیون بردار پشتیبان با توجه به مقدار ریشه مربعات میانگین خطا^{۱۴} بهترین روش در بین روش‌های بکار رفته بود. گریم و همکاران (۱۳) مدل جنگل تصادفی را برای پیش‌بینی کربن آلی خاک در نواحی گرمسیری استفاده نموده و دریافتند که جنگل تصادفی یک ابزار نیرومند و قوی برای تخمین مکانی و درک ارتباطات خاک-زمین نما است. اسرینواس و همکاران (۵۴) کربن آلی و غیرآلی خاک را تا عمق یک متری در سراسر هندوستان با استفاده از ۱۱۹۸ نمونه خاک و بهره‌گیری از روش جنگل تصادفی مدل‌سازی و نشان دادند که ضریب تعیین^{۱۵} برای کربن آلی و غیرآلی به ترتیب ۰/۸۲ و ۰/۸۶ می‌باشد. وایسه و لاگاچری (۶۱) نقشه خصوصیات خاک مانند رس، شن، سیلت، کربن آلی خاک، اسیدیته و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک را در فرانسه در سطح ۲۷۲۳۶ کیلومتر مربع با استفاده از ۲۰۲۴ نمونه خاک با چهار روش مختلف مدل‌سازی نموده و مشاهده کردند که روش جنگل تصادفی با داشتن ضریب R^2 برابر با ۰/۹۹ دقت بیشتری نسبت به سایر روش‌ها داشته است. همچنین در این مطالعه، مشتقات DEM با قدرت تفکیک مکانی ۹۰ متر به عنوان عامل مهمی در فرایند مدل‌سازی معرفی شدند. برونگارد (۱۱) از روش جنگل تصادفی برای پیش‌بینی مکانی کلاس‌ها و خصوصیات خاک استفاده کرده و آن را به عنوان روشی مفید برای پیش‌بینی کلاس‌های خاک، خصوصیات خاک و توزیع پوشش گیاهی معرفی نمود. لایب و همکاران (۳۱) از روش جنگل تصادفی با موفقیت برای پیش‌بینی توزیع بافت خاک استفاده کرده و دقت بالای آن را در مقایسه با روش درخت رگرسیون گزارش کردند. پهلوان‌راد و همکاران (۴۰) از روش نمونه‌برداری مکعب لاتین شرطی^{۱۶} و مدل جنگل تصادفی جهت به‌روزرسانی نقشه‌های خاک در استان گلستان استفاده کردند و

جغرافیایی^۱ با صرف هزینه و وقت کمتر و با دقت بیشتر انجام می‌شود (۱۵). برای غلبه بر محدودیت‌های روش‌های نقشه‌برداری سنتی و رایج که عمدتاً بر قابلیت‌های فردی و میزان فهم و درک کارشناس از روابط خاک و محیط استوار می‌باشند و در اغلب موارد نیز با خطای زیادی همراه می‌باشند (۶۴)، مک براتنی و همکاران (۳۴) با مطالعه مدل‌های مختلف برآورد مکانی خصوصیات مختلف خاک و با توجه به اطلاعات کلیدی آن‌ها، یک چارچوب تعمیم یافته (مدل اسکورپن^۲) برای تخمین و برآورد مکانی خصوصیات خاک از طریق کمی‌سازی و بهره‌گیری از مدل رقومی ارتفاع^۳ و سنجش از دور^۴ و سایر تکنیک‌های پهنه‌بندی ارائه نمودند. مدل اسکورپن در حال حاضر پایه و اساس نقشه‌برداری نوین خاک را تشکیل می‌دهد و به طور گسترده‌ای در تحقیقات نقشه‌برداری رقومی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد.

تقی‌زاده مهرجردی و همکاران (۵۶) در منطقه بانه برای به‌دست آوردن اطلاعات و داده‌های دقیق و پیوسته از کربن آلی خاک با استفاده از نقشه‌برداری رقومی خاک و شاخص‌های دورسنجی و مشتقات DEM نقشه‌های پراکنش کربن آلی خاک در عمق‌های مختلف خاک را تهیه کردند. شهبازی و همکاران (۴۸) نیز نقشه توزیع مکانی نیتروژن، فسفر و بور در عمق‌های مختلف خاک را با استفاده از مشتقات DEM و شاخص‌های دورسنجی و همچنین کاربرد مدل‌های جنگل تصادفی و کیوبیست در محیط R را تهیه و ضمن گزارش ارجحیت مدل کیوبیست، مشاهده کردند که قسمت‌های غربی محدوده مطالعاتی مستعد به آلودگی بور می‌باشد. برای پیش‌بینی و برآورد ویژگی‌ها یا کلاس‌های خاک نیز مدل‌های مختلف دیگری مورد بررسی قرار گرفته‌اند که از آن جمله می‌توان به سیستم‌های تخصصی^۵ (۵۳ و ۵۸) طبقه‌بندی نظارت‌نشده^۶ (۵۷) و ماشین یادگیری^۷ (۱۲) اشاره نمود.

در سال‌های اخیر انواع مختلفی از روش ماشین یادگیری برای نقشه‌برداری رقومی خاک استفاده شده است که از آن جمله می‌توان به روش‌های درختی شامل مدل درخت تصمیم‌گیری^۸ و رگرسیون و همچنین مدل‌های جنگل تصادفی^۹ و کیوبیست^{۱۰} اشاره کرد. امروزه

- 1- Soil Organic Carbon (SOC)
- 1- Geographic Information System (GIS)
- 2- SCORPAN
- 3- Digital Elevation Model (DEM)
- 4- Remote Sensing (RS)
- 5- Expert systems
- 6- Unsupervised classification
- 7- Machine learning
- 8- Decision Tree (DT)
- 9- Random Forests (RF)

- 10- Cubist (Cu)
- 11- Data mining
- 12- Support Vector Regression (SVR)
- 13- Artificial Neural Network (ANN)
- 14- Root Mean Square Error (RMSE)
- 15- Determination of coefficient (R^2)
- 16- Conditioned Latin Hypercube Sampling (cLHS)

است. بر این اساس ابتدا بر روی نقشه‌های پایه محدوده دو سایت مورد نظر (سایت‌های مورد مطالعه برای نقشه‌برداری و مدل‌سازی) به ترتیب هر یک به مساحت ۲۲۳ و ۲۷۵ کیلومترمربع واقع در ساحل شرقی منطقه مورد مطالعه بر اساس تکنیک نمونه‌برداری تصادفی مرتب شده^۱ موقعیت نقاط نمونه‌برداری مشخص گردید و سپس در مجموع تعداد ۱۳۱ نمونه خاک سطحی از عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری برداشت گردید. سپس تمامی نمونه‌های مورد نظر پس از هواخشک کردن، از الک ۲ میلیمتری عبور داده شده و مقدار کربن آلی خاک به روش والکی- بلک اصلاح شده (۳۸) اندازه‌گیری شد.

انتخاب متغیرهای کمکی دورسنجی

در این مرحله برای تهیه نقشه رقومی کربن آلی خاک بر اساس مدل اسکورین، علاوه بر داده‌های به‌دست آمده از اندازه‌گیری کربن آلی نمونه‌های خاک مورد بررسی به عنوان داده‌های زمینی نیاز به دو سری داده کمکی از جمله داده‌های کمکی مستخرج از تصاویر ماهواره‌ای سنجنده OLI^۲ لندست ۸ با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر و مدل رقومی ارتفاع می‌باشد. لازم به ذکر است که با توجه به اینکه منطقه مورد مطالعه دارای شرایط توپوگرافی یکنواختی می‌باشد لذا از مشتقات DEM به عنوان داده‌های کمکی در این تحقیق استفاده نشد. در ادامه پس از انجام پیش‌پردازش‌های اولیه از داده‌های کمکی مربوط به ماه جولای ۲۰۱۷ (تیرماه ۱۳۹۶) این ماهواره برای انجام مدل‌سازی و نقشه‌برداری رقومی کربن آلی خاک استفاده شد. در این بخش برخی از مهم‌ترین شاخص‌های دورسنجی و متغیرهای کمکی مربوط به منطقه مورد مطالعه از جمله شاخص نسبت گیاهی نرمال شده^۳ (۷)، شاخص مرئی مقاومت اتمسفریک^۴ (۲۱)، شاخص نسبت گیاهی^۵ (۷)، شاخص گیاهی تعدیل کننده اثر خاک^۶ (۲۰)، شاخص اصلاح شده گیاهی تعدیل کننده اثر خاک^۷ (۴۵)، شاخص نسبت رطوبتی نرمال شده^۸ (۵۲)، شاخص اصلاح شده نسبت رطوبتی نرمال شده^۹ (۶۳)، شاخص کمی شدت سوختن اراضی یک^{۱۰} (۴۲)، شاخص کمی شدت سوختن اراضی دو^{۱۱} (۴۲)،

مشاهده کردند که روش مذکور از قابلیت بالایی برای پیش‌بینی کلاس‌های مختلف خاک برخوردار است. در سال‌های اخیر نیز شهبازی و همکاران (۴۹) با استفاده از برخی تکنیک‌های داده‌کاوی و به کمک شاخص‌های دورسنجی نقشه رقومی آهن متبلور را در ساحل شرقی دریاچه ارومیه تهیه و گزارش نمودند که مدل رگرسیون خطی چندگانه برای پیش‌بینی مقدار رس خاک و مدل کیوبیست برای پیش‌بینی تراکم آهن کل خاک و اکسید آهن متبلور مناسب می‌باشد. به‌طور کلی از آنجایی که داده‌کاوی به‌عنوان مفهومی از شکل پیشرفته پشتیبانی از فرایند تصمیم‌به‌شمار می‌رود که با پایگاه‌های داده‌های بزرگی آمیخته شده است و در صورتی که به‌طور دقیق استفاده شود قادر خواهد بود به ابزار تحلیل پیچیده‌ای تبدیل شود و به دنبال استخراج اطلاعات مفید و ناشناخته از داده‌های خام و اولیه و کشف الگوهای مختلف بپردازد. علاوه بر این با توجه به اهمیت روش‌های جنگل تصادفی و کیوبیست به عنوان یکی از تکنیک‌ها و روش‌های نوین و کارآمد و نسبتاً جدید داده‌کاوی در نقشه‌برداری رقومی خاک که در سال‌های اخیر کارایی و انعطاف‌پذیری مطلوب و قابل قبولی در تفسیر نتایج نسبت به روش‌های معمول و قدیمی‌تر پیدا کرده‌اند لذا این پژوهش با هدف مقایسه و ارزیابی قابلیت هر یک از این دو مدل برای پیش‌بینی مقدار و تغییرات کربن آلی خاک در ساحل شرقی دریاچه ارومیه انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

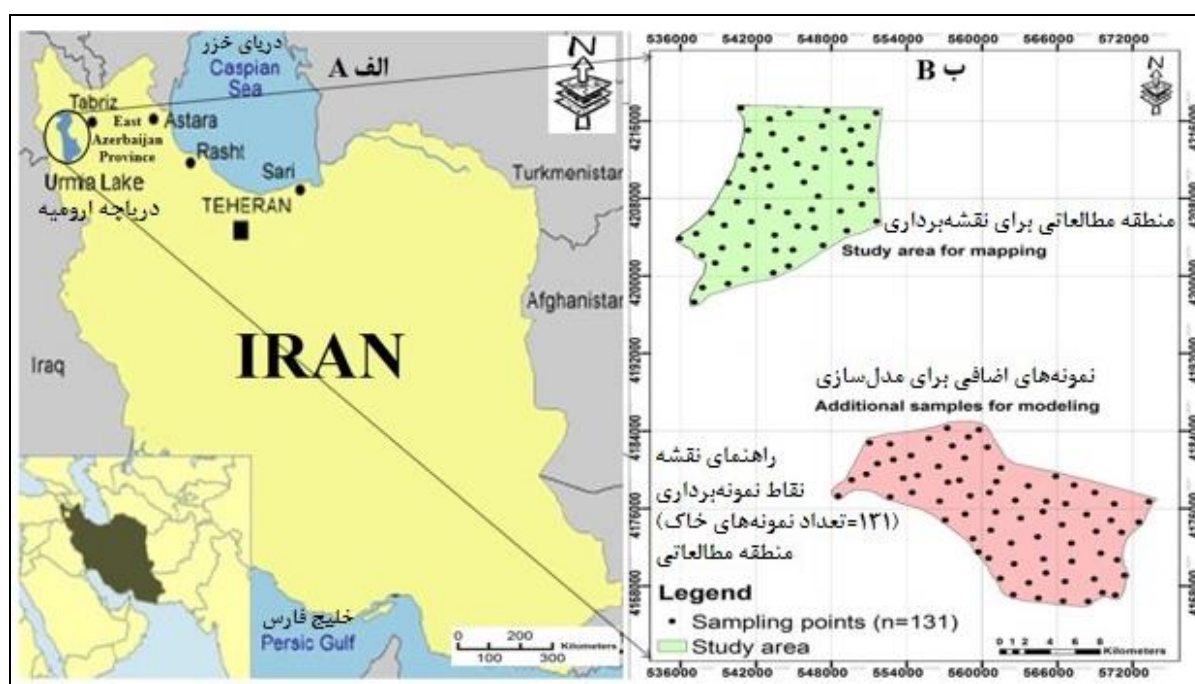
مشخصات منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه بخشی از اراضی ساحل شرقی دریاچه ارومیه با وسعتی حدود ۵۰۰ کیلومتر مربع است که بین مختصات جغرافیایی ۵۸° ۱۴' ۳۷" تا ۱۲° ۳۸' ۷" عرض شمالی و ۲۲° ۱۸' ۴۵" تا ۴۵° ۱۷' ۷" طول شرقی واقع شده است (شکل ۱). بر اساس داده‌های هواشناسی در یک دوره ۲۰ ساله (۱۳۹۶-۱۳۷۶) میانگین سالانه دمای منطقه ۱۰/۸۳ درجه سلسیوس و میانگین بارندگی این منطقه نیز ۳۴۵/۳۷ میلی‌متر در سال است (۲۸). رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک منطقه به‌ترتیب زیریک و مزیک می‌باشد (۴). اراضی این منطقه از نظر فیزیوگرافی بر روی دشت رسوبی با شیب ملایم واقع شده‌اند. مواد مادری خاک‌های این منطقه بر اساس نقشه زمین‌شناسی ارومیه (۵۰) از نوع رسوبات کواترنر متشکل از پهنه‌های رسی نمکی می‌باشند که به دلیل تجمع بسیار زیاد نمک ناشی از دریاچه ارومیه به صورت اراضی غیرقابل کشت درآمده و به عنوان مرتع فصلی مورد استفاده قرار می‌گیرند.

نمونه‌برداری و تجزیه‌های آزمایشگاهی

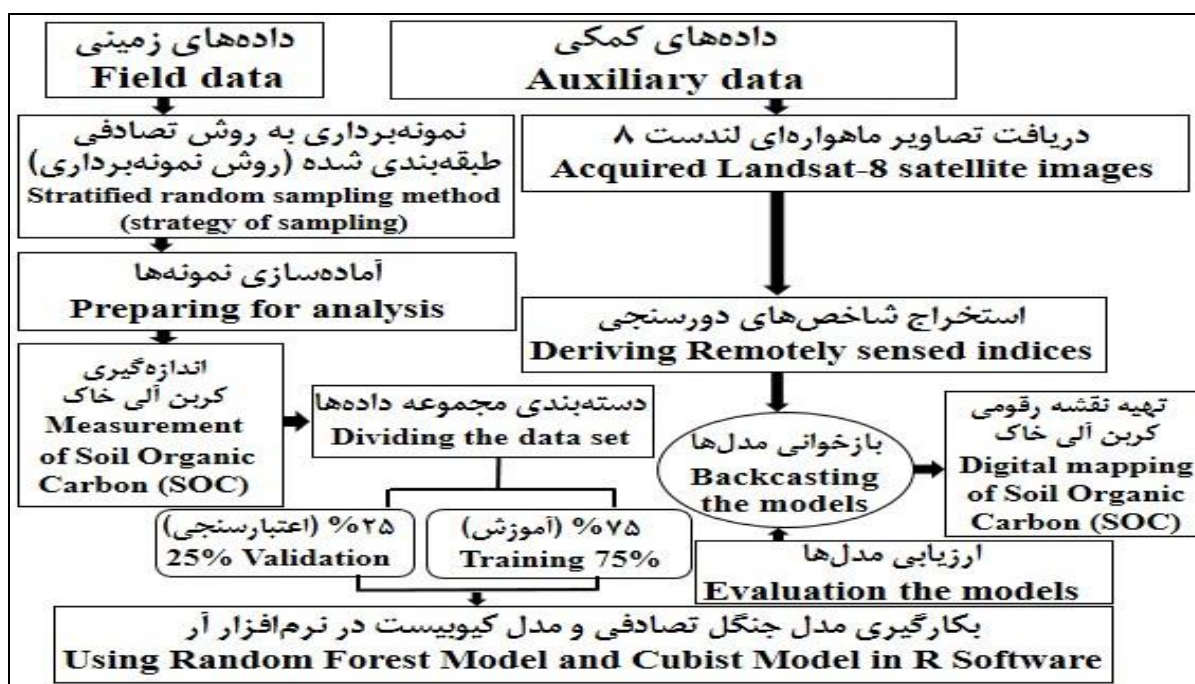
روند کلی چگونگی انجام تحقیق در شکل ۲ نشان داده شده

- 1- Stratified random sampling
- 2- Operational Land Imagery (OLI)
- 3- Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)
- 4- Visible Atmospherically Resistant Index (VARI)
- 5- Ratio Vegetation Index (RVI)
- 6- Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI)
- 7- Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI)
- 8- Normalized Difference Moisture Index (NDMI)
- 9- Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI)
- 10- Normalized Burn Ratio (NBR)
- 11- Normalized Burn Ratio2 (NBR2)



شکل ۱- الف- موقعیت دریاچه ارومیه و محدوده مطالعاتی در ایران، ب- مناطق مطالعاتی انتخاب شده برای نقشه برداری و مدل سازی در ساحل شرقی دریاچه ارومیه همراه با نقاط نمونه برداری (۱۳۱=تعداد نمونه های خاک)

Figure 1-A: The location of Urmia Lake and study area in Iran; B: The selected locations of the study area for mapping and modelling in the east shore of Urmia Lake with sampling points (Number of soil samples= 131)



شکل ۲- روندنمای روش مورد استفاده برای نقشه برداری رقومی خاک در این مطالعه

Figure 2- The flowchart of method used for digital soil mapping in this study

مقادیر "ntree" از ۱۰۰ تا ۱۰۰۰۰ با افزایش ۱۰۰ مرتبه‌ای بهینه‌سازی شدند (۲۴). در این روش تکرارپذیری، میزان دقت پیش‌بینی‌ها براساس داده‌های خارج از بسته^۶ در هر مدل جنگل تصادفی به حداکثر می‌رسد. بنابراین مقدار ۱۰۰۰ برای پارامتر ntree استفاده شد.

مدل کیوبیست

مدل کیوبیست یک الگوریتم پیشرفته از روش درخت رگرسیون است که مدل‌های مختلفی را از داده‌های آموزشی ایجاد می‌کند (۲۶). هر مدل متشکل از چندین قاعده است و هر قاعده در یک یا چندین شرط خلاصه می‌شود. وقتی همه شرایط یک قاعده تأمین می‌گردد، رابطه خطی مربوطه برای پیش‌بینی متغیر هدف بکار گرفته می‌شود. قواعد مدل بر اساس روند کاهشی اهمیت به وسیله الگوریتم کیوبیست رتبه‌بندی می‌شود. این بدان معنی است که اولین قاعده بیشترین و آخرین آن کمترین مشارکت را در دقت مدل دارا می‌باشد. بسته کیوبیست به صورت خودکار اهمیت متغیرهای کمکی را به شکل درصد مشارکت بیان و بر اساس متغیرهای مؤثر مقدار متغیر هدف را پیش‌بینی می‌کند و تعداد قواعد بر اساس بهترین مدل رگرسیونی برازش داده شده تعیین می‌شود.

در ادامه بر اساس مدل‌های ذکر شده و با استفاده از نتایج واسنجی هر یک از این مدل‌ها مقدار کربن آلی خاک در ۱۳۱ نقطه مشاهداتی با داده‌ها و اطلاعات حاصل از مهمترین متغیرهای کمکی در منطقه نقشه پیوسته کربن آلی خاک در نرم‌افزار R تهیه شد (۴۴).

انتخاب مؤثرترین داده‌ها و متغیرهای کمکی

برای انتخاب مؤثرترین متغیرهای کمکی در پیش‌بینی کربن آلی خاک در مدل جنگل تصادفی از دستور varImp و در مدل کیوبیست از بسته Cubist در نرم‌افزار R استفاده شد (۴۶). مدل جنگل تصادفی در یک آنالیز درخت رگرسیون از معیار افزایش در میانگین مربع خطا^۷ (۱۰) و مدل کیوبیست بر اساس درصد مشارکت هر متغیر در قواعد مدل (۱) برای نمایش اهمیت و انتخاب مهمترین متغیرهای کمکی استفاده می‌کند.

واسنجی و اعتبارسنجی مدل

برای ارزیابی میزان دقت هر مدل داده‌های خاک به دو دسته و مجموعه داده تصادفی از کل داده‌های مشاهده‌ای شامل آموزش (۷۵ درصد) و آزمون (۲۵ درصد) تقسیم گردیدند. به‌منظور واسنجی و

شاخص نسبت شوری^۱ (۳۶)، شاخص گچ^۲ (۷)، شاخص سنگی شده آهک یک^۳ (۷)، شاخص سنگی شده آهک دو^۴ (۷) و شاخص کانی‌های رس^۵ (۷) با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS و از ترکیب باندها محاسبه و تهیه گردید.

به‌طور کلی در این مطالعه از تعداد ۲۱ متغیر کمکی به عنوان لایه‌های اطلاعاتی و ورودی‌های مدل برای پیش‌بینی کربن آلی خاک بهره گرفته شد. در نهایت نیز از مدل جنگل تصادفی و کیوبیست در محیط نرم‌افزار R با استفاده از دستورات و کدهای مربوط به اجرای هر یک از این مدل‌ها برای مدل‌سازی و پیش‌بینی پراکنش مکانی کربن آلی خاک و همچنین با بهره‌گیری از اطلاعات این داده‌های کمکی و همچنین داده‌های زمینی حاصل از ۱۳۱ نمونه خاک به عنوان مشاهدات نقطه‌ای استفاده گردید.

مدل‌های پیش‌بینی کننده با استفاده از روش‌های داده‌کاوی

در این پژوهش دو مدل کاربردی و متداول داده‌کاوی برای نقشه‌برداری رقومی خاک شامل جنگل تصادفی و کیوبیست به منظور تهیه نقشه کربن آلی خاک سطحی (عمق ۰-۱۰ سانتی‌متری) مورد بررسی و مقایسه قرار گرفت.

مدل جنگل تصادفی

مدل جنگل تصادفی به عنوان روشی توسعه یافته برای بهبود و بهسازی روش‌های درخت طبقه‌بندی و درخت رگرسیون به کار گرفته می‌شود. این مدل دارای دقت و قابلیت انطباق و سازگاری تقویت شده است و در انجام محاسبات از سرعت قابل قبولی برخوردار است. همچنین در انجام فرایند مدل‌سازی با جنگل تصادفی نیازی به نرمال‌سازی داده‌ها وجود ندارد (۱۰) لذا در این تحقیق نیز هیچ گونه عملیاتی برای نرمال‌سازی توزیع داده‌های اصلی صورت نگرفت. به منظور اجرای مدل جنگل تصادفی، بسته "randomForest" در نرم‌افزار R بازخوانی و نصب گردید. پارامترهای اصلی که می‌توان تصحیح کرد شامل تعداد درختان برای ساخت (ntree) و تعداد متغیرهای کمکی (mtry) است که به طور تصادفی به عنوان نمونه در هر تقسیم درخت تصمیم‌گیری جداشده (تفکیک‌شده) نمونه‌برداری می‌شوند. در این تحقیق، دو پارامتر فوق‌الذکر با تکرارکردن مقادیر "mtry" از ۱ تا ۱۵ برابر با تعداد کل متغیرهای کمکی و همچنین

- 1- Salinity Ratio (SR)
- 2- Gypsum Index (GI)
- 3- Carbonate Rock Index1 (CRI1)
- 4- Carbonate Rock Index2 (CRI2)
- 5- Clay Minerals Ratio (CMR)

6- Out of Bag (OOB)

7- Mean Square Error (MSE)

نیمه خشک) و وضعیت خاک منطقه مورد مطالعه از نظر قرارگرفتن در معرض فرسایش و تخریب خاک سبب کاهش میزان کربن آلی خاک می گردد. به طور کلی وجود این شرایط منجر به تغییرات شدید کربن آلی در منطقه شده است. همچنین نتایج به ترتیب نشان دهنده مقادیر چولگی و کشیدگی برابر با ۰/۴۳ و ۱/۳۴- برای کربن آلی می باشد که بیانگر چولگی به سمت چپ کربن آلی در مجموعه داده ها است. در ادامه نیز در شکل ۳ توزیع پراکنش داده ها به صورت نمودار جعبه ای نشان داده شده است.

ارزیابی و مقایسه کارایی هر یک از مدل ها

نتایج ارزیابی و مقایسه کارایی هر یک از مدل های جنگل تصادفی و کیوبیست در مدل سازی و پیش بینی پراکنش مکانی کربن آلی خاک بر اساس داده های آزمون (۲۵ درصد از داده ها) و داده های آموزش (۷۵ درصد از داده ها) بعد از به دست آوردن قوانین مرتبط با هر یک از این مدل ها در جدول ۲ خلاصه و نشان داده شده است. به طور کلی مدل های مطلوب و دارای دقت بالاتر مقادیر R^2 برابر یا نزدیک به یک و RMSE و ME کوچکتر و نزدیک به صفر دارند. نتایج نشان داد که در برآورد و پیش بینی کربن آلی خاک در داده های واسنجی، مدل جنگل تصادفی دارای بیشترین مقدار R^2 و کمترین مقدار RMSE به ترتیب برابر با ۰/۸۹ و ۰/۱۶ نسبت به مدل کیوبیست است که نشان دهنده دقت بیشتر این مدل است. با توجه به اندازه گیری عملکرد و مقادیر میانگین خطا (اریب) و نزدیکی این معیار به صفر هیچگونه خطای اریبی در این مطالعه مشاهده نشد که این خود نیز بیانگر کارایی و دقت بالای این مدل ها به ویژه مدل جنگل تصادفی می باشد. بنابراین می توان نتیجه گرفت که مدل جنگل تصادفی با بهترین عملکرد و با استفاده از شاخص های طیفی سنش از دور به عنوان متغیرهای کمکی می تواند به خوبی و به طور موفقیت آمیزی کربن آلی خاک را در سراسر منطقه مورد مطالعه پیش بینی و شبیه سازی کنند. به طور کلی نتایج این بررسی با مقایسه نتایج واسکیوس و همکاران (۶۰) که پنج روش داده کاوی شامل درخت تصمیم، شبکه عصبی مصنوعی، ترکیب شبکه عصبی مصنوعی - الگوریتم ژنتیک، رگرسیون لاجیستیک چندجمله ای و جنگل تصادفی را برای پیش بینی ماده آلی خاک و مونجون و همکاران (۳۷) که برای پیش بینی واحد مختلف خاک از دو روش داده کاوی شبکه عصبی و درخت تصمیم و همچنین لوتو و جرت (۳۳) که روش های مختلف داده کاوی از جمله رگرسیون، تصمیم گیری درختی و شبکه عصبی را برای نقشه برداری سطوح ژئومورفیک در فنلاند به کار بردند مشابهت دارد که همه این موارد نشان از کارآمدی بهتر روش های مختلف داده کاوی در مقایسه با روش های معمول دارد.

اعتبارسنجی مدل (مدل های جنگل تصادفی و کیوبیست برای سال ۲۰۱۷) از معیارهای آماری و دقت سنجی مختلف مانند ضریب تبیین، میانگین ریشه مربعات خطا (رابطه ۱) و همچنین میانگین خطا^۱ یا همان معیار اریب یا بیاس (رابطه ۲) (به عنوان یک عامل متعادل و تنظیم کننده) به منظور ارزیابی و مقایسه کارایی، بیش برآوردی، کم برآوردی و اریبی پیش بینی هر یک از مدل ها جهت پیش بینی مقادیر کربن آلی خاک استفاده شد.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - pred_i)^2}{n}} \quad (1)$$

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - pred_i)}{n} \quad (2)$$

در این رابطه ها obs_i و $pred_i$ به ترتیب مقادیر مشاهده شده (واقعی) و پیش بینی شده متغیر هدف توسط مدل و یا برآوردگر آماری و n نیز تعداد مشاهدات است.

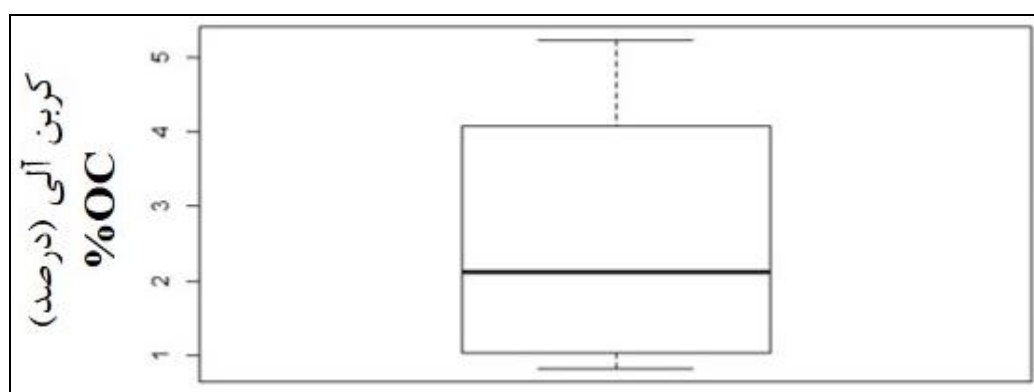
نتایج و بحث

توصیف آماری داده ها

در جدول ۱ خلاصه توصیف آماری کربن آلی خاک در عمق ۱۰- سانتی متری آمده است. لازم به ذکر است که بر اساس آزمون کولموگروف- اسمیرنوف در نرم افزار SPSS داده های حاصل از کربن آلی دارای توزیع نرمال می باشند. مقادیر میانگین و میانه برای کربن آلی خاک به ترتیب برابر ۲/۵۲ و ۲/۱۱ محاسبه گردید. همچنین مقادیر حداقل و حداکثر آن نیز به ترتیب برابر با ۰/۸۳ تا ۵/۲۲ درصد تعیین گردید. علاوه بر این ضریب تغییرات کربن آلی برابر ۵۷/۹۴- به دست آمد که نشان دهنده تغییرات زیاد و پویا بودن آن در منطقه مورد مطالعه می باشد که بر اساس دسته بندی فانگ و همکاران (۱۸) این مقدار را می توان در دسته متوسط (بین ۱۰٪ تا ۹۰٪) طبقه بندی کرد. بر این اساس در منطقه مورد مطالعه ما به نظر می رسد که جایگاه و نقش عامل زمین نما در توزیع مکانی رطوبت خاک و پوشش گیاهی مؤثر باشد. به علاوه بیشترین مقدار کربن آلی خاک به میزان ۵/۲۲ درصد در مناطق باتلاقی (لجن زار) به علت داشتن دارای مقادیر بالای بقایای آلی تازه و میزان نسبتاً کم تجزیه این بقایا در طی زمان که به خاک وارد می شوند و کمترین آن در مناطق غیرباتلاقی (غیرلجن زار) و دارای پوشش گیاهی ضعیف تر به دلیل تجمع زیاد نمک حاصل از دریاچه ارومیه که در حدود ۳۵ سال اخیر به صورت اراضی غیر قابل کشت درآمده اند مشاهده شد و این عوامل همراه با دخیل بودن سایر عوامل از جمله شرایط اقلیمی (قرار گرفتن در مناطق خشک و

جدول ۱- توصیف آماری مقادیر کربن آلی خاک برای نمونه‌ها مورد استفاده در این مطالعه (n=131)
Table 1- Descriptive statistics of soil organic carbon for samples used in this study (n=131)

Table 2. Descriptive statistics of soil organic carbon for samples used in this study (n = 131)											
	تعداد Number	حداقل Minimum	حداکثر Maximum	متوسط Mean	چارک اول First quintile	میانه Median	چارک سوم Third quintile	انحراف معیار Standard deviation	ضریب تغییرات Coefficient of variation	چولگی Skewness	کشیدگی Kurtosis
کربن آلی (%) خاک Soil organic carbon (%)	131	0.83	5.22	2.52	1.03	2.11	4.07	1.46	57.94	0.43	-1.34



شکل ۳- نمودار جعبه‌ای مقادیر کربن آلی خاک برای نمونه‌های مورد استفاده در این مطالعه (تعداد نمونه‌های خاک)
Figure 3- Box plot of soil organic carbon values for samples used in this study (Number of soil samples= 131)

جدول ۲- کارایی مدل جنگل تصادفی و کیوبیست در مدل‌سازی و پیش‌بینی پراکنش مکانی کربن آلی خاک در این مطالعه (n=131)
Table 2- Performance of RF and Cubist models in modelling and predicting spatial distribution of soil organic carbon in this study (n=131)

	واسنجی (تعداد ۹۸ نمونه داخل بسته) Calibration			اعتبارسنجی (تعداد ۳۳ نمونه خارج از بسته) Validation		
	R ²	RMSE	Bias	R ²	RMSE	Bias
مدل جنگل تصادفی Random Forest model	0.89	0.16	0.01	0.41	0.18	0.03
مدل کیوبیست Cubist model	0.85	0.21	0.03	0.38	0.24	0.05

داشته است و در نتیجه روش رگرسیون بردار پشتیبان بهترین روش در بین روش‌های بکار رفته شناخته شد. این درحالی است که ایوبی و همکاران (۲) با استفاده از داده‌های تصاویر ماهواره‌ای لندست و دو مدل شبکه عصبی مصنوعی و رگرسیون خطی چندگانه، کربن آلی خاک را در دو منطقه سمیرم در استان اصفهان و لردگان در استان چهارمحال و بختیاری پیش‌بینی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که برای دو منطقه سمیرم و لردگان مدل شبکه عصبی مصنوعی پرسپترون چند لایه (به ترتیب با ضریب R^2 برابر با ۰/۹۹ و ۰/۸۴) دارای کارایی

در سایر مطالعات انجام شده نیز محققین دیگری از مدل‌های مبتنی بر تکنیک‌های داده‌کاوی در نقشه‌برداری رقومی استفاده کردند. از جمله ویر و همکاران (۶۲) با استفاده از روش‌های جنگل تصادفی، رگرسیون بردار پشتیبان و شبکه عصبی مصنوعی اقدام به نقشه‌برداری رقومی و پیش‌بینی ذخایر کربن آلی خاک در کنیا کردند و به این نتیجه رسیدند که روش رگرسیون بردار پشتیبانی و شبکه عصبی مصنوعی کمترین میزان RMSE (به ترتیب ۱۵/۵ و ۱۴/۹ مگاگرم کربن بر هکتار) و بیشترین مقادیر ضریب R^2 و برابر با ۰/۶ را

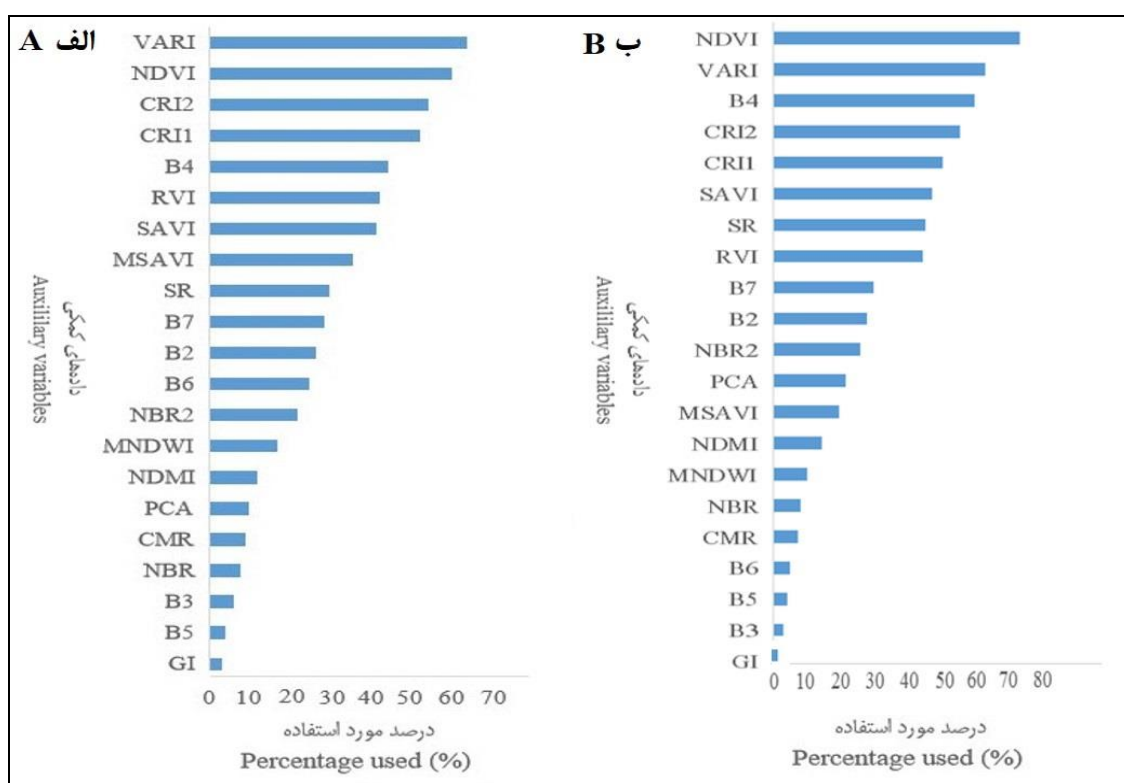
بالا‌تری نسبت به مدل رگرسیون خطی چندگانه (به ترتیب با ضریب R^2 برابر با ۰/۷۷ و ۰/۵۴) بود.

اهمیت متغیرهای کمکی

از آنجایی که در اغلب موارد بسیاری از ویژگی‌های غیرمرتبط در انتخاب متغیرهای کمکی کارایی الگوریتم یادگیری را کاهش می‌دهند و در برخی موارد دقت و سرعت مدل‌سازی را پایین می‌آورند بنابراین اطلاع از میزان اهمیت متغیرهای کمکی مؤثر در فرایند پیش‌بینی حائز اهمیت است. در این بین مدل جنگل تصادفی میزان اهمیت متغیرهای کمکی را نیز بر اساس اینکه اگر تعداد یک یا چند متغیر حذف شود چگونه پیش‌بینی انجام می‌شود را برآورد کرده و نمایش می‌دهد (۴۴). همچنین مدل کبویست نیز میزان اهمیت هر یک از متغیرها و داده‌های کمکی را به صورت درصد مشارکت نشان می‌دهد. میزان اهمیت و رتبه‌بندی هر یک از متغیرهای بکار رفته در مدل‌سازی به صورت درصد برای پیش‌بینی پراکنش مکانی کربن آلی خاک با استفاده از هر دو مدل در شکل ۴ نشان داده شده است.

نتایج رتبه‌بندی اهمیت متغیرهای کمکی در مدل جنگل تصادفی نشان داد که شاخص‌های VARI، NDVI، CRI2 و CRI1 به

عنوان چهار شاخص مهم (دارای بیشترین اهمیت) برای پیش‌بینی کربن آلی خاک هستند (شکل ۴-الف) به‌طوری که شاخص VARI به عنوان مؤثرترین متغیر کمکی در این مدل دارای تأثیری حدود ۶۳ درصد می‌باشد. همچنین حضور متغیرهای کمکی مهم دیگری مانند RVI، SAVI و MSAVI در مدل جنگل تصادفی نشان‌دهنده این امر است که پوشش گیاهی و خاک یکی از مهم‌ترین فاکتورهای خاکسازي در منطقه مورد نظر می‌باشد. چرا که پوشش گیاهی و خاک هر منطقه یکی از ویژگی‌های مهم و تأثیرگذار بر ویژگی‌های خاک آن منطقه از جمله کربن آلی خاک می‌باشد. نتایج پژوهش‌های زیادی بیانگر رابطه میان پارامترهای زمین‌نما و تصاویر ماهواره‌ای با ویژگی‌های خاک بوده است. از جمله دای و همکاران (۱۷) توزیع مکانی کربن آلی خاک را با استفاده از پارامترهای ورودی مدل شامل ارتفاع، درجه حرارت، بارندگی (رطوبت) و شاخص NDVI و مدل شبکه عصبی مصنوعی - کریجینگ پیش‌بینی کردند. نتایج نشان داد که ضرایب همبستگی بین ماده آلی خاک با پارامترهای ارتفاع، بارندگی، درجه حرارت و شاخص NDVI به‌ترتیب ۰/۲۳، ۰/۱۶، ۰/۲۱ و ۰/۲ به‌دست آمد.



شکل ۴- رتبه‌بندی اهمیت متغیرهای محیطی برای پیش‌بینی کربن آلی خاک در این مطالعه با استفاده از الف- مدل جنگل تصادفی و ب- مدل کبویست

Figure 4- Covariate importance rankings for predicting soil organic carbon in this study using A: RF model and B: Cubist model

کنترل توان ذخیره رسوبات و حفاظت کربن آلی خاک مطالعاتی صورت گرفته است. نتایج تحقیقات مختلف نشان داده است که تغییر در کربن آلی خاک با تغییرات ساختار و میزان ثبات خاک در ارتباط است (۶). به‌طوری که طبیعت پیوندهای آلی و مینرالوژیکی و همچنین نحوه توزیع آن در ارتباط با خاکدانه‌های خاک میزان تثبیت شیمیایی آن را تعیین می‌کنند (۴۷). طی تحقیقی در مراتع نیمه‌خشک مدیترانه در کشور تونس به بررسی ارتباط ویژگی‌های خاک با میزان کربن آلی خاک دو نوع خاک رسی و خاک شنی پرداخته شد. یافته‌های این مطالعه بیانگر آن است که میزان کربن آلی ذخیره‌ای خاک با ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی مانند وزن مخصوص ظاهری، میزان شن، سیلت، رس و اسیدیته در ارتباط است و تفاوت در نوع خاک می‌تواند تفاوت در این ویژگی‌ها را توجیه کند (۹). بین شاخص‌های پوشش گیاهی، میزان رطوبت خاک و دمای سطح اراضی به مثلاً جهانی^۳ معروف است. پوشش گیاهی و دمای سطح اراضی وابستگی پیچیده‌ای با رطوبت خاک دارند. شاخص‌های پوشش گیاهی اطلاعاتی در مورد وضعیت رشد و شرایط پوشش گیاهی سطح اراضی ارائه می‌دهد و از طرفی دمای سطح اراضی نیز وضعیت رطوبت خاک را منعکس می‌کند، بنابراین ترکیب این دو می‌تواند برای آشکار نمودن وضعیت رطوبتی و میزان کربن آلی خاک رابطه‌ای مطلوب ارائه کند. علاوه بر این کارلسون و همکاران (۱۳) دریافتند که رابطه فراگیری بین مقدار رطوبت خاک با شاخص NDVI در مناطق دارای تنوع پوشش گیاهی (پوشش گیاهی متراکم، تنک و خاک عاری از پوشش گیاهی) و کربن آلی خاک و دمای سطح اراضی وجود دارد. همچنان‌که در رتبه‌بندی میزان اهمیت متغیرهای کمکی مشاهده گردید، شاخص GI و برخی باندهای مستقل از جمله B5 و B3 اهمیت کمتری نسبت به سایر شاخص‌های ترکیبی دارا بودند (شکل ۴-الف). بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که اهمیت شاخص‌های طیفی مستقل و ترکیبی برای پیش‌بینی پراکنش مکانی کربن آلی خاک متفاوت است. همچنین طبق شکل ۴-ب در انتخاب متغیرهای کمکی مؤثر در مدل کیوبیست و پیش‌بینی کربن آلی خاک به ترتیب و تقریباً مشابه با مدل جنگل تصادفی شاخص‌های مربوط به پوشش گیاهی و خاک شامل NDVI، VARI، SAVI، RVI، MSAVI و پس از آن شاخص رطوبتی NDMI از اهمیت بالاتر و شاخص GI و برخی باندهای مستقل از جمله B3، B5 و B6 از اهمیت کمتری نسبت به سایر شاخص‌ها ترکیبی برخوردار هستند.

سایندای هیورا (۵۱) در مقایسه تکنیک‌های مختلف نقشه‌برداری رقومی خاک برای مقادیر کربن آلی و رس در فلات مرکزی بوروندی از ۱۶ متغیر کمکی از جمله متغیرهای مشتق شده از نقشه‌های خاک موجود، مشتقات مدل رقومی ارتفاع و تصاویر ماهواره‌ای لندست استفاده کردند و نشان دادند که بهریت پارامترها در مدل‌سازی شامل واحدهای سنگ شناسی، مشتقات مدل رقومی ارتفاع و شاخص NDVI بود. تقی‌زاده و همکاران (۵۶) برای تهیه نقشه رقومی کربن آلی خاک در منطقه بانه کردستان، از متغیرهای کمکی داده‌های سنجش از دور، پارامترهای اراضی و زمین‌نما و مدل‌های شبکه عصبی مصنوعی، جنگل تصادفی، رگرسیون لجستیک، درخت تصمیم و الگوریتم ژنتیک استفاده کردند و به این نتیجه رسیدند که مهمترین متغیرهای کمکی جهت پهنه‌بندی کلاس‌های خاک و کربن آلی خاک شاخص NDVI، شاخص رس، شیب جهت شیب، انحنای سطح، شاخص همواری دره با درجه تفکیک بالا^۱ و شاخص خیزی توپوگرافی^۲ بودند. یکی از اجزای با اهمیت دیگر در این مدل، شاخص‌های مربوط به آب و یا رطوبت از جمله NDMI و MNDWI است که این شاخص‌ها نشانگر تأثیر و میزان تجمع رطوبت در خاک می‌باشد. به‌طور کلی این شاخص‌های رطوبتی از تلفیق با شاخص NDVI برای بررسی وضعیت خشکسالی و همچنین برآورد مقدار رطوبت خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند. علاوه بر این بر اساس نتایج رتبه‌بندی اهمیت متغیرهای کمکی در شکل‌های ۴-الف و ۴-ب هر دو شاخص مربوط به آب یا رطوبت (NDMI و MNDWI) به‌عنوان متغیرهای کمکی مهم و با اهمیت در پیش‌بینی کربن آلی در هر دو مدل جنگل تصادفی و کیوبیست شناخته شدند. البته در مدل جنگل تصادفی شاخص MNDWI با تأثیر حدود ۲۰ درصد اهمیت بیشتری نسبت به دیگر شاخص مرتبط با رطوبت یعنی NDMI نشان داد. از طرفی دیگر مطالعه شاخص‌های رطوبتی و متغیرهای اقلیمی، ویژگی‌های محیطی، توپوگرافیکی و مواد مادری با میزان ذخیره کربن آلی در مناطق مختلف می‌تواند برای پیش‌بینی میزان کربن آلی خاک و شبیه‌سازی اثرگذاری تغییرات متغیرهای کمکی بر میزان کربن آلی خاک مفید باشد. بر این اساس لیو و همکاران (۳۲) نیز در مطالعه‌ای برای پیش‌بینی کربن آلی خاک شاخص‌های مربوط به آب یا رطوبت (NDMI و MNDWI) را به‌عنوان متغیرهای کمکی مهم و با اهمیت در پیش‌بینی کربن آلی خاک یافتند و طی این مطالعه خاک‌های دارای مقادیر کربن آلی بیشتر را جزو مناطق مستعد برای دریافت رسوبات نشان دادند. در زمینه نقش خصوصیات خاک در تعیین و

1- Multi-resolution Valley Bottom Flatness (MrVBF)

2- Topographic Wetness Index (TWI)

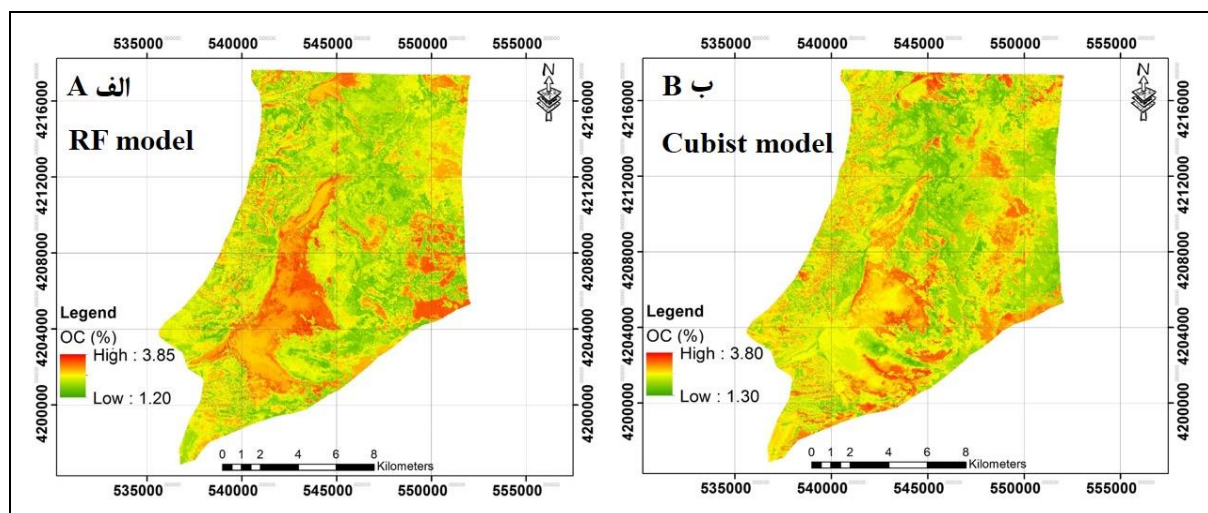
3- Universal Triangle

نقشه‌برداری رقومی و پهنه‌بندی کربن آلی خاک منطقه مورد مطالعه

پس از مدل‌سازی نقشه پراکنش مکانی کربن آلی خاک برای تیرماه سال ۱۳۹۶، با استفاده از متغیرهای کمکی مربوطه و با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر با استفاده از دو روش جنگل تصادفی (شکل ۵-الف) و کیوبیست (شکل ۵-ب) در محیط R تهیه شد. پس از تهیه نقشه‌های رقومی، میانگین مقادیر عددی پیکسل‌ها که نشان دهنده میانگین مقادیر پیش‌بینی شده کربن آلی خاک با استفاده از هر دو مدل در منطقه مورد مطالعه می‌باشد تعیین گردید (جدول ۳).

بررسی‌های بیشتر به کمک نقشه‌های تهیه شده حاکی از آن است که مقدار متوسط کربن آلی با استفاده از مدل کیوبیست با مقدار متوسط واقعی نمونه‌ها (جدول ۱) همخوانی بیشتری داشته است ولی با استناد به معیارهای آماری مدل‌سازی به دلیل پایین بودن مقدار RMSE در این تحقیق مدل جنگل تصادفی به مراتب مدل بهتری معرفی گردید. همچنین بر اساس نقشه رقومی کربن آلی خاک (شکل

۵-الف و شکل ۵-ب) بیشترین مقادیر کربن آلی خاک در قسمت‌های مرکزی، شرقی و جنوبی قرار دارد که این بخش‌ها عمدتاً مناطق تحت پوشش باتلاق هستند که در اطراف دریاچه قرار گرفته‌اند و دارای کربن آلی خاک بالایی هستند که علت این امر به دلیل عدم وجود شرایط هوازی برای تجزیه می‌باشد. همچنین میزان کربن آلی خاک در قسمت‌های شمالی و غربی کاهش می‌یابد که دلیل آن دارابودن پوشش گیاهی کمتر در مناطقی که به عنوان مراتع فصلی برای چرای دام مورد استفاده قرار می‌گیرند می‌باشد. همچنین دیم‌زار بودن اراضی منطقه مورد مطالعه می‌تواند مزید بر علت باشد و به عنوان عاملی منجر به کاهش کربن آلی خاک شود. طبق این نتایج و همچنین به علت انتخاب نمونه‌های خاک از دو منطقه مجزا تغییرات کربن آلی خاک در سراسر منطقه مورد مطالعه یکسان و یکنواخت نبوده و این بدان معنا است که منطقه مورد مطالعه بسیار پویا بوده و از بعد مکانی دچار تغییر و تحولات ناشی از خشک و مرطوب شدن متوالی خاک شده است.



شکل ۵- پیش‌بینی پراکنش مکانی کربن آلی خاک در منطقه مورد مطالعه با استفاده از الف- مدل جنگل تصادفی و ب- مدل کیوبیست
Figure 5- Predicted spatial distribution of soil organic carbon in study area using A: RF model and B: Cubist model

جدول ۳- میانگین مقادیر پیش‌بینی شده همراه با انحراف معیار کربن آلی خاک با استفاده از مدل جنگل تصادفی و کیوبیست در سال ۲۰۱۷
Table 3- The mean predicted values associated with standard deviations of soil organic carbon using RF and Cubist models in 2017

	مدل جنگل تصادفی RF model	مدل کیوبیست Cubist model
کربن آلی خاک (%) Soil organic carbon (%)	2.53	2.58
انحراف معیار *Standard deviation	1.27	1.33

*: انحراف معیار برای هر میانگین مقادیر پیش‌بینی شده کربن آلی خاک در این مطالعه برای سال ۲۰۱۷

*: Standard deviation for each predicted mean value of soil organic carbon at the time scenario 2017.

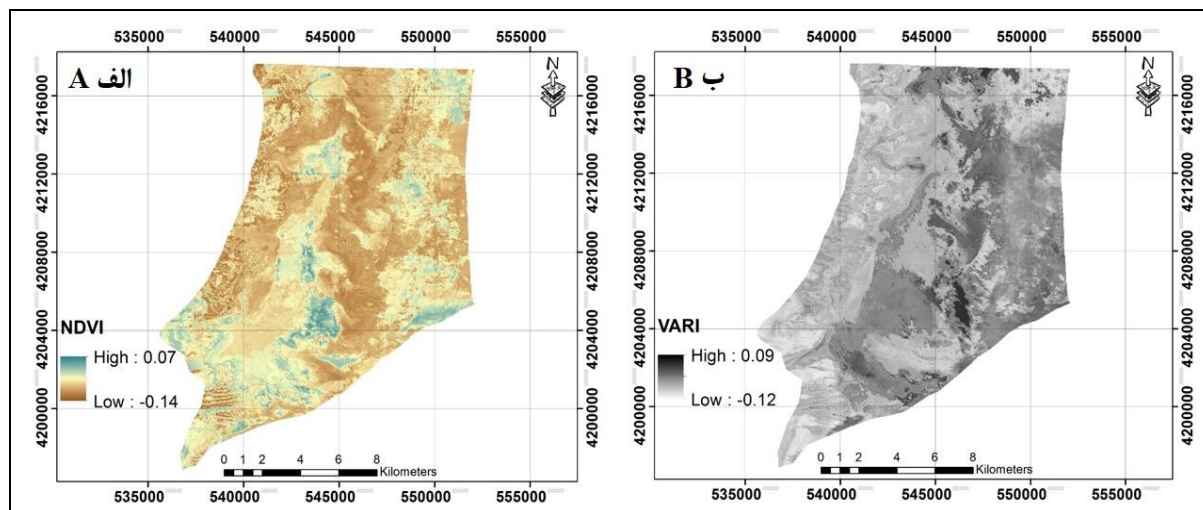
در این راستا هائسه و همکاران (۲۳) به اهمیت نقشه‌های پراکنش مکانی برای شناسایی و تشخیص فرایندهای مختلف رخ داده در خاک اشاره نموده‌اند. همچنین بونفاتی و همکاران (۸) در نقشه‌برداری رقومی خاک در جنوب برزیل بیان کردند که خاک‌های تحت پوشش مراتع دارای مقادیر بالاتر کربن آلی (۲۰۵ تن کربن بر هکتار)، ریشه‌های عمیق سبب تجمع کربن آلی تا عمق خاک می‌شود. خاک‌های تحت کشت محصولات زراعی و تاکستان کمترین مقدار کربن آلی (۱۶۳ تن کربن بر هکتار) را به دلیل کاهش ورود مواد آلی و افزایش تجزیه دارند. کومار و همکاران (۳۰) نیز در نقشه‌برداری رقومی کربن آلی خاک با استفاده از روش رگرسیون کریجینگ در مقایسه میزان کربن آلی ذخیره در خاک کاربری‌های مختلف در پسنیلوانیا نشان داد که اراضی زراعی عموماً مقادیر پایین‌تری ذخیره کربن آلی نسبت به ظرفیت بالقوه خود دارند. باتلاق‌ها در پسنیلوانیا حدود ۲/۳ درصد (۰/۰۲۷ پتاگرم) از مجموع (۱/۱۲ پتاگرم) ذخایر کربن آلی خاک را به خود اختصاص می‌دهند. شرایط بی‌هوازی طولانی مدت خاک‌ها در باتلاق‌ها، میزان تجزیه بقایای آلی را در مقایسه با سایر کاربری‌ها کاهش داده و باعث کاهش ذخیره کربن آلی خاک در آن‌ها می‌شود. کلایک (۱۴) هم در بررسی تغییر کاربری بر میزان ماده آلی خاک در سه کاربری جنگل، مرتع و اراضی زراعی نشان داد که درصد ماده آلی خاک اندازه‌گیری شده در اراضی زراعی در لایه صفر تا ده سانتی‌متر ۴۴ و ۴۸ درصد و در لایه صفر تا ۲۰ سانتی‌متری ۴۸ و ۵۰ درصد در مقایسه با کاربری جنگل و مرتع کاهش پیدا کرده است. نتایج برگرفته از این پژوهش‌ها توجیه کننده این نتیجه است که در قسمت‌های باتلاقی منطقه مورد مطالعه هم به علت عدم وجود شرایط بی‌هوازی جهت تجزیه، مقدار کربن آلی خاک بیش از قسمت‌های دارای کاربری مرتعی می‌باشد. شهبازی و همکاران (۴۷) نیز فرایند رسیدن خاک^۱ در ساحل شرقی دریاچه ارومیه را با استفاده از نقشه‌های رقومی آهن بلورین به‌خوبی نشان داده‌اند. همچنین اسرینیواس و همکاران (۵۴) در تحقیقی گزارش کردند که به علت وابستگی شدید کربن آلی به پوشش گیاهی، نقشه‌های رقومی پراکنش کربن آلی خاک می‌توانند در زمینه چگونگی اجرای عملیات و شیوه‌های مدیریت اراضی به‌کار گرفته شوند. بر اساس مشاهدات میدانی و شاخص‌های NDVI و VARI مربوط به سال ۲۰۱۷ (شکل ۶-الف و شکل ۶-ب) بیشترین مقدار این شاخص‌ها به ترتیب به میزان ۰/۰۷ و ۰/۰۹ در قسمت‌های مرکزی، شرقی و جنوبی منطقه مطالعاتی که دارای پوشش گیاهی بیشتری می‌باشند ملاحظه گردید و به همین دلیل با توجه به وجود همبستگی

مثبت بین کربن آلی خاک و مقدار پوشش گیاهی، انتظار بر این است که مقادیر بیشتری از کربن آلی در این نواحی مشاهده شود که نقشه‌های رقومی تهیه شده و پهنه‌بندی کربن آلی خاک توسط مدل جنگل تصادفی و کیوبیست نیز مؤید این مطلب می‌باشد. همچنین یک دلیل احتمالی برای افزایش مقادیر پیش‌بینی شده کربن آلی در این زمان و در این مناطق را می‌توان به همبستگی مثبت بین کربن آلی با رطوبت، کاربری اراضی و نوع بافت خاک از جمله رسی بودن خاک (۱) نسبت داد. از آنجایی که سه مؤلفه مهم و کنترل‌کننده میزان کربن آلی خاک تحت تأثیر عوامل اقلیمی (میزان دما و رطوبت)، عوامل بیولوژیکی (ترکیب گیاهی و اضافه شدن بقایای گیاهی) و عوامل و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مانند بافت خاک، میزان رس، کانی‌شناسی و اسیدیته می‌باشد (۴۳). عموماً میزان کربن آلی توسط این عوامل کنترل می‌شود. اما در مناطق نیمه‌خشک میزان ماده آلی توسط ویژگی‌های خاک با توجه به کمبود برگشت بقایای گیاهی و دمای بالای این مناطق اتفاق می‌افتد (۹). به عبارت دیگر در مناطق استوایی و گرم و مرطوب پوشش گیاهی و کانی‌شناسی مهم‌ترین عوامل کنترل‌کننده میزان ماده آلی خاک هستند درحالی که در مناطق نیمه‌خشک ماده آلی با توجه به کمبود برگشت بقایای گیاهی و لاشبرگ و بالا بودن دما بیشتر توسط عوامل فیزیکی و شیمیایی خاک کنترل می‌شود (۵). بر این اساس مقدار ذخیره کربن آلی خاک با مقدار و درصد پوشش گیاهی، لاشبرگ، رطوبت اشباع خاک رابطه مثبت و قوی دارد. همچنین مقدار کربن ذخیره شده در اکوسیستم‌های مختلف بیشتر تحت تأثیر زیتوده ریشه، رس و نیتروژن خاک، عامل ارتفاع از سطح دریا و میانگین بارش سالیانه قرار دارد (۳). علاوه بر این مشخصه درصد رس و نیتروژن خاک (۵۹) و بافت خاک، نیتروژن و نسبت کربن به نیتروژن (۳۹) به‌عنوان مهم‌ترین اجزای تأثیرگذار خاک بر مقدار کربن آلی گزارش شده‌اند. علاوه بر این ماده آلی به‌عنوان عاملی در ثبات و پایداری خاکدانه‌ها نقش دارد (۱۶). به‌طوری که به نظر می‌رسد تجزیه ماده آلی خاک در خاک‌های سطحی با بافت ریز کمتر از خاک‌هایی با بافت درشت است و ذرات رس و سیلت ریز میزان بالایی از کربن آلی را در خود حفظ می‌کنند (۲۹). علاوه بر این عواملی مانند بارندگی، دما و رس و بافت خاک در ارتباط با میزان کربن آلی خاک مهم ارزیابی شده‌اند (۲۷). به‌طور کلی تغییرات کربن آلی خاک در ارتباط با عواملی از جمله نوع کاربری اراضی، شکل اراضی، پایداری زمین‌نما^۲ و نوع و دامنه رفتارهای مدیریتی قرار دارد (۳۴). همچنین نوع کاربری اراضی، عوامل ژئومورفولوژی، توپوگرافی، پوشش گیاهی نیز به عنوان عوامل

حاصل از مقایسه مدل‌های جنگل تصادفی و کیوبیست بر اساس داده‌های آزمون و همچنین نمودار پراکنش مقادیر کربن آلی اندازه‌گیری شده (واقعی) در مقابل مقادیر پیش‌بینی شده نشان داد که مدل جنگل تصادفی با داشتن ضریب تعیین 0.89 به عنوان بهترین مدل از قابلیت و دقت بالاتری در پیش‌بینی و تخمین تغییرات مقدار کربن آلی خاک نسبت به مدل کیوبیست در منطقه مورد مطالعه برخوردار است (شکل ۷).

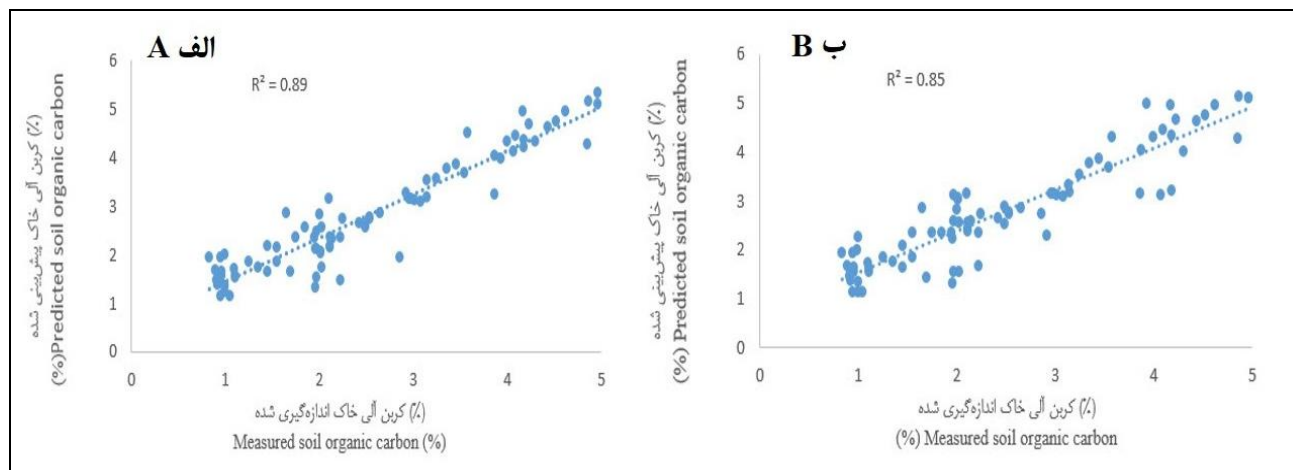
مؤثر بر تغییر مکانی کربن آلی خاک نقش دارند (۵۵). با این توصیفات آشکار می‌شود میزان ذخیره کربن آلی خاک عمدتاً به میزان تولید اولیه و نحوه تجزیه مواد آلی بستگی دارد و هر دو مؤلفه تولید و تجزیه مواد آلی شدیداً توسط آب و هوا و ویژگی‌های خاک مانند بافت، میزان مواد غذایی و آب قابل دسترس کنترل می‌گردد که در نهایت میزان جریان ماده آلی به داخل خاک و کیفیت و سرعت تجزیه آن را کنترل می‌کند (۱۹).

در ادامه بررسی نقشه‌های پیش‌بینی کربن آلی خاک و نتایج



شکل ۶- الف- شاخص طیفی نسبت گیاهی نرمال شده (NDVI)، ب- شاخص مرئی مقاومت اتمسفریک (VARI) در این مطالعه

Figure 6- A: Spectral indices normalized difference vegetation index (NDVI); B: Spectral indices visible atmospherically resistant index (VARI) in this study



شکل ۷- نمودار پراکنش مقادیر اندازه‌گیری شده (واقعی) و مقادیر پیش‌بینی شده کربن آلی خاک در منطقه مورد مطالعه با استفاده از الف- مدل جنگل تصادفی و ب- مدل کیوبیست

Figure 7- Scatter gram of measured and predicted values of soil organic carbon in study area using A: RF model and B: Cubist model

نتیجه‌گیری

نتایج این بررسی‌ها نشان داد که هرچند متغیرها و داده‌های کمکی اهمیت متفاوتی در پیش‌بینی پراکنش کربن آلی دارا بودند اما به‌طور کلی می‌توان با یافتن ارتباط بین آن‌ها و کربن آلی خاک از طریق مدل‌هایی مانند مدل جنگل تصادفی و مدل کیوبیست نقشه رقومی پیوسته کربن آلی خاک را با دقتی قابل قبول تهیه نمود. بنابراین می‌توان بیان نمود که الگوریتم و مدل جنگل تصادفی به عنوان راه‌حلی ساده، کم‌هزینه و با صرف زمانی اندک و با دقت پیش‌بینی بالا به‌خوبی توانسته تغییرات و پراکنش کربن آلی خاک را

در ساحل شرقی دریاچه ارومیه نشان دهد. تهیه نقشه‌های رقومی پراکنش مکانی کربن آلی خاک توسط مدل مذکور می‌تواند بهره‌وری استفاده از اراضی منطقه را بهبود بخشد که نتایج مشابهی توسط برخی پژوهشگران نیز گزارش شده است (۴۰ و ۲۵). به‌طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که استفاده از نقشه‌برداری رقومی خاک و داده‌های سهل‌الوصول در ایران که با محدودیت داده‌های خاک نیز روبرو می‌باشد نه تنها موجب صرفه‌جویی در وقت و هزینه می‌شود بلکه راهگشایی برای انجام سایر مطالعات علمی مرتبط با خاک و محیط زیست نیز می‌باشد.

منابع

- 1- Adhikari K., Hartemink A.E., Minasny B., Bou Kheir R., and Greve M.B. 2014. Digital mapping of soil organic carbon contents and stocks in Denmark. PLoS One 9(8):1-13.
- 2- Ayoubi S., Shahri A.P., Karchegani P.M., and Sahrawat K.L. 2011. Application of artificial neural network (ANN) to predict soil organic matter using remote sensing data in two ecosystems. In Tech Publication 181-196.
- 3- Azarnivand H., Joneidi H., Zare Chahooki M.A., and Maddah Arefi H. 2011. Investigation of the effects of some ecological factors on carbon sequestration in *Artemisia sieberi* rangelands of Semnan province. Journal of Range and Watershed Management 64(1): 107-127. (In Persian with English abstract)
- 4- Banaei M.H. 1998. Soil moisture and temperature regime map of Iran. Soil and Water Research Institute. Ministry of Agriculture, Tehran, Iran.
- 5- Bernoux M., Carvalho M.C.S., Volkoff B., and Cerri C.C. 2002. Brazil's soil carbon stocks. Soil Sciences Society American Journal 66(3): 888-896.
- 6- Bicheldey T.K., and Latushkina E. 2010. Biogas emission prognosis at the landfills. International Journal of Environmental Science and Technology 7(4): 623-628.
- 7- Boettinger J.L., Ramsey R.D., Bodily J.M., Cole N.J., Kienast-Brown S., Nield S.J., Saunders A.M., and Stum A.K. 2008. Landsat spectral data for digital soil mapping, in: Hartemink A.E., McBratney A.B., and Mendonca-Santos M. (eds.) Digital Soil Mapping with Limited Data. Springer, Dordrecht. p. 193-203.
- 8- Bonfatti B., Hartemink A.E., Giasson E., Tornquist C.G., and Adhikari K. 2016. Digital mapping of soil carbon in a viticultural region of Southern Brazil. Catena 261: 204-221.
- 9- Brahim N., Blavet D., Gallali T., and Bernoux M. 2011. Application of structural equation modeling for assessing relationships between organic carbon and soil properties in semiarid Mediterranean region. International Journal of Environmental Science and Technology 8(2): 305-320.
- 10- Breiman L. 2001. Random forests. Machine Learning 45: 5-32.
- 11- Brungard C.W. 2009. Alternative Sampling and Analysis Methods for Digital Soil Mapping in Southwestern Utah. Thesis for Master of Science, Utah State University, USA.
- 12- Brungard C.W., Boettinger J.L., Duniway M.C., Wills S.A., and Edwards T.C. 2015. Jr. Machine learning for predicting soil classes in three semi-arid landscapes. Geoderma 239-240: 68-83.
- 13- Carlson T., Gillies R., and Perry E. 1994. A method to make use of thermal infrared temperature and NDVI measurements to infer surface soil water content and fractional vegetation cover. Remote Sensing Reviews 9: 1-2. 161-173.
- 14- Celik I. 2005. Land-use Effects on Organic Matter and Physical Properties of Soil in a Southern Mediterranean Highland of Turkey. Soil and Tillage Research 83: 270-277.
- 15- Chitsaz V. 1999. Investigation of Soil Salinity and Alkalinity Map in Isfahan East Area Using Digital Data. M.Sc. Degree in Desertification, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology.
- 16- Christensen B.T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In structure and organic matter storage in agricultural soils in: Cater, M.R.; Stewart, B.A., (eds.) 97-165. CRC Press, Boca Raton.
- 17- Dai P.F., Qigang Z., Zhiqiang L.V., Xuemei W., and Gangcai L. 2014. Spatial prediction of soil organic matter content integrating artificial neural network and ordinary kriging in Tibetan Plateau. Ecological Indicators 45: 184-194.
- 18- Fang X., Xue Z.J., Li B.C., and An S.S. 2012. Soil organic carbon distribution in relation to land use and its storage

- in a small watershed of the Loess Plateau, China. *Catena* 88: 6-13.
- 19- Garcia-Pausas J., Casals P., Camarero L., Huguet C., Sebastia M.T., Thompson R., and Romanya J. 2007. Soil organic carbon storage in mountain grasslands of the Pyrenees: effects of climate and topography. *Biogeochemistry* 82: 279-289.
- 20- Gilabert M.A., Gonzalez-Piqueras J., Garcia-Haro F.J., and Melia J. 2002. A generalized soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment* 82: 303-310.
- 21- Gitelson A.A., Kaufman Y.J., Stark R., and Rundquist D. 2002. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment* 80: 76-87.
- 22- Grimm R., Behrens T., Märker M., and Elsenbeer H. 2008. Soil organic carbon concentrations and stocks on Barro Colorado Island—digital soil mapping using random forests analysis. *Geoderma* 146: 102-113.
- 23- Haese R.R., Wallmann K., Dahmke A., Kretzmann U., Muller P.J., and Schulz H.D. 1997. Iron species determination to investigate early diagenetic reactivity in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61: 63-72.
- 24- Hengl T., Heuvelink G.B., Kempen B., Leenaars J.G., Walsh M.G., Shepherd K.D., Sila A., MacMillan R.A., de Jesus J.M., Tamene L., and Tondoh, J.E. 2015. Mapping soil properties of Africa at 250 m resolution: random forests significantly improve current predictions. *PLoS One* 10: 1-26.
- 25- Hengl T., Toomanian N., Reuter H.I., and Malakouti M.J. 2007. Methods to interpolate soil categorical variables from profile observations: Lessons from Iran. *Geoderma* 140(4): 417-427.
- 26- Holmes G., Hall M., and Frank E. 1999. Generating rule sets from model trees. In: Foo N. (ed.) *Advanced Topics in Artificial Intelligence*. Lecture Notes in Artificial Intelligence, 1-12.
- 27- Hontoria C., Rodríguez-Murillo J.C., and Saa A. 1999. Relationships between soil organic carbon and site characteristics in Peninsular Spain. *Soil Science Society of America Journal* 63(3): 614-621.
- 28- IRIMO, 2012. Islamic Republic of Iran Meteorological Organization.
- 29- Koutika L.S., Choné T., Andreux F., Burtin G., and Cerri C.C. 1999. Factors influencing carbon decomposition of topsoils from the Brazilian Amazon Basin. *Biology and Fertility of Soils* 28(4): 436-438.
- 30- Kumar S., Lal R., and Liu D. 2012. A geographically weighted regression kriging approach for mapping soil organic carbon stock. *Geoderma* 189-190: 627-634.
- 31- LieB M., Glaser B., and Huwe B. 2012. Uncertainty in the spatial prediction of soil texture comparison of regression tree and random forest models. *Geoderma* 170: 70-79.
- 32- Liu F., Zhang G., Sun Y., Zhao Y., and Li D. 2013. Mapping the Three-Dimensional Distribution of Soil Organic Matter across a Subtropical Hilly Landscape. *Soil Science Society America Journal* 77: 1241-1253.
- 33- Luoto M., and Hjort J. 2005. Evaluation of current statistical approaches for predictive geomorphological mapping. *Geomorphology* 67: 299-315.
- 34- McBratney A.B., Mendoça Santos M.L., and Minasny B. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma* 117: 3-52.
- 35- McBratney A.B., Stockmann U., Angers D., Minasny B., and Field D. 2014. Challenges for Soil Organic Carbon Research. In Alfred E. Hartemink, Kevin McSweeney (eds.) *Soil Carbon*, p. 3-16. Cham: Springer.
- 36- Metternicht G.I., and Zinck J.A. 2003. Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. *Remote Sensing of Environment* 85: 1-20.
- 37- Moonjun R., Farshad A., Shrestha D.P., and Vaiphasa C. 2010. Artificial Neural Network and Decision Tree in Predictive Soil Mapping of Hoi Num Rin Sub-Watershed, Thailand. In: Boettinger J.L. Howell D.W. Moore A.C. Hartemink A.E and Kienast-Brown S. (eds.) *Digital Soil Mapping*, Progress in Soil Science 2, p. 151- 164.
- 38- Nelson D.W., and Sommers L.E. 1996. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. p. 961-1010. In: Sparks D.L. (ed.), *Methods of Soil Analysis. Chemical Methods. Part 3*. The American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- 39- Nobakht A., Pourmajidian M., Hojjati S.M., and Fallah A. 2011. A comparison of soil carbon sequestration in hardwood and softwood monocultures (Case study: Dehmian forest management plan, Mazandaran). *Iranian Journal of Forest* 3(1): 13-23. (In Persian with English abstract)
- 40- Pahlavan-Rad M.R., Toomanian N., Khormali F., Brungard C.W., Komaki C.B., and Bogaert P. 2014. Updating soil survey maps using random forest and conditioned Latin hypercube sampling in the loess derived soils of northern Iran. *Geoderma* 232-234: 97-106.
- 41- Palm C., Sanchez P., Ahamed S., and Awiti A. 2007. Soils: A contemporary perspective. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 99-129.
- 42- Parks S.A., Dillon G.K., and Miller C. 2014. A new metric for quantifying burn severity: the relativized burn ratio. *Remote Sensing* 6: 1827-1844.
- 43- Paustian K., Levine E., Post W.M., and Ryzhova I.M. 1997. The use of models to integrate information and understanding of soil C at the regional scale. *Geoderma* 79(1-4): 227-260.
- 44- Prasad A.M., Iverson L.R., and Liaw A. 2006. Newer classification and regression tree techniques: bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems* 9(2): 181-19.
- 45- Qi J., Chehbouni A.R., Kerr Y.H., and Sorooshian S. 1994. A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. *Remote*

- Sensing of Environment 48: 119-126.
- 46- R Development Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at <http://www.informaworld.com/contentUa/V.24-2-2004/article9.htm> (visited 5 September 2010).
- 47- Randall E.W., Mahieu D.S., Powlson D.S., and Christensen B.T. 1995. Fertilization effects on organic matter in physically fractionated soils as studied by ^{13}C NMR: results from two long-term field experiments. *European Journal of Soil Science* 46(4): 449-459.
- 48- Shahbazi F., Hughes P., McBratney A., Minasny B., and Malone B. 2019a. Evaluating the spatial and vertical distribution of agriculturally important nutrients-nitrogen, phosphorous and boron-in North West Iran. *Catena* 173: 71-82.
- 49- Shahbazi F., McBratney A., Malone B., Oustan S., and Minasny B. 2019b. Retrospective monitoring of the spatial variability of crystalline iron in soils of the east shore of Urmia Lake, Iran using remotely sensed data and digital maps. *Geoderma* 337: 1196-1207.
- 50- Shahrabi M. 1994. The report of 1:250000 scale geological map of Urmia. Publication of Geological survey and Mineral Exploration Organization of Iran.
- 51- Sindayihebura A., Ottoy S., Dondeyne S., Meirvenne M.V., and Orshoven J.V. 2017. Comparing digital soil mapping techniques for organic carbon and clay content: Case study in Burundi's central plateaus. *Catena* 156: 161-175.
- 52- Skakun R.S., Wulder M.A., and Franklin S.E. 2003. Sensitivity of the thematic mapper enhanced wetness difference index to detect mountain pine beetle red-attack damage. *Remote Sensing of Environment* 86: 433-443.
- 53- Smith C.A.S., Daneshfar B., and Frank G. 2012. Use of weights of evidence statistics to define inference rules to disaggregate soil survey maps. p. 215-220. In: Minasny B., Malone B.P., and McBratney A. (eds.) *Digital Soil Assessments and Beyond: Proceedings of the 5th Global Workshop on Digital Soil Mapping*. CRC Press, Sydney.
- 54- Sreenivas K., Dadhwal V.K., Kumar S., Sri Harsha G., Mitran T., Sujatha G., Janaki Rama Suresh G., Fyze M.A., and Ravisankar T. 2016. Digital organic and inorganic carbon mapping of India. *Geoderma* 269: 160-173.
- 55- Stoorvogel J.J., Kempen, B., Heuvelink, G.B.M., and de Bruin S. 2009. Implementation and evaluation of existing knowledge for digital soil mapping in Senegal. *Geoderma* 149: 169-170.
- 56- Taghizadeh-Mehrjardi R., Nabiollahi K., and Kerry R. 2016. Digital mapping of soil organic carbon at multiple depths using different data mining techniques in Baneh region, Iran. *Geoderma* 266: 98-110.
- 57- Triantifilis J., Earl N.Y., and Gibbs I.D. 2012. Digital soil-classmapping across the Edgeroi district using numerical clustering and gamma-ray spectrometry data. p. 187-191. In: Minasny B., Malone B.P., and McBratney A. (eds.) *Digital Soil Assessments and Beyond: Proceedings of the 5th Global Workshop on Digital Soil Mapping*, CRC Press, Sydney.
- 58- Van Zijl G.M., le Roux P.A.L., and Smith A.B. 2012. Rapid soil mapping under restrictive conditions in Tete, Mozambique. p. 335-339. In: Minasny B. Malone B.P. and McBratney A. (eds.) *Digital Soil Assessments and Beyond: Proceedings of the 5th Global Workshop on Digital Soil Mapping*. CRC Press, Sydney.
- 59- Varamesh S., Hosseini S.M., Abdi N., and Akbarinia M. 2010. Increment of soil carbon sequestration due to forestation and its relation with some physical and chemical factors of soil. *Iranian Journal of Forest* 2(1): 25-35. (In Persian with English abstract)
- 60- Vasques G.M., Grunwald S., and Sickman J.O. 2008. Comparison of multivariate methods for inferential modeling of soil carbon using visible/near-infrared spectra. *Geoderma* 146: 14-25.
- 61- Vaysse K., and Lagacherie K. 2015. Evaluating Digital Soil Mapping approaches for mapping GlobalSoilMap soil properties from legacy data in Languedoc- Roussillon (France). *Geoderma Regional* 4: 20-30.
- 62- Were K., Bui D.T., Dick Q.B., and Singh B.R. 2015. A comparative assessment of support vector regression, artificial neural networks, and random forests for predicting and mapping soil organic carbon stocks across an Afromontane landscape. *Ecological Indicators* 52: 394-403.
- 63- Xu, H. 2006. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing* 27: 3025-3033.
- 64- Zhang S., Huang Y., Shen C., Ye H., and Du Y. 2012. Spatial prediction of soil organic matter using terrain indices and categorical variables as auxiliary information. *Geoderma* 171: 35-43.

Application of Two Data Mining Techniques for Mapping the Spatial Distribution of Soil Organic Carbon (Case Study: East Shore of Urmia Lake)

A. Mousavi¹- F. Shahbazi^{2*}- S. Oustan³- A.A. Jafarzadeh⁴- B. Minasny⁵

Received: 11-11-2019

Accepted: 27-04-2020

Introduction: Soils are considered as one of the most important parameters to be achieved the sustainable agriculture at any place in the world. Additionally, the digital environment needs to have a soil continuous maps at local and regional scales. However, such information are always not available at the required scale and mapping with high accuracy. Digital soil mapping (DSM) is a key for quantifying and assessing the variation of soil properties such as organic carbon (OC) especially in un-sampled and scarcely sampled areas. Using remotely sensed indices as an important auxiliary information relevant to the study area and data mining techniques were the pathway to create digital maps. Previous studies showed that digital elevation model (DEM) and remotely sensed data are the most commonly useful ancillary data for soil organic carbon prediction. the importance of DEM and derivative data in soil spatial modelling, it was not carried out in our research because there were no sharp differences in relief, and climate for that matter, across the study area. This research aims to investigate the spatial distribution of soil organic carbon (SOC) in a study area in north-western Iran using 21 remotely sensed indices as well as two data mining techniques namely Random Forests (RF) and Cubist.

Materials and Methods: This study was performed on the east shore of Urmia Lake located in the east Azerbaijan province, Iran. The area extension is about 500 km². Based on the synoptic meteorological station report, the average annual precipitation and temperature of the study area is 345.37 mm and 10.83°C, respectively. Soil moisture and temperature regimes are Xeric and Mesic, respectively. Using stratified random soil sampling method, 131 soil samples (for the depth of 0-10 cm) were collected. Soil organic carbon (SOC) were then measured. The next step was to gather a suite of auxiliary data or environmental covariates thought to be useful (and available) for predicting SOC within a DSM framework for the region studied. Then, a number of remotely sensed imagery scenes from the Landsat 8-OLI acquired were collected in July 2017. The RF and Cubist models were applied to establish a relationship between soil organic carbon and auxiliary data. Both reflectance of the individual bands and indices derived from combinations of the individual bands were used. Fourteen spectral indices relevant to four types of data including: i) vegetation and soil; ii) water; iii) landscape; and iv) geology were gathered. Three different statistics was used for evaluating the performance of model in predicting SOC, namely the coefficient of determination (R^2), mean error or bias (ME) and root mean square error (RMSE).

Results and Discussion: The results of the descriptive statistics of determined and calculated SOC for 131 soil samples showed that the mean and median values for SOC were 2.52% and 2.11%, respectively. Also, the CVs was recorded 57.94%. Minimum and maximum recorded values for SOC were 0.83% and 5.22%, respectively. The contents of SOC was left-skewed in the data set. The RF model prediction was quite good with calibration ($R^2= 0.89$, MSE = 0.16 and ME = 0.01). While, in the Cubist calibration data set, the Value of RMSE and ME were increased ($R^2= 0.85$, MSE = 0.21 and ME = 0.03). In terms of R^2 , The RF model showed the higher value (0.89) compared with the Cubist model (0.85) for the validation dataset. Generally, the remote sensing (RS) spectral indices can successfully predict various SOC across the study area. The covariate importance rankings showed that VARI, NDVI, CRI2 and CRI1 were the four important covariates to predict SOC in the study area. Accordingly, the changes in SOC over space were not uniform across the study area and also it means that the study area is very dynamic and evolved over time.

Conclusion: The results of this study showed that although variables and auxiliary data had different importance in predicting the distribution of SOC, in general it can be found by modelling the relationship

1, 2, 3 and 4- Ph.D. Student, Associate Professor and Professors, Department of Science and Soil Engineering, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: shahbazi@tabrizu.ac.ir)

5- Professor, Sydney Institute of Agriculture and School of Life and Environmental Sciences, The University of Sydney, Sydney, Australia

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.84154

between them and SOC through the model. The results revealed that the RF model was suitable for the target variable. Accordingly, the auxiliary variables had different importance in predicting the spatial distribution of SOC. Remote sensing imagery, particularly those encompassing the combined indices played an important role in the prediction of SOC. The obtained results also indicated that the Visible Atmospherically Resistant Index (VARI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) were important to predict SOC. The current study revealed that DSM using important environmental covariates can be successfully used in Iran which there is no sufficient soil databases. This research also provided a pathway to start further works in the future such as DSM relevant to the soil erosion, soil ripening, trace elements and so on.

Keywords: Cubist, Digital soil mapping, Environmental covariates, Modelling, Random Forest



مقاله علمی-پژوهشی

تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی از شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی کیفیت خاک، منطقه بازفت، (استان چهارمحال و بختیاری)

محمد مولائی آرپناهی^۱ - محمد حسن صالحی^{۲*} - مصطفی کریمیان اقبال^۳ - زهره مصلح^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۱/۳۱

چکیده

تغییر کاربری اراضی و شیوه‌های مدیریتی زمین علاوه بر تأثیر فراوانی که بر ویژگی‌های خاک دارد، می‌تواند منجر به از دست رفتن بسیاری از کاربردهای خاک گردد. بنابراین، مطالعات در زمینه اثر مدیریت‌های متفاوت روی ویژگی‌های مختلف خاک و در جهت مدیریت پایدار منابع خاک اهمیت فراوانی دارد. در این پژوهش اثر تغییر کاربری اراضی در کاربری‌های شامل جنگل بکر، باغ گردو، زمین کشاورزی و جنگل تخریب شده بر برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی کیفیت خاک در منطقه بازفت استان چهارمحال و بختیاری با شرایط یکسان از نظر تأثیر فرایندهای خاک‌سازی مورد بررسی قرار گرفت. برای این منظور از هر کدام از چهار کاربری مورد نظر ۱۰ نمونه خاک (در مجموع ۴۰ نمونه) از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری در قالب شبکه کاملاً تصادفی جمع‌آوری و ویژگی‌های مورد نظر تجزیه شدند. با توجه به نتایج به دست آمده از این پژوهش می‌توان بیان داشت که تغییر کاربری تأثیر معنی‌دار روی تمام ویژگی‌های مورد بررسی به غیر از درصد سیلت دارد. به طور کلی تخریب جنگل موجب کاهش شدید کیفیت خاک می‌گردد با این وجود تغییر کاربری از کشاورزی به باغ گردو منجر به بهبود کیفیت خاک می‌شود. بنابراین با توجه به حساس و شکننده بودن اکوسیستم‌های منطقه زاگرس جلوگیری از جنگل زدایی به شدت توصیه می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: بازفت، تغییر کاربری اراضی، کیفیت خاک

مقدمه

اراضی، در نهایت اکوسیستم با ایجاد روابط متقابل جدید و پیچیده بین عناصر گیاهی، خاک و ساختار مواد مغذی عملکرد متفاوتی را منعکس می‌کند (۳۵). تغییر نادرست کاربری اراضی با تأثیرگذاری بر محیط زیست، سلامت و کیفیت خاک (۱۱ و ۳۵)، امنیت غذایی، سلامتی انسان، تنوع زیستی، مهاجرت و کیفیت آب (۸ و ۱۷) در نهایت منجر به تخریب خاک می‌شود (۲۱ و ۲۳).

بررسی نتایج پژوهش‌های مختلف نشان می‌دهد که تغییر کاربری اراضی اثرات زیانباری بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک دارد. به عنوان مثال قطع درختان و تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی سبب تخریب اکوسیستم‌های طبیعی و نیز کاهش ظرفیت تولید خاک می‌شود (۱) که در نهایت منجر به فرسایش، کاهش حاصلخیزی، تغییر در رطوبت، شور شدن و دیگر تغییرات مؤثر بر خاک می‌شود.

با تغییر کاربری اراضی جنگلی به زمین کشاورزی، میزان رس و سیلت کاهش و درصد شن افزایش می‌یابد (۲۵). در اراضی با پوشش جنگل‌های طبیعی، خاکدانه‌های با اندازه بزرگ غالب می‌باشند با این وجود پس از تغییر کاربری این جنگل‌ها به جنگل تخریب شده و اراضی کشاورزی دیم، خاکدانه‌های متوسط و ریز غالب می‌گردند

کاربری اراضی و شیوه‌های مدیریت اراضی از جمله عوامل مؤثر بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک می‌باشند. با این وجود عواملی از قبیل رشد جمعیت، افزایش شهرنشینی، صنعتی شدن، تغییر سبک زندگی و به تبع آن مصرف‌گرایی بشر و تغییرات سیاسی و اقتصادی جوامع به عنوان عوامل اصلی تغییر کاربری اراضی و تخریب خاک مطرح می‌باشند (۲). بنابراین یکی از نگرانی‌های اصلی جوامع جهانی، تخریب خاک و تغییر چرخه مواد مغذی می‌باشند که خود ناشی از تغییر کاربری اراضی هستند (۱۵). براساس نوع و شدت تغییر کاربری

۱ و ۳ - به ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس تهران

۲ - استاد گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

(*) - نویسنده مسئول: Email: mehsalehi@yahoo.com

۴ - استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

(۲۷). جنگل‌زدایی و تغییر کاربری اراضی تأثیر معنی‌دار بر جرم مخصوص ظاهری، مقاومت فروروی و تخلخل تهویه‌ای خاک دارد. تبدیل اراضی جنگلی به کشاورزی به ترتیب منجر به کاهش ۵۵، ۱۱ و ۴۰ درصدی میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، تخلخل خاک و هدایت هیدرولیکی خاک گردید، در حالی که چگالی ظاهری خاک را به مقدار ۷ درصد افزایش داد (۳۹).

جنگل‌های منطقه‌ی بازفت جزء ذخایر اکولوژیکی کشور محسوب می‌شوند. تخریب بخش وسیعی از پوشش گیاهی این منطقه می‌شود (۱) که در نهایت منجر به فرسایش، کاهش حاصلخیزی، تغییر در رطوبت، شور شدن و دیگر تغییرات مؤثر بر خاک می‌شود.

با تغییر کاربری اراضی جنگلی به زمین کشاورزی، میزان رس و سیلت کاهش و درصد شن افزایش می‌یابد (۲۵). در اراضی با پوشش جنگل‌های طبیعی، خاکدانه‌های با اندازه بزرگ غالب می‌باشند با این وجود پس از تغییر کاربری این جنگل‌ها به جنگل تخریب شده و اراضی کشاورزی دیم، خاکدانه‌های متوسط و ریز غالب می‌گردند (۲۷). جنگل‌زدایی و تغییر کاربری اراضی تأثیر معنی‌دار بر جرم مخصوص ظاهری، مقاومت فروروی و تخلخل تهویه‌ای خاک دارد. تبدیل اراضی جنگلی به کشاورزی به ترتیب منجر به کاهش ۵۵، ۱۱ و ۴۰ درصدی میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، تخلخل خاک و هدایت هیدرولیکی خاک گردید، در حالی که چگالی ظاهری خاک را به مقدار ۷ درصد افزایش داد (۳۹).

جنگل‌های منطقه‌ی بازفت جزء ذخایر اکولوژیکی کشور محسوب می‌شوند. تخریب بخش وسیعی از پوشش گیاهی این منطقه به ویژه در ۵۰ سال اخیر منجر به تخریب و فرسایش خاک، کاهش تنوع زیستی، خسارت به اراضی و منابع طبیعی، افزایش مشکلاتی مانند زمین‌لغزه و افزایش سیلاب‌ها در منطقه و نیز پر شدن سدها و مخازن در پایین دست حوضه آبخیز گردیده است. با این وجود، کمبود مطالعات کافی و تفصیلی جهت کمی‌سازی اثرات تغییر کاربری اراضی بر ویژگی‌های خاک کاملاً مشهود است. لذا در این پژوهش سعی بر این بوده است تا آثار تغییر کاربری اراضی بر جنگل‌های طبیعی که در گذر زمان پس از تبدیل به کاربری‌های مختلف از جمله اراضی کشاورزی و باغ گردو شده‌اند با بررسی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی مورد مطالعه قرار گیرد. از این رو، تحقیق حاضر جهت بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر روی برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، در چهار کاربری خاک شامل (جنگل طبیعی، جنگل تخریب یافته، اراضی کشاورزی و باغ گردو) صورت گرفته است.

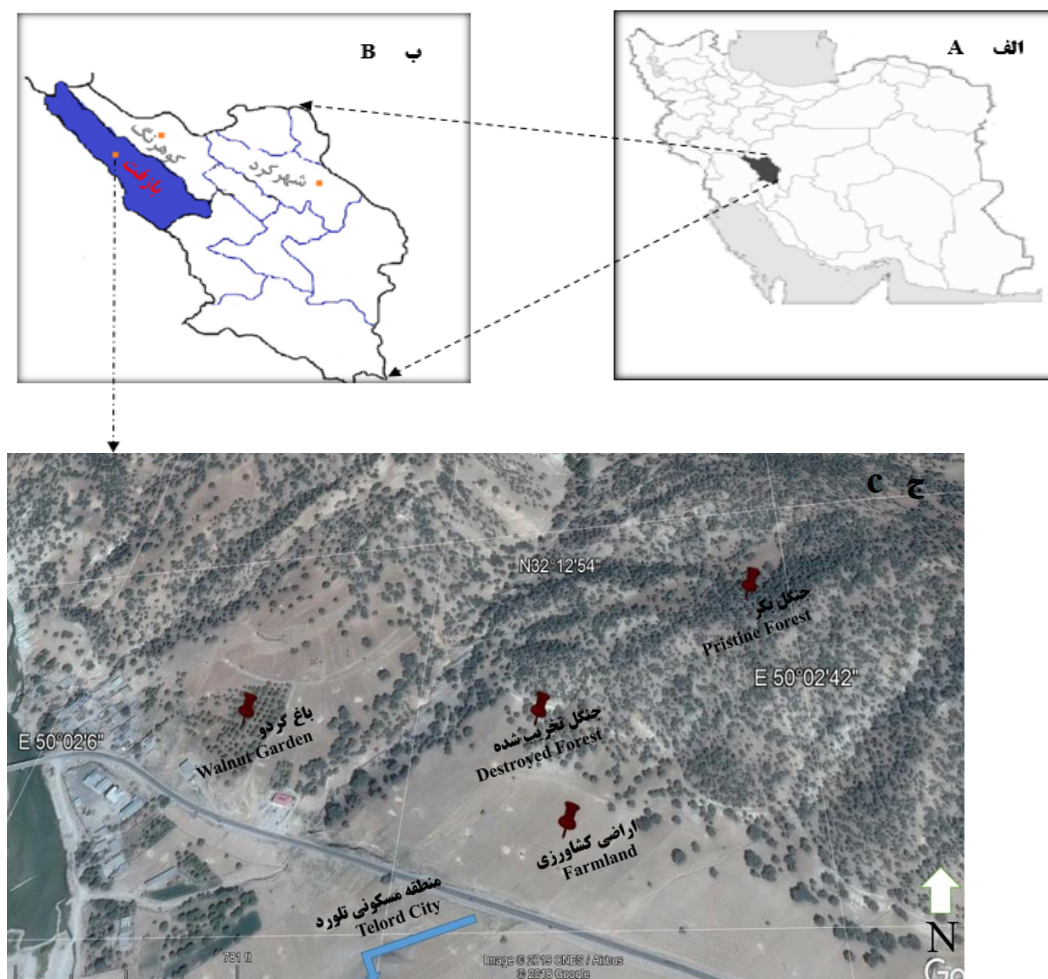
مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در حوضه آبخیز بازفت، از زیر حوضه‌های اصلی

آبخیز کارون شمالی، واقع در شمال غرب استان چهارمحال و بختیاری انجام گرفت. این منطقه از لحاظ مرفولوژی به شکل یک دره بسیار بزرگ (نوار کم‌عرض ۱۶ کیلومتری ولی با طول نسبتاً زیاد ۱۳۵ کیلومتری) در میان کوه‌های سر به فلک کشیده در طرفین واقع شده است (۲۸). از نظر خاکشناسی خاکهای منطقه بازفت بیشتر خاک‌های انتی‌سول (خاک‌های جوان و فاقد افق مشخص) می‌باشند. شیب منطقه متغیر می‌باشد و بیشترین آن مربوط به کلاس شیب ۴۰ تا ۷۰ درصد (معادل ۴۶ درصد از وسعت کل حوزه) می‌باشد. از نظر زمین‌شناسی منطقه در زون شکسته زاگرس قرار دارد. جنس سازندهای زمین‌شناسی منطقه بیشتر سنگ‌های آهکی، کنگلومرای بختیاری و مارن است (۳ و ۲۸). اکثر وسعت این منطقه را جنگل تشکیل می‌دهد که با سرعت زیاد سطح جنگل‌ها در حال کاهش است. با مطالعه عکس‌های هوایی و بازدیدهای صحرایی منطقه مورد مطالعه در نزدیکی منطقه مسکونی تلورد با مختصات جغرافیایی $2^{\circ} 50'$ طول شرقی و $32^{\circ} 22'$ عرض شمالی واقع در حاشیه رودخانه بازفت در نظر گرفته شد (شکل ۱). منطقه تلورد در فاصله تقریباً ۱۷۶ کیلومتر از مرکز استان واقع شده است. ارتفاع متوسط منطقه مورد مطالعه از سطح دریا ۱۵۶۰ متر و اقلیم منطقه بر اساس طبقه‌بندی دوماتن خیلی مرطوب می‌باشد. چهار کاربری و مدیریت غالب منطقه شامل جنگل طبیعی با پوشش غالب بلوط ایرانی، جنگل تخریب شده، اراضی کشاورزی و کاربری باغ گردو جهت انجام پژوهش انتخاب گردید. به گفته کشاورزان بومی منطقه جنگل‌های تخریب شده از تخریب جنگل‌های بکر طی ۵۰ سال اخیر، اراضی کشاورزی با قطع جنگل‌ها در طی ۳۰ تا ۴۰ سال گذشته، به وجود آمده‌اند. همچنین کشت در این اراضی کاملاً سنتی و بیشتر به کشت گندم، شبنم و یونجه اختصاص یافته است. کاربری باغ گردو نیز طی ۳۰ سال گذشته با تغییر کاربری اراضی کشاورزی و جنگل‌های تخریب شده به وجود آمده است.

به منظور بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی کیفیت خاک از هر کدام از چهار کاربری مورد نظر ۱۰ نمونه خاک (در مجموع ۴۰ نمونه) از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری در قالب شبکه کاملاً تصادفی جمع‌آوری و پیش از انتقال به آزمایشگاه مخلوط شدند (۱۴). برای کاهش تأثیر عوامل مختلف بر خاک، انتخاب نمونه در قسمت‌هایی انجام گرفت که از نظر درجه، جهت و شکل شیب، نوع مواد مادری، حداکثر مشابهت را داشتند تا تأثیر عوامل خاک ساز بر آن‌ها یکسان باشد. پس از خشک شدن نمونه‌ها آنها با الک ۴ میلی‌متری الک گردیدند و سپس با توجه به آزمایش مورد نظر در صورت نیاز از سایر الک‌ها نیز عبور داده شدند.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه (الف نقشه ایران ب) نقشه استان چهارمحال و بختیاری ج) تصویر ماهواره‌ای منطقه مورد مطالعه (گوگل ارث، ۲۰۱۸)

Figure 1- Geographical location of the study area A) Iran map B) Map of Chaharmahal Va Bakhtiari Province C) Satellite image of the study area (Google Earth, 2018)

آنالیزهای آزمایشگاهی

اندازه‌گیری بافت خاک به روش هیدرومتری بویوکس (۶) و جرم مخصوص ظاهری با روش سیلندر (۴) انجام پذیرفت. درصد تخلخل خاک با استفاده از رابطه بین وزن مخصوص ظاهری و وزن مخصوص حقیقی محاسبه گردید (۱۰). وزن مخصوص حقیقی یا چگالی خاک مقدار ثابت ۲/۶۵ در نظر گرفته شد (۳۱). اندازه‌گیری پایداری خاکدانه‌ها به روش الک تر صورت گرفت. بدین منظور ۵۰ گرم خاک را روی سری الک در اندازه ۲، ۱، ۰/۵، ۰/۲۵ و ۰/۰۵۳ میلی‌متر، عبور داده شدند سپس خاکدانه‌ها به دستگاه الک تر منتقل شدند. الک‌ها درون استوانه به مدت ۳ دقیقه با دامنه نوسان ۱/۳ سانتی‌متر و در هر دقیقه ۳۴ مرتبه بالا و پایین حرکت کردند. ذرات باقی‌مانده روی الک‌ها با وزن معین درون ظرف فلزی در دمای ۱۱۰

درجه به مدت ۲۴ ساعت خشک و توزین گردیدند. پس از جداسازی ذرات شن با استفاده از فرمول $MWD = \sum_{i=1}^n X_i W_i$ میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها محاسبه گردید (۲۰).
MWD در این رابطه میانگین وزنی قطر ذرات خاک، W_i نسبت وزن خاکدانه‌ها در هر الک به وزن کل خاکدانه‌ها، X_i میانگین قطر خاکدانه‌ها باقی‌مانده روی الک می‌باشد.
اندازه‌گیری ویژگی‌های شیمیایی خاک از قبیل pH به روش (۲۶) و هدایت الکتریکی خاک در عصاره گل اشباع توسط دستگاه هدایت سنج الکتریکی در عصاره اشباع اندازه‌گیری گردید و پس از تصحیحات لازم گزارش هدایت الکتریکی در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد گزارش شد (۳۰). برای اندازه‌گیری میزان کربنات کلسیم معادل از روش تیتراسیون با اسید استفاده شد (۲۹).

پس از انجام آزمایش‌ها و تجزیه‌های آزمایشگاهی، تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از روش Anova یک‌طرفه (One Way Anova) و مقایسه میانگین‌ها توسط آزمون توکی در سطح ۵ درصد آماری صورت گرفت.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس داده‌های به دست آمده از پژوهش حاضر در جدول ۱ آورده شده است. نتایج تجزیه واریانس نشان می‌دهد که اثر کاربری در سطح احتمال ۵ درصد بر درصد سیلت تأثیر مشخص و معنی‌داری نداشته است ($P < 0.05$). با این حال اثر سایر متغیرهای بررسی شده در این پژوهش تحت تأثیر کاربری‌های مختلف قرار گرفت ($P > 0.05$).

توزیع اندازه ذرات خاک

شکل ۲ کلاس توزیع اندازه ذرات خاک را نشان می‌دهد. با توجه به اطلاعات این نمودارها، درصد شن و رس در مدیریت‌های مختلف دارای تفاوت معنی‌دار آماری می‌باشند ($P < 0.05$) با این وجود تفاوت معنی‌داری بین درصد سیلت در کاربری‌های مختلف مورد بررسی مشاهده نشد ($P > 0.05$). نتایج به دست آمده در پژوهش حاضر نشان می‌دهد که در اثر تغییر کاربری اراضی میزان شن از ۲۳/۱۴ درصد در جنگل بکر به ۲۸/۵۲، ۳۶/۵۲ و ۳۴/۹۸ درصد به ترتیب در اراضی باغ گردو، اراضی کشاورزی و جنگل تخریب شده رسید. همچنین میزان سیلت نیز از ۳۲ درصد در جنگل به ۳۲/۱۴، ۲۷/۶۸ و ۲۷/۹۶ درصد در باغ گردو، اراضی کشاورزی و جنگل‌های تخریب شده تغییر پیدا

کرد.

مقایسه میانگین داده‌ها نشان از تفاوت درصد توزیع اندازه ذرات، تحت اثر کاربری‌های متفاوت دارد به گونه‌ای که درصد رس به طور معنی‌داری در کاربری جنگل بکر و باغ گردو در مقایسه با سایر کاربری‌ها بالاتر است و توزیع شن به گونه‌ای است که بیشترین میزان شن در کاربری اراضی کشاورزی و کمترین میزان شن در کاربری جنگل می‌باشد (شکل ۲).

بررسی اندازه ذرات خاک نشان داد که بافت خاک در کاربری جنگل رسی و در باغ گردو لومی رسی و رسی می‌باشد، دلیل این امر وجود پوشش گیاهی و برگشت بقایای گیاهی به خاک در نتیجه تسریع روند خاکدانه سازی و همچنین عدم تخریب خاکدانه‌ها می‌باشد. با تغییر کاربری به اراضی کشاورزی از میزان رس خاک کاسته و به میزان شن خاک افزوده می‌گردد. که دلیل آن ناشی از اعمالی از جمله عملیات کشاورزی (شخم شیار)، چرای دام، بوته کنی و عملیات مشابه می‌باشد که پایداری خاکدانه‌ها را کاهش می‌دهد. در نتیجه این فرآیندها، در نهایت جریانات سطحی ناشی از بارندگی و آبیاری در زمین‌های کشاورزی موجب آبشویی ذرات ریز شده و میزان شن افزایش می‌یابد. همچنین نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان می‌دهد توزیع اندازه ذرات خاک در کاربری‌های جنگل و باغ گردو تفاوت معنی‌دار آماری وجود ندارد. این امر احتمالاً به دلیل کنترل چرای دام، افزایش برگشت بقایای گیاهی به خاک، استفاده از کودهای دامی گسترش ریشه درختان و گیاهان که در نهایت موجب تشدید فعالیت‌های بیولوژیکی، کاهش تخریب خاک و موجب بهبود فرآیندهای خاکدانه-سازی در کاربری باغ گردو نسبت به اراضی کشاورزی گردیده است.

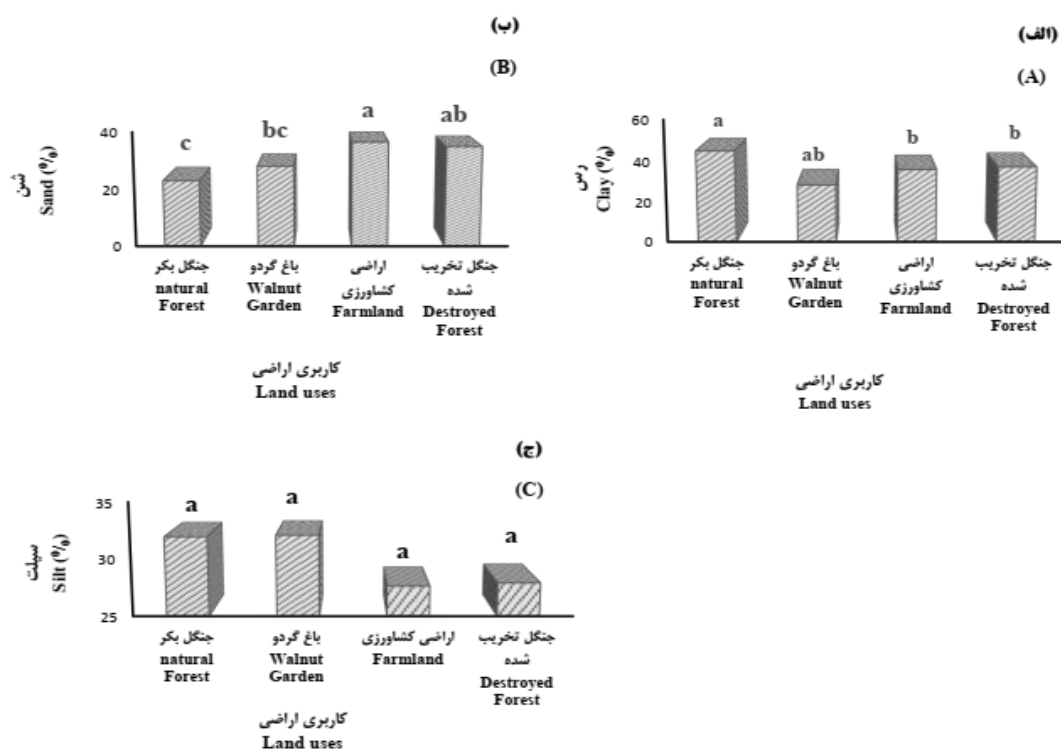
جدول ۱- تجزیه واریانس ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در انواع مختلف کاربری اراضی

Table 1- Analysis of variance of soil physical and chemical properties in different types of land use

پارامتر	مجموع مربعات (SS)	درجه آزادی (df)	میانگین مربعات (MS)	پارامتر F	ضریب تغییرات (CV %)
شن Sand(%)	1140.64	3	380.21	9.18**	26.68
سیلت Silt(%)	181	3	60.37	0.55 ns	28.05
رس Clay(%)	482.90	3	160.96	4.72*	16.83
MWD(mm) میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها	3.28	3	1.09	21.79**	39.55
Porosity(%) تخلخل	269.87	3	89.96	10.17**	8.92
BD(g/cm ³) چگالی ظاهری	0.19	3	0.06	10.17**	6.87
pH اسیدیته خاک	0.38	3	0.13	15.46**	31.77
EC(dS/m ⁻¹) هدایت الکتریکی	0.52	3	0.17	12.36 **	3.76
CaCO ₃ (%) کربنات کلسیم معادل	419.46	3	139.82	14.01**	18.96

ns عدم معنی‌دار، * و ** به ترتیب معنی‌داری در سطح ۵ درصد ($P < 0.05$) و در سطح ۱ درصد ($P < 0.01$)

ns: Non-significant, * and **, significant at 5% ($P < 0.05$) and 1% ($P < 0.01$) respectively.



شکل ۲- توزیع اندازه ذرات خاک در کاربری‌های مختلف. الف) درصد رس. ب) درصد شن. ج) درصد سیلت
میانگین‌های با حروف مشابه اختلاف معنی‌دار ندارند ($P < 0.05$)

Figure 2- Soil particle size distribution in different land uses. A) Clay percentage. B) Sand percentage. C) Silt percentage
Means with the similar letters are not significantly different at $P < 0.05$.

عنوان شاخص خاکدانه سازی مورد بررسی قرار گرفت. مطابق جدول نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱)، تغییر کاربری بر میزان میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها مؤثر است ($P < 0.001$). شکل ۳ نشان می‌دهد میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در جنگل بیشتر از سایر کاربری‌ها بود، به صورتی که میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها جنگل ۱/۳۲ میلی‌متر بود، این میزان به ترتیب ۶۰/۲۷، ۸۲/۰۷ و ۳۵/۳۵ درصد در کاربری باغ گردو، اراضی کشاورزی و جنگل تخریب شده کاسته شد.

در خاک جنگل به علت وجود ماده آلی زیاد و عدم تخریب ساختمان خاک و همچنین توزیع اندازه ذرات خاک (میزان رس بالاتر و شن کمتر) دارای MWD بالاتری هست. درحالی‌که در اراضی کشاورزی ماده آلی کم چرای مفرط و شخم همچنین کاهش میزان رس و افزایش شن موجب کاهش میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها گردیده است. در جنگل تخریب شده نیز وجود ماده آلی کم و تراکم خاک می‌تواند از دلایل کاهش MWD باشد. در حالی‌که در کاربری باغ گردو برگشت بقایای آلی به خاک و عدم تخریب خاکدانه‌ها دلیل بیشتر بودن MWD نسبت به اراضی کشاورزی می‌باشد. به عبارت ساده وجود کربن آلی روند خاکدانه سازی را تسریع می‌کند و موجب ایجاد خاکدانه‌های ماکرو و پایداری بیشتر خاکدانه‌ها می‌گردد و با

ووی و تیسن (۳۷) نتایجی را مبنی بر عدم تفاوت معنادار آماری بین جزء سیلت در کاربری‌های متفاوت ارائه داده‌اند. بوومن و همکاران (۷) اظهار داشتند با به هم خوردن تهویه خاک، فعالیت موجودات خاک‌زی بیشتر شده و منجر به بیشتر شدن تجزیه مواد آلی و متلاشی شدن خاکدانه‌ها شده و ذرات کوچک به راحتی در آب شناور شده و همراه با آب به لایه‌ها پایین تر انتقال پیدا می‌کنند، یا توسط رواناب آب‌های سطحی به شیب‌های پایین تر حرکت می‌کنند. روند تغییرات اجزای خاکدانه نشان می‌دهد روند خاکدانه‌سازی به شدت متأثر از نوع کاربری اراضی می‌باشد، به گونه‌ای که با تغییر کاربری از جنگل بکر به سایر کاربری‌ها از میزان ذرات رس خاک کاسته و به میزان شن آن‌ها افزوده می‌گردد. در این پژوهش همچنین مشخص شد توزیع اندازه ذرات خاک در جنگل تخریب شده شباهت زیادی به اراضی کشاورزی دارد که با توجه به بارندگی بالا در منطقه و فرآیند آبشویی و فرسایش خاک سطحی به دلیل تخریب خاک و پوشش گیاهی ضعیف می‌تواند توجیه شود.

میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD)

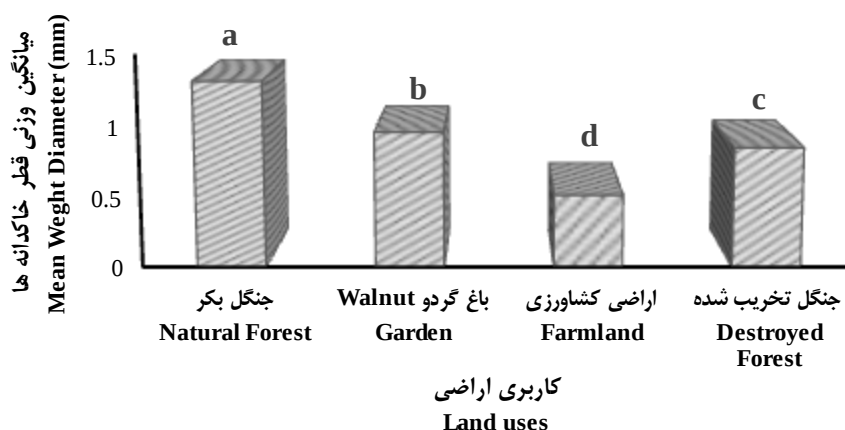
در این پژوهش میانگین وزنی قطر ذرات خاک (MWD) به

تغییر کاربری باعث افزایش جرم ویژه ظاهری به میزان ۱۰/۹۶، ۶/۳۰ و ۱۲/۷۵ درصد به ترتیب در باغ گردو، اراضی کشاورزی و جنگل تخریب شده نسبت به جنگل می‌شود. می‌توان گفت با تغییر کاربری از جنگل به کاربری کشاورزی و جنگل شده با افزایش شن و کاهش میزان رس و در نتیجه تخلخل کمتر، جرم مخصوص ظاهری افزایش می‌یابد. همچنین با تغییر کاربری اراضی کشاورزی به باغ گردو عکس این فرایندها رخ می‌دهد و سبب کاهش جرم مخصوص ظاهری در کاربری باغ گردو نسبت به اراضی کشاورزی می‌گردد.

کاهش رس و افزایش شن نیز پایداری و میانگین وزنی قطر خاکدانه ها کاهش می‌یابد. نتایج این پژوهش نشان می‌دهد شاخص میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها همبستگی مثبت و قوی با ماده آلی خاک داشت. ($r=0.71$)

جرم ویژه ظاهری

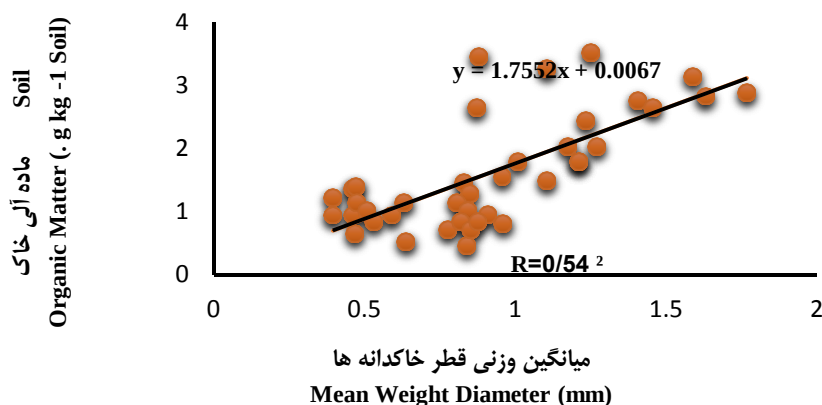
نتایج تجزیه واریانس مقدار جرم ویژه ظاهری در کاربری‌های مورد نظر نشان می‌دهد اثر تغییر کاربری اراضی در سطح احتمال ۰/۰۰۱ درصد بر جرم ویژه ظاهری مؤثر است (جدول ۱). نتایج مربوط به مقایسه میانگین‌ها در شکل ۵ آورده شده است. نتایج نشان می‌دهد



شکل ۳- تأثیر تغییر کاربری بر میزان میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها

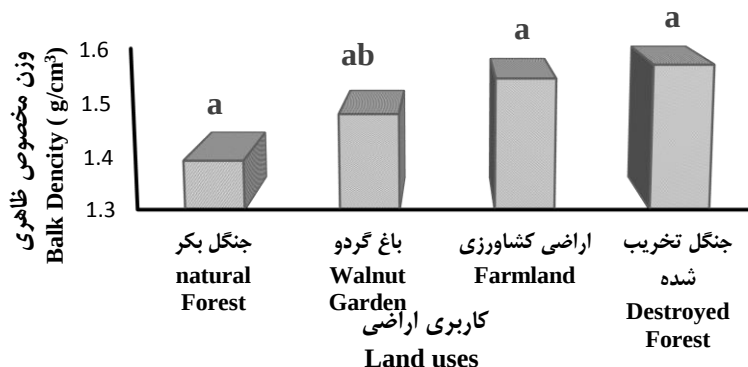
میانگین‌های با حروف مشابه اختلاف معنی‌دار ندارند ($P<0.05$)

Figure 3- Effects of land use change on mean weight diameter of aggregates
Means with the similar latters are not significantly different at $P<0.05$.



شکل ۴- همبستگی ماده آلی با میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها

Figure 4- Correlation of soil organic matter with mean weight of aggregate diameter



شکل ۵- تأثیر تغییر کاربری اراضی بر میزان چگالی ظاهری خاک

میانگین‌های با حروف مشابه اختلاف معنی‌دار ندارند ($P < 0.05$).

Figure 5- Effects of land use change on soil Bulk density
Means with the similar latters are not significantly different at $P < 0.05$.

بهبود ۶ درصدی تخلخل خاک در باغ گردو گردیده است. همچنین با مقایسه روند تغییرات وزن مخصوص ظاهری و تخلخل (شکل ۵ و ۶) نتایج نشان داد که با افزایش وزن مخصوص ظاهری از میزان تخلخل خاک کاسته می‌گردد.

در رابطه با پایین بودن تخلخل در جنگل تخریب‌شده و اراضی کشاورزی می‌توان دلایلی از جمله تردد دام و ماشین آلات، عملیات کشاورزی، چرای شدید و ماده آلی کمتر در مقایسه با سایر کاربری‌ها را مطرح نمود. زیرا عملیات شخم و کشت و کار موجب کاهش حجم منافذ ماکروپور و ایجاد یک‌لایه فشرده در زیر لایه گلخراش و نزدیک به سطح زمین می‌گردد (۱۶ و ۲۱). نتایج این تحقیق از نتایج گزارش یوسفی فرد و همکاران (۳۸) پیروی می‌کند. به گونه‌ای که نتایج تحقیق ایشان نشان داد که تغییر کاربری از مرتع با پوشش گیاهی خوب به مرتع با پوشش گیاهی ضعیف، دیم‌زار و دیم‌زار رها شده سبب تأثیر معنی‌دار آماری در سطح احتمال ۵ درصد بر درصد تخلخل در چهار کاربری مورد نظر می‌گردد.

واکنش خاک (pH)

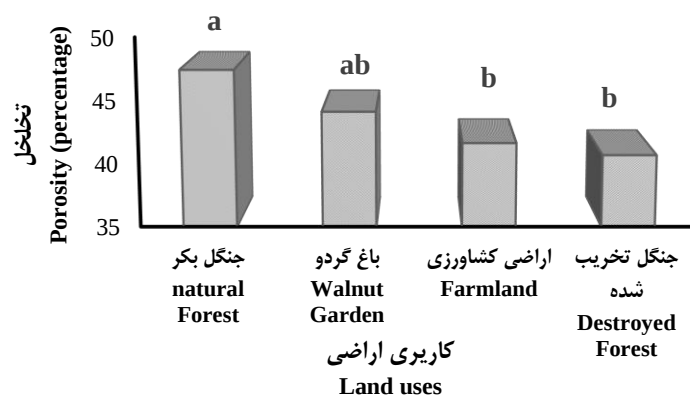
طبق نتایج جدول تجزیه واریانس (جدول ۱) مشاهده می‌گردد که اثر کاربری در سطح احتمال ۰/۰۰۱ درصد بر اسیدیته خاک مؤثر می‌باشد. اسیدیته خاک در کاربری جنگل نسبت به سایر کاربری‌ها دارای اختلاف معنی‌دار است (شکل ۷ الف). افزایش اسیدیته خاک را در اثر تغییر کاربری اراضی جنگلی می‌تواند به دلیل کاهش بقایای آلی خاک و فعالیت‌های مدیریتی از جمله کوددهی و نیز اضافه شدن کودهای حیوانی در اثر چرای دام باشد (۱۲).

مقایسه جرم مخصوص ظاهری بین دو کاربری اراضی کشاورزی و جنگل تخریب‌شده نشان داد تفاوت معنی‌دار آماری بین این دو کاربری وجود ندارد. دلیل آن می‌تواند ناشی از ماده آلی تقریباً یکسان در این دو کاربری باشد. در اراضی کشاورزی عملیات خاک‌ورزی موجب شکسته شدن خاکدانه‌ها و کاهش تخلخل خاک به علت قرارگیری ذرات ریز در خلل و فرج خاک می‌گردد، در نهایت جرم ویژه ظاهری خاک افزایش می‌یابد (۸).

افزایش جرم مخصوص ظاهری پس از تغییر کاربری اراضی می‌تواند نشانگر کم شدن فعالیت ریشه گیاهان می‌باشد (۱۹). همچنین دلایل افزایش جرم ویژه ظاهری را در کاربری‌های باغ گردو، اراضی کشاورزی و جنگل تخریب‌شده نسبت به جنگل را می‌توان تراکم خاک به دلیل چرای دام و تردد ماشین آلات، عملیات کشاورزی، همچنین کاهش ماده آلی خاک و کاهش فعالیت‌های بیولوژیکی دانست.

تخلخل

نتایج جدول تجزیه واریانس مشاهده می‌گردد که اثر کاربری در سطح احتمال ۰/۰۰۱ درصد بر تخلخل خاک مؤثر است (جدول ۱). تخلخل خاک در کاربری‌های مختلف در دامنه ۴۷/۴۶ و ۴۰/۷۴ درصد متغیر بود که بیشترین میزان تخلخل مربوط به کاربری جنگل بکر و کمترین میزان مربوط به کاربری جنگل تخریب شده بود. جنگل زدایی باعث کاهش ۶/۹۲، ۱۲/۰۵ و ۱۴/۱۶ درصدی تخلخل به ترتیب در کاربری‌های باغ گردو، اراضی کشاورزی و جنگل تخریب شده گردید. تغییر مدیریت از اراضی کشاورزی به باغ گردو باعث



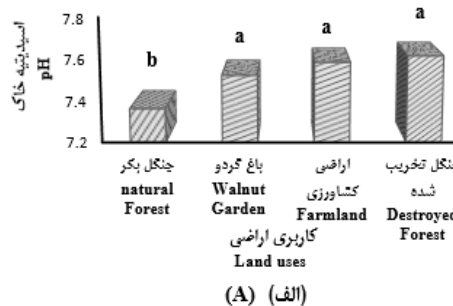
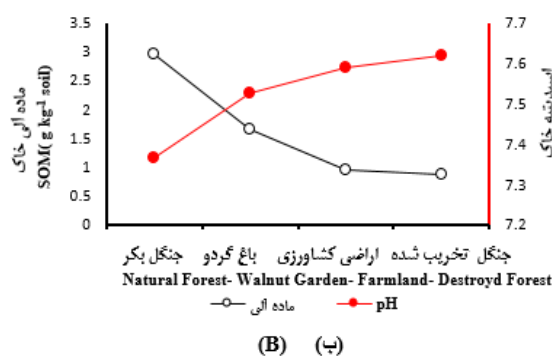
شکل ۶- تأثیر تغییر کاربری اراضی بر میزان تخلخل خاک

میانگین‌های با حروف مشابه اختلاف معنی‌دار ندارند ($P < 0.05$)

Figure 6- Effects of land use change on soil porosity
Means with the similar letters are not significantly different at $P < 0.05$.

اسیدیته عکس روند تغییرات میزان ماده آلی در کاربری‌های مختلف می‌باشد این دو پارامتر باهم رابطه منفی و قوی دارند ($r = -0.70$). روند افزایشی میزان pH خاک طی تغییر کاربری اراضی در مطالعات دیگر نیز به اثبات رسیده است (۶).

بنابراین، در منطقه مورد مطالعه، جنگل‌زدائی منجر به کاهش برگشت لاشبرگ، بقایای گیاهی و کاهش مواد آلی خاک گردیده است. در کنار مسئله تغییر پوشش گیاهی، چرای دام، بوته کنی و سایر سوء مدیریت‌ها باعث افزایش pH خاک در سایر کاربری‌ها نسبت به کاربری جنگل گردیده است. شکل (۷ ب) نشان می‌دهد روند تغییرات



شکل ۷- الف) نمودار تأثیر تغییر کاربری اراضی بر میزان pH خاک. ب) روند تغییرات میزان ماده آلی و pH خاک در کاربری‌های مختلف

میانگین‌های با حروف مشابه اختلاف معنی‌دار ندارند ($P < 0.05$)

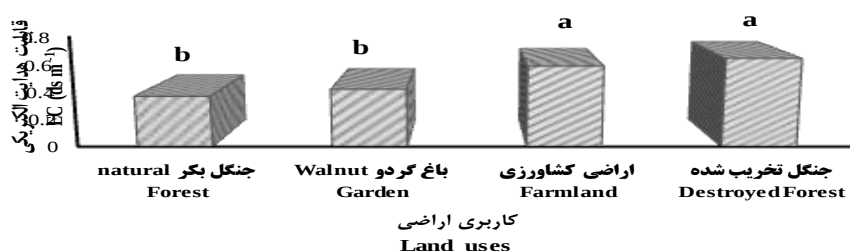
B) Trends in soil organic matter content and pH changes in different land. Figure 7- A) Effects of land use change on soil pH
uses

Means with the similar letters are not significantly different at $P < 0.05$.

قابلیت هدایت الکتریکی (EC)

می‌توان به دلیل کاهش پوشش گیاهی و لاشبرگ در اثر چرای دام و بوته کنی به تبع آن افزایش تبخیر از خاک سطحی توجیه نمود. چانتون و لاوادی (۹) و جعفری و همکاران (۱۸) نیز گزارش‌هایی مبنی بر افزایش EC در اثر کاهش پوشش گیاهی و افزایش تبخیر از خاک سطحی ارائه نموده‌اند. نتایج همچنین نشان می‌دهد، تغییر کاربری اراضی کشاورزی به باغ گردو منجر به کاهش هدایت الکتریکی به میزان ۸/۴۹ درصد گردیده است. دلایل احتمالی این کاهش می‌تواند نبود خاکورزی شدید و از سوی دیگر کاهش دمای خاک و تبخیر توجیه شود. بولان و همکاران (۵) نیز افزایش EC در اثر جنگل تراشی را گزارش نموده‌اند.

نتایج تجزیه واریانس قابلیت هدایت الکتریکی در جدول ۱ در کاربری‌های مختلف آورده شده است. طبق جدول مشاهده می‌گردد که اثر کاربری در سطح احتمال ۰/۰۰۱ درصد، بر میزان هدایت الکتریکی معنی‌دار است. مقایسه میانگین‌ها نشان می‌دهد، کاربری جنگل تخریب‌شده و کشاورزی دارای بیشترین میزان هدایت الکتریکی بوده‌اند و نسبت به کاربری جنگل و باغ گردو تفاوت معنی‌دار آماری داشتند (شکل ۸). دلیل افزایش EC در اراضی کشاورزی احتمالاً به دلیل کوددهی در اراضی کشاورزی و عملیات کشت و کار بوده است (۹). همچنین افزایش معنی‌دار EC در جنگل تخریب‌شده را



شکل ۸- تأثیر تغییر کاربری اراضی بر میزان هدایت الکتریکی

میانگین‌های با حروف مشابه اختلاف معنی‌دار ندارند ($P < 0.05$).

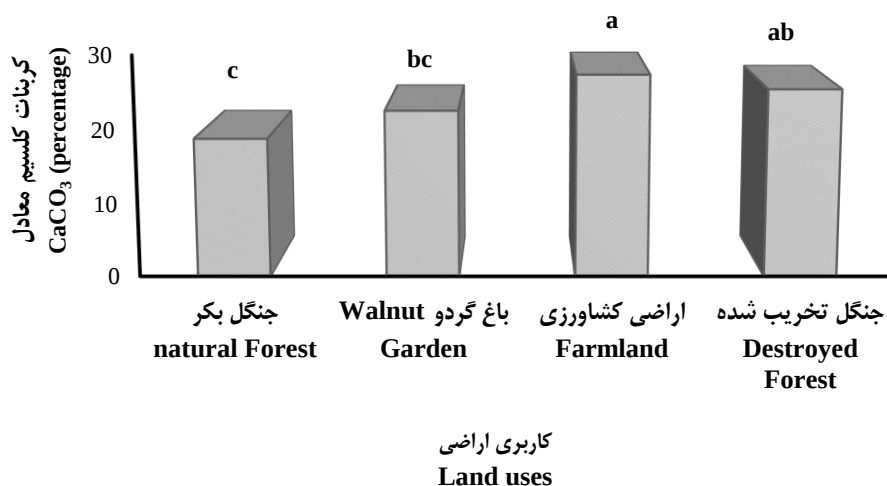
Figure 8- Effects of land use change on electrical conductivity

. Means with the similar letters are not significantly different at $P < 0.05$

خاک‌های زیرین که دارای آهک بیشتر نسبت به خاک‌های رویی می‌باشند، به عنوان دلایل احتمالی افزایش مقدار آهک خاک‌های کشاورزی بیان نموده‌اند. پایین بودن آهک در خاک‌های جنگلی نیز به دلیل فراهمی رطوبت بیشتر که باعث آبشویی و انحلال کربنات کلسیم از افق رویی و تجمع در افق کلسیک زیرین می‌گردد و همچنین دی‌اکسید کربن ناشی از فعالیت بیولوژیکی می‌تواند توجیه شود (۸).

کربنات کلسیم معادل (CaCO_3)

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱) بیانگر آن است که اثر کاربری اراضی بر میزان کربنات کلسیم معادل تأثیر معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۰۰۱ داشته است. مقایسه میانگین‌ها نیز نشان می‌دهد که میزان کربنات کلسیم معادل در کاربری کشاورزی بیشتر از سایر کاربری‌ها بوده است (شکل ۹). ریاحی و همکاران (۳۲)، دلایلی همچون ریشه کن کردن درختان جنگلی و عملیات کشت و کار که موجب اختلاط



شکل ۹- تأثیر تغییر کاربری اراضی بر میزان CaCO_3

میانگین‌های با حروف مشابه اختلاف معنی‌دار ندارند ($P < 0.05$)

Figure 9- Effects of land use change on CaCO_3 content.

Means with the similar letters are not significantly different at $P < 0.05$.

بهره‌برداری بیانگر عدم موفقیت در مدیریت پایدار منابع خاک در منطقه مورد مطالعه می‌باشد. اما مقایسه برخی ویژگی‌ها از جمله درصد توزیع اندازه ذرات خاک، میزان تخلخل خاک و کربنات کلسیم معادل نشان می‌دهد که تفاوت معنی‌داری بین کاربری باغ گردو و جنگل بکر وجود ندارد. این نتایج نشان از بهبود فرآیندهای خاکدانه سازی، کاهش تخریب ساختمان خاک و شدت گرفتن فرآیندهای بیولوژیکی به تبع آن بهبود کیفیت خاک پس از تغییر کاربری اراضی کشاورزی به باغ گردو می‌باشد. بر همین اساس می‌توان کاربری باغ گردو را در مناطقی که امکان احیاء جنگل‌های طبیعی وجود ندارد به عنوان بهترین مدیریت انتخاب نمود. همچنین با توجه به حساس و شکننده بودن اکوسیستم‌های منطقه زاگرس جلوگیری از جنگل زدایی به شدت توصیه می‌گردد.

در مدیریت باغ گردو نیز احتمالاً نبود خاک‌ورزی شدید و بهبود ساختمان خاک باعث گردیده میزان کربنات کلسیم معادل پس از تغییر کاربری کاهش معنی‌داری نسبت به اراضی کشاورزی داشته باشد. نتایج این پژوهش از تحقیق قربانی و همکاران (۱۸) که نشان دادند، تغییر کاربری اراضی مرتعی به کشاورزی سبب تفاوت معنی‌دار در کربنات کلسیم معادل نگردیده است، تبعیت نمی‌کند.

نتیجه‌گیری

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک تحت تأثیر تغییر کاربری اراضی قرار می‌گیرد. در مجموع می‌توان بیان کرد، میزان تغییرات بوجود آمده در کاهش کیفیت خاک تحت مدیریت‌های انسانی و نظام‌های مختلف

منابع

- 1- Adeel Z., Safriel, U., Niemeijer D., White R., Kalbermatten G., and Glantz M. 2005. Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Huaman Well-bering Desertification Synthesis. Washington DC World Resources Institute, 1(1):623-662. Available at .(<http://www.millenniumassessment.org/document.355>).
- 2- Barbier E.B., 2000. The economic linkages between rural poverty and land degradation: some evidence from Africa. Agriculture Ecosystems and Environment 82(1-3): 355-370.
- 3- Besalatpour A.A., Ayobi S., Hajabbasi M.A., Gharipour A., and Yousefian j.A. 2014. Feature selection using parallel genetic algorithm for the prediction of geometric mean diameter of soil aggregates by machine learning methods. Arid Land Research and Management 28(4): 383-394.
- 4- Blake G.R., and Hartge K. 1986. Bulk density1. p. 363-375. A. Klute (ed.) Methods of soil Analysis physical and mineralogical methods (methodsofsoilan1). Part 1. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

- 5- Bolan N., Hedley M., and White R. 1991. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant and Soil* 134 (1): 53-63.
- 6- Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy Journal* 54(5): 464-465.
- 7- Bowman R., Reeder J., and Lober R. 1990. Changes In Soil Properties In A Central Plains Rangeland Soil After 3, 20, And 60 Years Of Cultivation1. *Soil Science* 150(6): 851-857.
- 8- Celik I. 2005. Land use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil and Tillage Research* 83(2): 270-277.
- 9- Chaneton E. J., and Lavado R. S. 1996. Soil nutrients and salinity after long-term grazing exclusion in a flooding pampa grassland. *Journal of Rang Management* 49(2): 182-187.
- 10- Famiglietti J.S., Rudnicki J.W., and Rodell M. 1998. Variability in surface moisture content along a hill slope transect Rattlesnake Hill, Texas. *Journal of Hydrology* 210 (1-4): 259-281.
- 11- Frac M., Lipiec J., Usovich B., Oszust K., and Brzezinska M. 2017. Microbial and physical properties as indicators of sandy soil quality under cropland and grassland. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* 19: (95-95).
- 12- Geissen V., Sánchez H.R., Kampichler C., Ramos R.R., Sepulveda L.A., Ochoa G.S., De J.B., Huerta L. E., and Hernández D.S. 2009. Effects of land use change on some properties of tropical soils an example from Southeast Mexico. *Geoderma* 151(3-4): 87-97.
- 13- Ghorbani H., Kashi H., and Hafezimoghadas N. 2012. The Effect of Rangeland Change to Agriculture on Some Physical and Chemical Properties of Soils in Golestan Province. *Soil Management Journal* 2(3): 49-58. (In Persian).
- 14- Gregorich E.G. and Carter M.R., 2007. Soil sampling and methods of analysis. CRC Press is an imprint of Taylor and Francis Group. an Informa business.
- 15- Guo L.B., and Gifford R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8(4): 345-360.
- 16- Hobbs P., Woodhead T., and Meisner C. 1994. Soil physical factors limiting the productivity of the rice-wheat rotation and ways to reduce their impact through management. *Wheat in Heat-stressed Environments: Irrigated, Dry Areas, and Rice-wheat Farming Systems: Proceedings of the International Conferences, Wheat in Hot, Dry, Irrigated Environments, Wad Medani, Sudan, 1-4 February 1993, Wheat in Warm Area, Rice-wheat Farming Systems, Dinajpur, Bangladesh, 13-15 February [sic] 1993, 1994. CIMMYT*, 276.
- 17- Islam K.R. and Weil R.R. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79(1): 9-16.
- 18- Jafari Z., Niknahad G., Komaki H., and Choogh B.,K. 2014. physical and chemical properties of soil Investigate under two range management scenarios (case study, Chut Rangelands in Gonbade kavoo). *Desert Ecosystem Engineering Journal* 3(4): 11-20. (In Persian)
- 19- Jaiyeoba I. 2003. Changes in soil properties due to continuous cultivation in Nigerian semiarid Savannah. *Soil and Tillage Research* 70(1): 91-98.
- 20- Kemper, W.D., and Rosenau R.,C. 1986. Aggregate stability and size distribution.p 425-442.
- 21- Kukal S., and Aggarwal G. 2002. Percolation losses of water in relation to puddling intensity and depth in a sandy loam rice (*Oryza sativa*) field. *Agricultural Water Management* 57(1): 49-59.
- 22- Lambin E.F., and Geist H.J., editors. 2008. Land use and land cover change local processes and global impacts. Springer Science and Business Media.
- 23- Lambin E.F. 1997. Modelling and monitoring land cover change processes in tropical regions. *Progress in physical Geography*, 21(3):375-393.
- 24- Mandal D., Singh R., Dhyani S.K., and Dhyani B.L. 2010. Landscape and Land Use Effects on Soil Resources In A Himalayan Watershed, *Catena*, 81 (3): 203–208.
- 25- Martinez M.M., Lopez J., Almagro M., Boix F.C., and Albaladejo J. 2008. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. *Soil and Tillage Research* 99(1): 119-129.
- 26- McLean E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological properties, (methodsofsoilan2)*: 199-224.
- 27- Mokhtari P., Ayoubi S.h., and Mosaddeghi M.R. 2011. Effects of land use and slope gradient on soil organic carbon pools in particle-size fractions and some soil physico-chemical properties in hilly regions, western Iran. *Soil Management and Sustainable Production Journal*. 1(1): 23-42. (in Persian)
- 28- Nekooimehr M., Rafania N., Raisian R., Jahanbazi M., Talebi M., and Abdolahi K.H. 2006. Impact of road construction on forest destruction in Bazoft region. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research* 14(3): 228-243. (In Persian with English abstract)
- 29- Nelson D.W., and Sommers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis part 3, chemical methods (methodsofsoilan3)*, p 961-1010.
- 30- Page D.S., Jurgensen M.F., Tiarks A.E., Ponder J.F., Sanchez F.G., Fleming R.L., Kranabetter J.M., Powers R.F., Stone D.M., Eliooff J.D., and Scott D.A. 2006. Soil physical property changes at the North American Long-Term

- Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. Canadian Journal of Forest Research 36(3): 551-564.
- 31- Rasmussen P.E., and Rohde C.R. 1988. Long term tillage and nitrogen fertilization effects on organic nitrogen and carbon in a semiarid soil. Soil Science Society of America Journal 52(4): 1114-1117.
- 32- Shahui S. 2006. The nature and properties of soils. University of Kurdistan Publications. p 880.
- 33- Szilassi P., Jordan G., Kovacs F., Van Rompaey A., and Van Dessel W. 2010. Investigating the link between soil quality and agricultural land use change. A case study in the Lake Balaton catchment, Hungary. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 5(2): 61-70.
- 34- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., and Melillo J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. Science 277(5325): 494-499.
- 35- Wall D.H., Ritz K., Six J., Strong D.R., and van der Putten W.H. 2012. Soil ecology and ecosystem services. Oxford University Press.
- 36- Wu R., and Tiessen H. 2002. Effect of land use on soil degradation in alpine grassland soil, China. Soil Science Society of America Journal 66(5): 1648-1655.
- 37- Yousefifard M., Khademi H., and Jalalian A. 2007. Decline in soil quality as a result of land use change in Cheshmeh Ali region, Chaharmahal Bakhtiari province. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources 14(1): 28-38. (In Persian with English abstract)
- 38- Zolfaghari A.A., and Hjabassi M.A. 2009. The effects of land use change on physical properties and water repellency of soils in Lordegan forest and Freidunshar pasture. Journal of Water and Soil Agriculture Journal 22(2): 251-262. (In Persian with English abstract).



Effect of Land-Use Change on some Physical and Chemical Indices of Soil Quality in the Bazoft Region, (Chaharmahal-Va-Bakhtiari Province)

M. Molaei Arpna¹- M.H. Salehi^{2*}- M. Karimian Eghbal³- Z. Mosleh⁴

Received: 17-02-2020

Accepted: 19-04-2020

Introduction: The most important factor in environmental degradation and pressure on ecological resources is rapid population growth combined with unsustainable exploitation of resources. Soil is one of the most important and worthwhile natural resources of environment. Land use change and deforestation decrease soil quality. Land use change also causes destruction of the evolved soils and decrease soil quality which result in permanent destruction of land fertility. Therefore, studying land use management effects on the soil quality has got an attention in recent years. Destroying the vegetation especially in the last 50 years resulted in important problems like soil erosion, land slide as well as increasing flood in the Bazoft area. In this area, degradation of the forests and their convert to other land uses like pasture, agriculture and urban or rural land use, occurs annually at high extent, in which make high damages to natural resources. In this study, the effect of land use change on soil quality indices in this area located at Chaharmahal-Va-Bakhtiari province was investigated.

Materials and Methods: In this research, four different managements with relatively similar conditions in terms of the influence of soil producing processes were chosen. Then, 10 composite samples from 0-30 cm depth of each land use (40 samples in total) were taken and different soil properties including soil texture, mean weight diameter of aggregates (MWD), porosity, bulk density, soil acidity, electrical conductivity and calcium carbonate equivalent were determined. One-way ANOVA was used to analyze the dataset. Tukey HSD test was applied to compare the means at the probability level of 5%. The first land use includes the natural forest with predominant cover of Iranian oak and the highest density and cover with the least human interference. Another land use is the degraded forest, caused by deforestation over the last 50 years. The third land use is the agricultural land which transformed from forest land use by deforestation in the last 50 years. The fourth land use is the walnut garden which established from agricultural land about 20 years ago.

Results and Discussion: The results showed that land use change from natural forest to other uses had a significant effect on most of the studied parameters. The percentage of particle size distribution was affected by different land uses, so that the percentage of clay was significantly higher in the land use of natural forest and walnut orchard than other land uses. The results also showed that the mean weight diameter of aggregates was influenced by the land use change ($P < 0.001$). Factors like soil compaction due to livestock grazing and machinery traffic, agricultural operations and reduced biological activity increased the bulk density in all land uses compared with the forest land use. Deforestation also resulted in 6.92%, 12.05% and 14.16% porosity reduction in walnut orchard, agricultural land and deforestation, respectively. Changing management from farmland to walnut orchards also improved soil porosity by 6 percent. In the study area, the problem of changing vegetation, grazing, planting and other mismanagement increased soil pH in other land uses compared with the forest land use. The comparison of means showed that degraded forest and agriculture land uses had the highest rate of electrical conductivity which showed significant difference with natural forest land use and walnut orchard. Analysis of variance indicated that the land use had a significant effect on calcium carbonate equivalent at the probability level of 0.001. The comparisons also showed that the equivalent calcium carbonate content in agricultural land was higher than the other land uses, and there was no significant difference between walnut orchard and natural forest.

Conclusion: The results of the present study showed that the soil physical and chemical properties were significantly affected by land use change. Overall, it can be stated that the rate of changes in soil quality under

1 and 3- M.Sc. Graduated and Associate Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran, respectively.

2- Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agricultural Sciences, Shahr-e-kord University, Shahr-e-kord, Iran

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

4- Assistant Professor, Soil and Water Research Institute, Karaj, Iran

DOI:10.22067/jsw.v34i3.84914

human management and different utilization systems indicates failure in sustainable management of soil resources in the study area. Some characteristics such as soil particle size distribution percentage, soil porosity and calcium carbonate equivalent shows that there is no significant difference between walnut orchard and natural forest. However, the walnut orchards can be selected as the best management in areas where it is impossible to restore natural forests. Also, the need for stopping deforestation in Zagros ecosystem is highly recommended.

Keywords: Bazoft, Land use change, Soil quality



مقاله علمی-پژوهشی

بررسی زیست محیطی پراکنش آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های منطقه ششتمد (شمال شرق ایران)

صدیقه صلواتی نیک^۱ - سعید سعادت^{۲*} - محسن علامه^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۲/۱۰

چکیده

منطقه مورد مطالعه در بخش غربی استان خراسان رضوی قرار دارد و دربرگیرنده شهر ششتمد و دهستان‌های آن است. تنوعی از واحدهای سنگی رسوبی و آذرین که عمدتاً منسوب به کرتاسه و یا جوان‌تر می‌باشد، در این منطقه رخنمون دارند. وجود رخساره‌های سنگی مختلف همراه با فعالیت‌های معدن‌کاری، صنعتی و کشاورزی می‌تواند زمینه‌های لازم برای آلودگی خاک به عناصر سنگین را فراهم نمایند. در این مقاله با توجه اهمیت سلامت خاک از دیدگاه زیست محیطی، حضور و پراکنش این عناصر در رسوبات منطقه مورد بررسی قرار گرفته است. هدف از این بررسی تعیین میزان و نحوه توزیع فلزات سنگین بر اساس نقشه‌های پهنه‌بندی عناصر و همبستگی بین آنها در محیط خاک بود. برای دستیابی به این هدف، نتایج تجزیه شیمیایی ۱۲۴۸ نمونه خاک و رسوب آبراهه‌ای با استفاده از روش‌های آماری چند متغیره و شاخص‌های فاکتور غنی‌شدگی (EF)، زمین‌انباشتگی (Igeo)، ضریب آلودگی (CF) و شاخص آلودگی (PI) مورد بررسی و تفسیر قرار گرفت. بر اساس ارزیابی‌های صورت گرفته، کبالت با نیکل و کروم همبستگی خوب و مثبت نشان می‌دهد که حاکی از منشاء مشترک و احتمالاً مرتبط با واحدهای سنگی مافیک است. عناصر سرب و روی نیز با یکدیگر و همچنین با کبالت و وانادیوم همبستگی مثبت نشان می‌دهند، درحالی‌که آرسنیک همبستگی منفی با اکثر این عناصر نشان می‌دهد که حاکی از منشاء جداگانه برای این عنصر در مقایسه با سرب و روی، مس، نیکل و کبالت است. بر اساس شاخص آلودگی، آرسنیک در جنوب و بخش‌هایی از غرب منطقه دارای آلودگی بالایی بوده و در بقیه مناطق فاقد آلودگی است و یا آلودگی پایینی نشان می‌دهد. بر اساس ضریب آلودگی، بخش‌های مرکزی و جنوب غرب منطقه دارای آلودگی متوسط کروم است. بررسی‌های انجام شده حاکی از خطر حضور آرسنیک بالا در رسوبات رودخانه‌ای بخصوص در بخش‌های جنوبی منطقه است. عناصر مس، وانادیوم، آنتیموان، سرب، روی و کبالت فاقد آلودگی قابل توجه بوده و بعید است با غلظت فعلی مشکلات زیست محیطی خاصی را ایجاد نمایند. نتایج حاصل از مطالعات این پژوهش حاکی از آن است که آلودگی‌های فلزات سنگین در منطقه زمین‌زاد و عمدتاً ناشی از سازندهای زمین‌شناسی است و آلودگی‌های انسان‌زاد، باستانی فعالیت‌های معدن‌کاری در رابطه با عنصر مس، در دیگر موارد نقش موثری نداشته‌اند.

واژه‌های کلیدی: شمال شرق ایران، فاکتور آلودگی، فلزات سنگین، ضریب غنی‌شدگی، محیط زیست

مقدمه

معدن‌کاری در کنار ویژگی‌های سنگ‌شناسی، کانی‌سازی، فرایندهای زمین‌شناسی و هوازدگی در هر منطقه‌ای می‌تواند سبب آزاد شدن عناصر سنگین در خاک شود. عواملی نظیر بافت و دیگر خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک نیز در تمرکز و یا کاهش غلظت این عناصر می‌توانند موثر باشند. این عناصر به‌دلیل آنکه توسط فرایندهای شیمیایی و زیستی قابل تجزیه نبوده می‌توانند در خاک انباشته شوند و در زنجیره غذایی انسان و سایر موجودات اثرات منفی برجای گذارند. از عناصر سنگین که اثرات زیان‌باری بر محیط دارند می‌توان به آرسنیک، سرب، مس، روی، کروم، نیکل، کبالت، آنتیموان، استرانسیم و وانادیوم اشاره کرد. برای مثال، قرار گرفتن طولانی مدت در معرض آرسنیک می‌تواند باعث بروز سرطان، بیماری ریوی، بیماری‌های قلبی عروقی و دیابت گردد. مطالعات بی‌شماری تأثیر منفی قرار گرفتن در

بررسی منابع آلوده‌کننده و چگونگی توزیع عناصر سنگین در خاک، به‌عنوان مهم‌ترین پل ارتباطی بین موجودات زنده و غیرزنده، همواره مورد توجه محققین مختلف علوم زیستی بوده است (۱۱ و ۱۷). فعالیت‌های مختلف انسانی اعم از صنعتی، کشاورزی و

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست محیطی و دانشیاران، گروه زمین‌شناسی و مهندسی نفت، واحد مشهد، دانشگاه آزاد اسلامی، مشهد، ایران

(*)- نویسنده مسئول: (Email: saeed.saadat@colorado.edu)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.85308

بستر رود رسوب می‌کنند (۱۱). ذرات دانه‌ریز (رس و سیلت) نیز از نظر شیمیایی بسیار فعال هستند. این ذرات با توجه به قابلیت جذب سطحی بالا، عاملی برای جذب و تجمع فلزات سنگین در رسوبات بستر رودخانه به‌شمار می‌آیند (۱۱). در این پژوهش، نتایج حاصل از بالغ بر ۱۲۰۰ نمونه از رسوبات رودخانه و خاک‌های محدوده‌ای به وسعت بیش از ۲۰۰۰ کیلومترمربع با هدف ارزیابی میزان و نحوه توزیع مکانی عناصر سنگین و درجه آلاینده‌گی آنها در خاک‌های منطقه مورد بررسی قرار گرفته است. برای دستیابی به این هدف، ضمن توجه به سازندها و ساختارهای زمین‌شناسی، اندیس‌های معدنی و توپوگرافی منطقه، نقشه‌های پهنه‌بندی تهیه و همبستگی بین عناصر در محیط خاک بررسی و با استفاده از روش‌های آماری چند متغیره و شاخص‌های مختلف آلودگی به صورت کمیت عددی و نقشه‌های رقومی، نقش عوامل طبیعی و انسانی در تمرکز عناصر سنگین در خاک‌های این ناحیه مورد بررسی و تفسیر قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

ناحیه مورد مطالعه

این ناحیه از نظر تقسیمات جغرافیایی در استان خراسان رضوی، بین طول‌های جغرافیایی $30^{\circ} 57'$ تا 58° شرقی و عرض‌های جغرافیایی $30^{\circ} 35'$ تا 36° شمالی قرار دارد (شکل ۱). شهر ششتمد مهم‌ترین مرکز جمعیتی این ناحیه، در فاصله ۳۵ کیلومتری جنوب شهر سبزوار واقع شده و دارای جمعیتی بالغ بر ۲۹۰۰۰ نفر است. ششتمد شامل مجموع دهستان‌های بیهق، تکاب، کوه میش، شامکان و ربع شامات است.

به لحاظ زمین‌شناسی این ناحیه بخشی از زون ایران مرکزی است که در توالی افیولیتی سبزوار قرار دارد (۵). قدیمی‌ترین واحد سنگی رخنمون یافته در محدوده ورقه ششتمد (کرتاسه زیرین) را می‌توان به سه واحد پیوسته و هم شیب مارنی، آتشفشانی-رسوبی و آهکی تقسیم کرد. کرتاسه فوقانی مجموعه از واحدهای آتشفشانی-رسوبی تشکیل شده که بخش رسوبی آن شامل رسوبات دریایی نسبتاً عمیق آهکی و قسمت‌های آتشفشانی عمدتاً شامل توف، آندزیت، داسیت، تراکی آندزیت و بعضاً آندزیت بازالت است. رخنمون این مجموعه بیشتر در مناطق شمال غرب و جنوب شرق دیده می‌شود. توده‌های نفوذی حدواسط تا مافیک در بخش شمال غرب رخنمون دارند. بخش اعظم منطقه در نواحی مرکزی و جنوبی توسط واحدهای منسوب به سنوزوئیک شامل ماسه‌سنگ، کنگلومرا، مارن، آهک پوشیده شده است (۱۸). بر اساس اطلاعات مندرج در نقشه خاک‌شناسی ایران (۷) خاک‌های منطقه شامل دو گروه عمده هستند. گروه اول شامل خاک‌های عصر حاضر، دشت‌های سیلابی رودخانه‌های جدید، رسوبات خاکسترهای آتشفشانی و ماسه‌های جدید

معرض آرسنیک بر رشد شناختی، هوش و حافظه را نشان داده است. بر اساس تحقیقات انجام شده اولین علائم طولانی مدت قرار گرفتن در معرض مقادیر زیاد آرسنیک (به‌عنوان مثال از طریق آب آشامیدنی و مواد غذایی) معمولاً در پوست مشاهده می‌شود و شامل تغییرات رنگ‌دانه، ضایعات پوستی و لکه‌های سخت می‌باشد (۳۲). شایان ذکر است که ماندگاری عنصر آرسنیک در خاک‌های طبیعی حدود ۴۰۰۰ سال برآورد گردیده است (۲۴). ترکیبات کروم شش ظرفیتی نیز در رده مواد سرطان‌زا طبقه‌بندی می‌شوند (۳۳). در مطالعاتی که بر روی انسان و حیواناتی که در طی مدت طولانی در معرض مقادیر زیاد کروم شش ظرفیتی در آب آشامیدنی قرار داشتند، خطر بیشتری از تومورهای معده گزارش شده است. قرار گرفتن در معرض کروم (VI) خطر ابتلا به بیماری‌های تنفسی و سرطان را دارد و موجب افزایش خطر مرگ و میر مربوط به ریه، حنجره، مثانه، کلیه، استخوان و تیروئید می‌شود (۳۳).

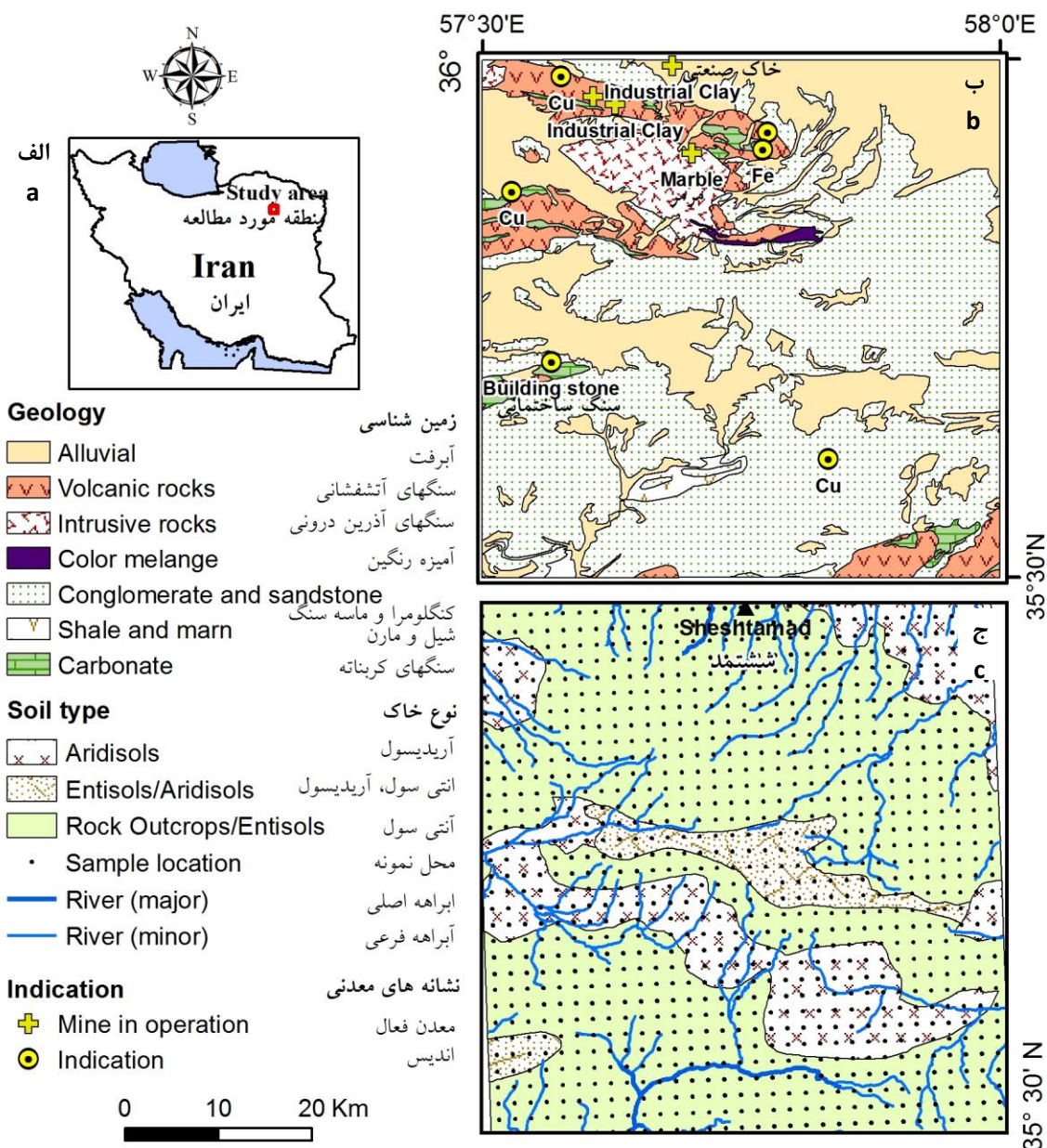
برای ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات و خاک، روش‌های متعددی بیان شده (۲۱) و شاخص‌های آلودگی به طور گسترده برای ارزیابی جامع میزان آلودگی و تعیین نقش آلودگی‌های طبیعی (زمین‌زاد) و ناشی از فعالیت‌های انسانی (انسان‌زاد) بکار گرفته می‌شوند (۲۰ و ۳۱). برای مثال، طاهری و همکاران (۲۹) با ارزیابی شاخص‌های آلودگی در خاک‌های شهرستان زنجان، آلودگی به فلزات روی، سرب و کادمیم را با احتمال منشأ عوامل زمین‌شناختی مشخص نمودند. نعیمی مردی و همکاران (۲۷) با استفاده از زمین‌آمار در منشأیابی برخی فلزات سنگین در اصفهان، گزارش کردند که توزیع برخی فلزات سنگین در خاک در کنترل مشترک عوامل انسان‌زاد و زمین‌زاد است. برزین و همکاران (۹) با بررسی آلودگی برخی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی استان همدان، نتیجه گرفتند که غلظت عناصر تحت کنترل عوامل طبیعی بوده، ولی فعالیت‌های کشاورزی به دلیل مصرف بیش از حد کودهای دامی و شیمیایی باعث افزایش بیشتر عناصر نیکل، سرب، مس و روی در خاک شده است. موسوی و همکاران (۲۵) نیز توزیع مکانی مس، کروم، آنتیموان و آرسنیک را در خاک‌های سطحی استان همدان مورد بررسی قرار دادند. نتایج آنها نشان داد که عناصر مورد مطالعه عمدتاً دارای منشأ زمین‌زاد بودند. مظهری (۲۳) به بررسی زمین‌شیمی خاک‌های منطقه شمال سبزوار پرداخت که منجر به شناسایی آلودگی‌های زیست‌محیطی عناصر کروم، نیکل و کبالت با منشأ زمین‌زاد گردید. عظیم‌زاده و خادمی (۶) غنی‌شدگی و توزیع عناصر سنگین را در خاک‌های استان مازندران با استفاده از فاکتور آلودگی و شاخص بار آلودگی مورد بررسی قرار دادند و نشان دادند که غلظت سرب، روی و مس تحت تأثیر فعالیت‌های شهری و کادمیم و نیکل بیشتر تحت کنترل عوامل طبیعی بودند.

از دیدگاه ژئوشیمی زیست‌محیطی، رسوبات مهم‌ترین بخش سنگ‌کره به‌شمار می‌روند. بیش از ۹۰ درصد فلزات با ذرات معلق در

نمونه برداری و بررسی‌های شیمیایی

در محدوده ورقه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ ششتمد، ۱۳۴۸ نمونه از خاک و رسوبات آبراهه‌ای توسط کارشناسان شرکت جیانگسی کشور چین، با همکاری سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور در سال ۱۳۷۲ برداشت گردید.

و گروه دوم شامل خاک‌های شرایط آب و هوایی خشک با تجمعات آهک یا ژپس و لایه‌های نمک است (شکل ۱). پراکندگی آبراهه‌های فصلی نیز در شکل ۱ مشخص شده که در بررسی منشأ آلودگی در بالادست آبراهه‌ها اهمیت دارد. سیستم آبراهه به‌خوبی مناطق مرتفع‌تر در قسمت شمال غرب منطقه و انشعاب آبراهه‌ها را نشان می‌دهد.



شکل ۱- الف) موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه، ب) نقشه زمین‌شناسی ساده شده و ج) نقشه توزیع آبراهه‌ها و نوع پراکندگی خاک (اقتباس از ۷ و ۱۸)

Figure 1- a) Location and geographic map of study area, b) simplified geological map and c) drainage scattering and type of soil distribution map (Adapted from 7 & 18)

جدول ۱- آمار توصیفی عناصر مورد مطالعه در منطقه (بر حسب گرم در تن)

Table 1- Descriptive statistics of studied elements (mg kg⁻¹)

Element	Zn	Pb	Cr	Ni	Cu	As	Sb	Co	V	Sr
عنصر	روی	سرب	کروم	نیکل	مس	آرسنیک	آنتیموان	کبالت	وانادیوم	استرانسیم
Min. کمینه	27.40	2.00	39.00	15.18	15.80	1.80	0.07	6.45	52.74	112.81
1st Qu. چارک اول	50.42	6.70	187.30	53.85	27.73	4.90	0.21	13.42	109.18	328.88
Median میانه	55.55	8.30	320.20	71.22	31.19	5.90	0.26	15.33	127.59	391.92
Mean میانگین	59.50	9.04	519.38	79.70	34.49	7.70	0.27	16.59	156.73	423.95
3rd Qu. چارک سوم	64.29	10.40	575.50	90.59	37.04	6.90	0.32	18.01	166.34	470.62
Max. بیشینه	211.19	36.50	7481.90	893.11	136.92	266.00	0.94	58.45	1186.00	2955.00

جدول ۲- میانگین غلظت عناصر سنگین در پوسته زمین و شیل جهانی (بر حسب گرم در تن)

Table 2- Average concentration of heavy metals in the earth's crust and global shale (mg kg⁻¹)

Sample	Sr	Cu	Pb	Zn	Sb	Ni	Co	As	V	Cr
نمونه	استرانسیم	مس	سرب	روی	آنتیموان	نیکل	کبالت	آرسنیک	وانادیوم	کروم
شیل جهانی Global shale	300	45	20	95	1.5	68	19	13	130	100
پوسته زمین Earth crust	374	55	12.5	70	0.2	50	25	1.8	120	102

منشأ لیتوژنیک و آنتروپوژنیک آلودگی است (۳). در این ضریب، مقایسه غلظت عنصر در نمونه با غلظت آن عنصر در نمونه زمینه طبق رابطه ۱ محاسبه می‌گردد.

$$EF = \frac{\frac{C_{x1} - sample}{C_{ref1}}}{\frac{C_{x2} - background}{C_{ref2}}} \quad (1)$$

در این رابطه، EF ضریب غنی‌شدگی، C_{x1} غلظت عنصر مورد بررسی، C_{ref1} غلظت عنصر مبنا (مرجع)، C_{x2} غلظت عنصر در محیط مبنا (پوسته زمین)، C_{ref2} غلظت عنصر مبنا (مرجع) در محیط مبنا (پوسته زمین) می‌باشد. رایج‌ترین عناصر مرجع در مطالعات آلومینیوم، زیرکونیم، آهن، اسکاندیم، تیتانیوم، منگنز، کروم و لیتیم هستند (۸، ۱۰ و ۲۸). در این پژوهش از از عنصر لیتیم به عنوان عنصر مبنا (مرجع) استفاده شد. طبقه‌بندی ضریب غنی‌شدگی در جدول ۳ ارائه شده است. ضریب غنی‌شدگی برای عناصر تحت بررسی شامل آرسنیک، کبالت، کروم، مس، سرب، نیکل، آنتیموان، استرانسیم، روی و وانادیوم با استفاده از نرم افزار Excel محاسبه و در فضای Arc GIS پهنه‌بندی شد (شکل ۲).

ضریب آلودگی^۲ (CF)

شاخص فوق بیانگر میزان آلودگی رسوبات به عناصر سنگین است و از تقسیم کردن غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه طبق رابطه ۲ به دست می‌آید (۲ و ۴).

نمونه‌برداری در شبکه به ابعاد ۱/۵ در ۱/۵ کیلومتر (شکل ۱) انجام شده است. از هر سلول شبکه، ۳ الی ۴ نمونه از عمق حدود ۲۰ سانتی‌متری برداشت و آماده‌سازی اولیه و جداسازی توسط کارشناسان شرکت مذکور در محل انجام و سپس برای تعیین غلظت کل ۲۸ عنصر با استفاده از دستگاه ICP-MS به کشور چین، ارسال گردیده است. متغیرهای مورد بررسی در این تحقیق ۱۰ عنصر شامل آرسنیک، سرب، روی، مس، کروم، نیکل، کبالت، آنتیموان، استرانسیم و وانادیوم است. آمار توصیفی مقادیر عناصر مذکور در جدول ۱ ارائه شده است. همچنین برای تعیین نوع رابطه میان متغیرها و میزان وابستگی بین آنها ضریب همبستگی پیرسون محاسبه و مورد استفاده قرار گرفت. به منظور ارزیابی توزیع مکانی این عناصر، نتایج آنالیزها در نرم افزار ArcGIS فراخوانی شده و با روش‌های Kriging و IDW پهنه‌بندی غلظت عناصر انجام شد. برای بررسی درجه آلودگی این فلزات سنگین از چهار شاخص فاکتور غنی‌شدگی (EF)، شاخص زمین‌انباشتگی (I_{geo})، ضریب آلودگی (CF) و شاخص آلودگی (PI) استفاده گردید. نتایج بدست آمده با استانداردهای بین‌المللی (۳۰) و غلظت فلزات سنگین در خاک و یا متوسط شیل جهانی مورد مقایسه (۱۹) قرار گرفت (جدول ۲).

فاکتور غنی‌شدگی^۱ (EF)

این ضریب برای بیان میزان تأثیر عامل خارجی بر خاک‌ها و رسوبات استفاده می‌شود (۳۱ و ۳۴) و روش مناسبی جهت تعیین تأثیر

$$CF = \frac{C_{\text{sample}}}{C_{\text{background}}} \quad (۲)$$

در رابطه فوق، CF ضریب آلودگی، C_{sample} غلظت عنصر مورد بررسی، $C_{\text{background}}$ غلظت عنصر در شیل جهانی می‌باشد. طبقه‌بندی ضریب آلودگی در جدول ۳ ارائه شده است.

شاخص زمین‌انباشت^۱ (I_{geo})

این شاخص برای اولین بار توسط مولر (۲۶) بیان گردید. از این شاخص برای ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات استفاده می‌شود. شاخص مذکور از طریق رابطه (۳) محاسبه می‌گردد.

$$I_{\text{geo}} = \log_2 [C_n / 1.5 B_n] \quad (\text{رابطه } ۳)$$

در شاخص زمین‌انباشتگی C_n غلظت عنصر در نمونه، B_n غلظت همان عنصر در نمونه زمینه می‌باشد. در این شاخص ضریب ۱/۵ برای حذف احتمالی زمینه به علت تأثیرات زمین‌شناختی اعمال می‌گردد (۱۳ و ۱۴). این شاخص از غیر آلوده تا به شدت آلوده طبقه‌بندی شده است (۲۲ و ۱۵) (جدول ۳).

شاخص آلودگی^۲ (PI)

شاخص فوق با استفاده از رابطه (۴) بدست می‌آید. در معادله مذکور C_i غلظت فلز سنگین در نمونه مورد بررسی، B_i غلظت زمینه فلز سنگین در پوسته زمین و I تعداد فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در نمونه است (۱۶). طبقه‌بندی این شاخص در جدول ۳ ارائه شده است.

$$PI = C_i / B_i \quad (۴)$$

نتایج و بحث

بر اساس نتایج تجزیه‌های شیمیایی و با استفاده از نتایج آمار توصیفی، وضعیت پراکندگی و گستره تغییرات عناصر سرب، روی، مس، کروم، نیکل، کبالت، وانادیوم، استرانسیوم، آرسنیک و آنتیموان در منطقه مورد مطالعه مورد بررسی قرار گرفت (جدول ۱).

نتایج تجزیه شیمیایی حاکی از آن است که مقادیر کروم و نیکل در رسوبات آبراهه‌ای منطقه ششتمد به ترتیب ۳۹ تا ۷۴۸۲ و ۱۵ تا ۸۹۳ گرم در تن تغییر می‌کند. میانگین عناصر ذکر شده به ترتیب ۵۱۹ و ۹۰ گرم در تن است که بالاتر از میانگین شیل جهانی (۱۹) (برای کروم و نیکل به ترتیب ۱۰۰ و ۶۸ گرم در تن) می‌باشد. پراکندگی سطحی عنصر کروم با مقادیر بالاتر از ۷۴۰۰ گرم در تن در آبراهه‌های بخش‌های شرق، مرکز و جنوب‌غرب منطقه و عنصر نیکل

با مقادیر بالاتر از ۸۹۰ گرم در تن در آبراهه‌های بخش‌های مرکز و شمال منطقه مشاهده می‌شود. گستره تغییرات عنصر کبالت از ۶ تا ۵۸ گرم در تن گزارش شده است (جدول ۱). پراکندگی سطحی عنصر کبالت با مقادیر بالاتر از ۵۸ گرم در تن در آبراهه‌های بخش‌های مرکز، شمال و جنوب‌غرب منطقه و عنصر وانادیوم با مقادیر بالاتر از ۸۵ گرم در تن در آبراهه‌های بخش‌های مرکز و جنوب‌غرب منطقه است. بر اساس شاخص غنی‌شدگی محاسبه شده، کبالت در شمال منطقه آلودگی در حد متوسط را نشان می‌دهد و جنوب‌شرق و مرکز منطقه نیز آلودگی متوسط از کبالت دارند ولی بقیه قسمت‌های منطقه دارای آلودگی پایین است. غلظت نیکل در رسوبات منطقه از حدود ۱۶ تا ۸۹۳ گرم در تن متغیر است. نیکل در شمال و بخش‌هایی از جنوب‌شرق غلظت‌های غیرعادی تا ۱۰ برابر متوسط شیل جهانی نشان می‌دهد و دارای آلودگی بالا است (شکل ۲). بر اساس ضرایب آلودگی، عنصر کروم در بخش‌های مرکزی و جنوب‌غرب منطقه دارای آلودگی متوسط است (شکل ۳).

همان‌گونه که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، واحدهای مافیک و الترامافیک که به لحاظ ترکیب سنگ‌شناسی می‌توانند منشأ این عناصر باشند بیش‌تر در بخش‌های شمالی منطقه رخنمون دارند، لذا انتظار می‌رفت که مقادیر بالای عناصر کروم، کبالت، نیکل در این مناطق گزارش شود. درحالی‌که نتایج تجزیه شیمیایی حاکی از آن است در رسوبات و خاک‌های بخش‌های شرق و جنوب‌غرب نیز این عناصر دارای ناهنجاری هستند. بر اساس نقشه ساده شده زمین‌شناسی (شکل ۱)، این بخش‌ها توسط ماسه سنگ، کنگلومرا و مارن‌های نسبتاً جوان پوشیده شده است درحالی‌که در نقشه‌های زمین‌شناسی با جزئیات بیشتر، همراه با این واحدها رخنمون‌هایی از میان‌لایه‌های پیروکسن آندزیت هم دیده می‌شود (۱۸). وجود چنین واحد سنگی می‌تواند توجیه‌کننده حضور مقادیر بالای عناصر کروم، نیکل و کبالت در این مناطق باشد. از سوی دیگر، برخی از قطعات این کنگلومرا و یا ذرات تشکیل‌دهنده ماسه‌سنگ و مارن هم می‌توانند حاصل فرسایش سنگ‌های قدیمی‌تر منطقه باشند که ترکیب مافیک و الترامافیک داشته و به لحاظ عناصر فوق غنی بوده‌اند. بنابراین مجموع این عوامل، در کنار چین‌خوردگی‌ها و گسلش فراوان در منطقه، توانسته‌اند در ایجاد این ناهنجاری‌های ژئوشیمیایی نقش ایفا کرده باشند.

عنصر آرسنیک در نمونه‌های مختلف بین ۱/۸ تا ۲۶۶ گرم در تن متغیر و میانگین آن ۷/۷ گرم در تن است (جدول ۱). بر این اساس در مقایسه با شیل جهانی (با میانگین ۱۳ گرم در تن) اکثر نمونه‌ها بالاتر از حد متوسط استاندارد هستند. پراکندگی سطحی عنصر آرسنیک با مقادیر بالاتر از ۲۶۰ گرم در تن در آبراهه‌های بخش‌های جنوبی منطقه مشاهده می‌شود. بر اساس شاخص غنی‌شدگی نیز آرسنیک در جنوب و بخش‌هایی از غرب منطقه دارای آلودگی بالایی بوده و در

بقیه نقاط فاقد آلودگی است و یا آلودگی پایینی دارد (شکل ۲). پراکنش آرسنیک در قسمت‌های جنوبی تا حد زیادی با رخنمون سنگ‌های آذرین نفوذی با ترکیب اسیدی تا حد واسط انطباق دارد (شکل ۱).

عناصر سرب و روی با گستره تغییرات به ترتیب ۲ تا ۳۶ و ۲۷ تا ۲۱۱ گرم در تن و با میانگین به ترتیب حدود ۹ و ۶۴ گرم در تن، نشان‌دهنده آن است که تعدادی از نمونه‌ها بالاتر از میانگین شیل جهانی و پوسته زمین هستند (جدول ۱ و ۲). بر اساس شاخص غنی‌شدگی، سرب در محدوده نقشه عمدتاً فاقد آلودگی و تنها در بخش‌های محدودی در جنوب غرب منطقه دارای ضریب آلودگی بالایی است.

عناصر وانادیوم نیز شبیه سرب در بخش‌هایی از مرکز و جنوب غرب منطقه آلودگی مختصری نشان می‌دهد (شکل ۲). این مناطق عمدتاً توسط سنگ‌های رسوبی تخریبی دانه‌ریز نظیر شیل و مارن پوشیده شده است. عنصر روی با مقادیر بالاتر از ۲۱۰ گرم در تن در

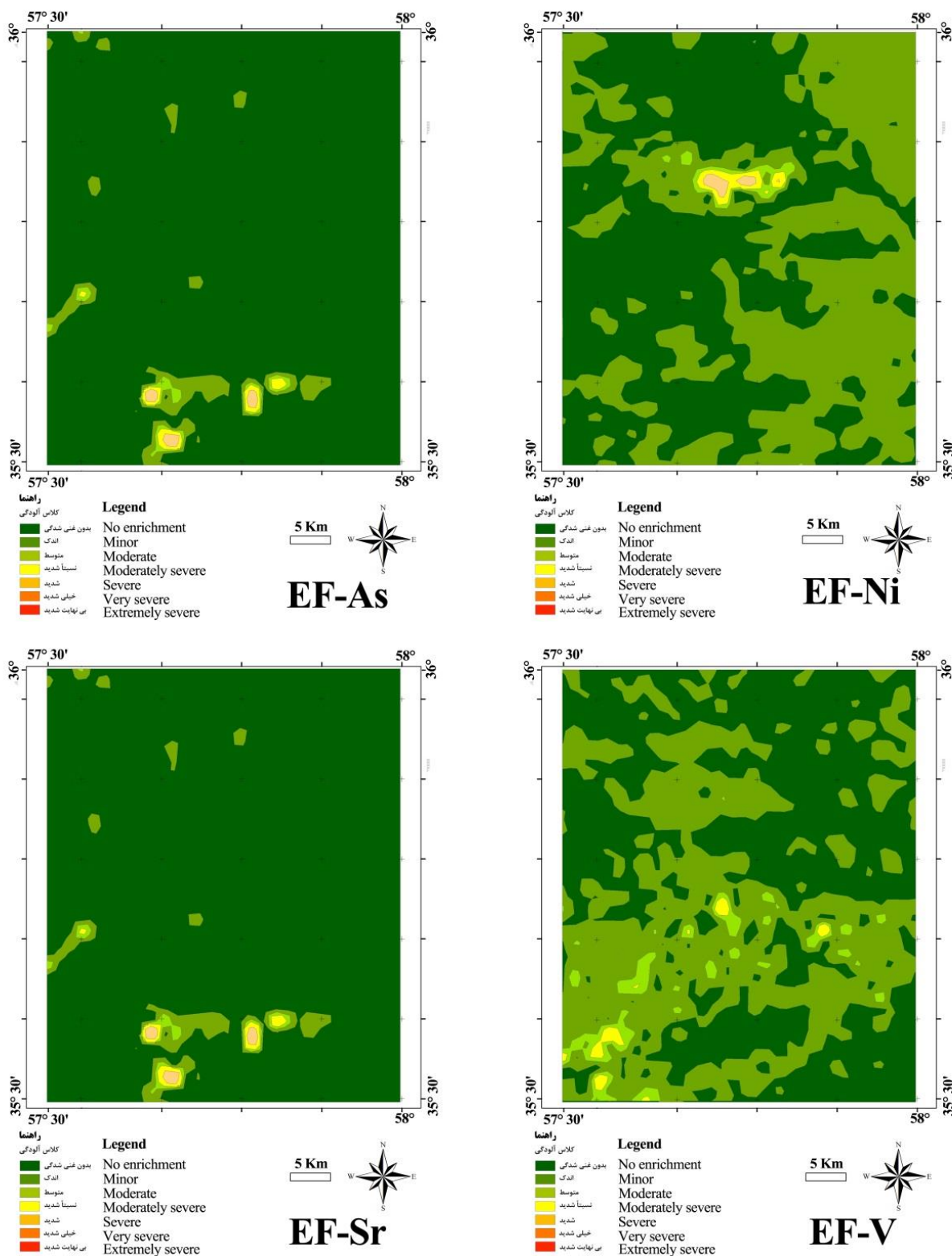
آبراهه‌های بخش‌های مرکزی، جنوب، جنوب‌غرب و شمال‌غرب منطقه حضور دارد. بر اساس شاخص غنی‌شدگی به استثنای بخش‌های محدودی در شمال غرب و جنوب‌غرب و همچنین مرکز منطقه، اکثر مناطق تحت پوشش ورقه ششتم فاقد آلودگی از نظر حضور عنصر روی می‌باشد (جدول ۴). در مناطق شمال‌غربی سنگ‌های آذرین شامل دیوریت، کوارتز دیوریت، آندزیت و داسیت رخنمون دارند. ناهنجاری‌های سایر مناطق عمدتاً مرتبط بر رخنمون سنگ‌های رسوبی تخریبی دانه‌ریز نظیر شیل و مارن است که در تمرکز فلزات سنگین نقش موثر دارند.

پراکندگی سطحی عنصر مس با مقادیر بالاتر از ۲۴۰ گرم در تن در آبراهه‌های بخش‌های شمال و شمال غرب منطقه گزارش شده است. بر اساس شاخص غنی‌شدگی، مس در شمال، شمال‌غرب و جنوب‌شرقی منطقه آلودگی دارد. بالا بودن غلظت مس در مناطق شمال‌غرب اغلب منطبق بر رخنمون سنگ‌های دیوریت، کوارتز دیوریت، آندزیت و داسیت است.

جدول ۳- طبقه‌بندی فلزات سنگین مطالعه شده بر اساس ضریب غنی‌شدگی، شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور آلودگی و شاخص آلودگی (۱۶، ۲۱، ۲۲ و ۲۶)

Table 3- Classification of heavy metals evaluated with Enrichment Factor, Index of Geoaccumulation, Contamination Factor and Pollution Index (16, 21, 22 and 26)

محدوده Range	Description	توصیف
$EF \leq 1$	No enrichment	بدون غنی‌شدگی
$1 < EF \leq 3$	Minor enrichment	غنی‌شدگی اندک
$3 < EF \leq 5$	Moderate enrichment	غنی‌شدگی متوسط
$5 < EF \leq 10$	Moderately severe enrichment	غنی‌شدگی نسبتاً شدید
$10 < EF \leq 25$	Severe enrichment	غنی‌شدگی شدید
$25 < EF \leq 50$	Very severe enrichment	غنی‌شدگی خیلی شدید
$EF > 50$	Extremely severe enrichment	غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید
$I_{geo} \leq 0$	Unpolluted	بدون آلودگی
$0 < I_{geo} \leq 1$	Unpolluted to moderately polluted	بدون آلودگی تا آلودگی متوسط
$1 < I_{geo} \leq 2$	Moderately polluted	آلودگی متوسط
$2 < I_{geo} \leq 3$	Moderate to strongly polluted	آلودگی متوسط تا شدید
$3 < I_{geo} \leq 4$	Strongly polluted	آلودگی شدید
$4 < I_{geo} \leq 5$	Strongly to extremely polluted	آلودگی شدید تا بی‌نهایت
$I_{geo} > 5$	Extremely polluted	آلودگی بی‌نهایت
$CF < 1$	Low contamination	آلودگی پایین
$1 < CF < 3$	Moderate contamination	آلودگی متوسط
$3 < CF < 6$	Considerable contamination	آلودگی قابل توجه
$CF > 6$	Very high contamination	آلودگی خیلی بالا
$PI \leq 1$	Unpolluted, low level of pollution	آلودگی پایین
$1 < PI \leq 3$	Moderate polluted	آلودگی متوسط
$PI > 3$	Strong polluted	آلودگی بالا



شکل ۲- پراکنش آلودگی عناصر نیکل، آرسنیک، وانادیوم و استرانسیوم در منطقه مورد مطالعه بر اساس شاخص ضریب غنی‌شدگی
Figure 2- Pollution distribution of nickel, arsenic, vanadium and strontium in the study area based on EF pollution index

نمی‌دهد. وانادیوم نیز بطور محدود با میزان آلودگی اندک در بخش‌هایی از جنوب غرب و مرکز محدوده حضور دارد، که این امر نیز با توجه به تشابه رفتار ژئوشیمیایی این عنصر با عناصر همراه با کانی‌های آهن و منیزیم‌دار سنگ‌های مافیک و الترامافیک که قبلاً در مورد آنها توضیح داده شد همخوانی دارد (شکل ۲، جدول ۴).

بررسی فاکتورهای مختلف آلودگی در منطقه حاکی از آن است که نتایج حاصل از فاکتور غنی‌شدگی (EF)، با سایر فاکتورهای آلودگی نظیر زمین‌انباشتگی (Igeo)، ضریب آلودگی (CF) و شاخص آلودگی (PI) همخوانی خوبی نشان می‌دهند. برای مثال مقایسه پراکنش آلودگی عنصر کروم در منطقه بر اساس شاخص‌های ارزیابی آلودگی مختلف در شکل ۳ ارائه شده است. جدول شماره ۴، خلاصه‌ای از وضعیت آلودگی عناصر مورد مطالعه و موقعیت آن همراه با درصد مساحت آلودگی منطقه بر اساس شاخص‌های مختلف و منشاء احتمالی آن در محدوده نقشه ۱:۱۰۰۰۰۰ ششتم را نشان می‌دهد. داده‌های ارائه شده در این جدول حاکی از آن است که به‌استثنای آلودگی عنصر کروم، در مورد بقیه عناصر مورد مطالعه، سطوح تحت پوشش و میزان آلودگی اندک و یا اساساً فاقد آلودگی است و منشا همین موارد محدود نیز، به جز عنصر مس که در تمرکز غیرعادی آن فعالیت‌های انسانی نیز نقش داشته، اساساً ویژگی‌های زمین‌شناختی لیتوژنیک موثر بوده است (جدول ۴).

در این بخش به لحاظ زمین‌شناسی آثار کانی‌سازی مس در سطح زمین رخنمون دارد. بنابراین ناهنجاری مس در رسوبات رودخانه‌ای شمال تا شمال غرب منطقه در ارتباط با کانی‌سازی مس است. با توجه به اینکه در مناطق مجاور نیز کانی‌سازی مس گزارش شده است، احتمال دارد بخشی از آلودگی مس مربوط به زون‌های کانی‌سازی و فعالیت‌های معدن‌کاری در این مناطق بوده که طی زمان در اثر فرسایش به دیگر محیط‌های سنگ‌های رسوبی تخریبی دانه‌ریز نیز انتقال یافته است.

عنصر استرانسیم با مقادیر بالاتر از ۲۹۰۰ گرم در تن بیش‌تر در آبراهه‌های بخش‌های جنوب، جنوب غرب، بخش شرقی در مرکز منطقه حضور دارد. بر اساس ضرایب آلودگی بخش‌هایی از شمال، غرب و مرکز منطقه آلودگی متوسطی از استرانسیم نشان می‌دهند (شکل ۲). این عنصر به لحاظ ژئوشیمیایی رفتار مشابه کلسیم دارد، بنابراین وجود رسوبات کربناته همراه با گچ می‌تواند توجیه‌کننده حضور غیرعادی این عنصر در بخش‌هایی از منطقه باشد. عنصر آنتیموان با مقادیر بالاتر از ۴ گرم در تن در آبراهه‌های بخش‌های جنوبی و مرکزی مشابه تمرکز استرانسیم مشاهده می‌شود. مقادیر آنتیموان در مقایسه با شیل جهانی در حد استاندارد می‌باشد (جدول ۱ و ۲). بر اساس ضرایب آلودگی نیز آنتیموان به استثنای مناطق محدودی در مرکز و جنوب منطقه در بقیه گستره نقشه آلودگی نشان

جدول ۴- وضعیت آلودگی فلزات سنگین مورد مطالعه در گستره مورد مطالعه
Table 4- Contamination status of the heavy metals in the study area

موقعیت آلودگی Location of pollution	منشاء Source	وضعیت Statues	درصد مساحت آلودگی منطقه بر اساس شاخص Percentage of polluted area based				عنصر Element
			PI	Igeo	CF	EF	
جنوب غرب، S, W	درون زاد Lithogenic	آلودگی اندک Low pollution	2 %	3 %	2 %	5 %	آرسنیک As
-	درون زاد Lithogenic	فاقد آلودگی No pollution	< 1 %	< 1 %	2 %	< 1 %	روی Zn
-	درون زاد/برون زاد Lithogenic/ Anthropogenic	فاقد آلودگی No pollution	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	مس Cu
-	درون زاد Lithogenic	فاقد آلودگی No pollution	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	سرب Pb
شرق، جنوب غرب، مرکز E, SW, C	درون زاد Lithogenic	آلوده polluted	55 %	55 %	56 %	53 %	کروم Cr
شمال N	درون زاد Lithogenic	آلودگی اندک Low pollution	4 %	2 %	2 %	3 %	نیکل Ni
-	درون زاد Lithogenic	فاقد آلودگی No pollution	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	کیالت Co
جنوب غرب، مرکز SW, C	درون زاد Lithogenic	آلودگی اندک Low pollution	4 %	2 %	3 %	4 %	وانادیوم V
جنوب غرب SW	درون زاد Lithogenic	آلودگی اندک Low pollution	< 1 %	2 %	2 %	2 %	استرانسیم Sr
-	درون زاد Lithogenic	فاقد آلودگی No pollution	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	آنتیموان Sb
-	درون زاد Lithogenic	فاقد آلودگی No pollution	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	

حدواسط تا مافیک و سنگ‌های رسوبی شامل ماسه‌سنگ، کنگلومرا، مارن و آهک پوشیده شده است. بر اساس اطلاعات مندرج در نقشه خاک‌شناسی ایران خاک‌های منطقه عمدتاً شامل خاک‌های عصر حاضر، رسوبات خاکسترهای آتشفشانی و خاک‌های شرایط آب و هوایی خشک با تجمعات آهک یا ژپس و لایه‌های نمک است.

در این پژوهش، با توجه اهمیت سلامت خاک از دیدگاه زیست‌محیطی، میزان حضور و نحوه پراکنش فلزات سنگین در رسوبات این منطقه با توجه به نتایج تجزیه شیمیایی قریب به ۱۲۵۰ نمونه خاک و رسوب آبراهه‌ای مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج شاخص‌های آلودگی مختلف نشان می‌دهد که عنصر کروم در بخش‌های مرکزی و جنوب غرب منطقه آلودگی متوسط نشان می‌دهد و شایسته است این امر مورد توجه کارشناسان زیربط و ساکنین منطقه قرار گیرد تا در آینده شاهد ورود کروم به چرخه زیستی و پیامدهای احتمالی آن در منطقه نباشیم. سرب تنها در محدوده کوچکی از مرکز منطقه آلودگی قابل توجه نشان می‌دهد. این عنصر یکی از فلزات سنگین بسیار سمی برای حیات انسان به‌شمار می‌رود و بایست نواحی متاثر از آن مورد توجه قرار گیرد. بررسی‌های انجام شده همچنین حاکی از حضور آرسنیک در رسوبات رودخانه‌ای بخصوص در بخش‌های جنوبی منطقه است و ضروری است علاوه بر توجه به کاربری خاک در این مناطق، میزان و حوضه نفوذ این عنصر در آب‌های سطحی و زیرزمینی نیز مد نظر قرار گیرد. مس نیز تنها در محدوده کوچکی از مرکز منطقه در حواشی فعالیت‌های معدن‌کاری آلودگی کمی نشان می‌دهد. عناصر وانادیوم، آنتیموان، روی و کبالت فاقد آلودگی قابل توجه بوده و بعید است با غلظت فعلی مشکلات زیست‌محیطی خاصی را ایجاد نمایند.

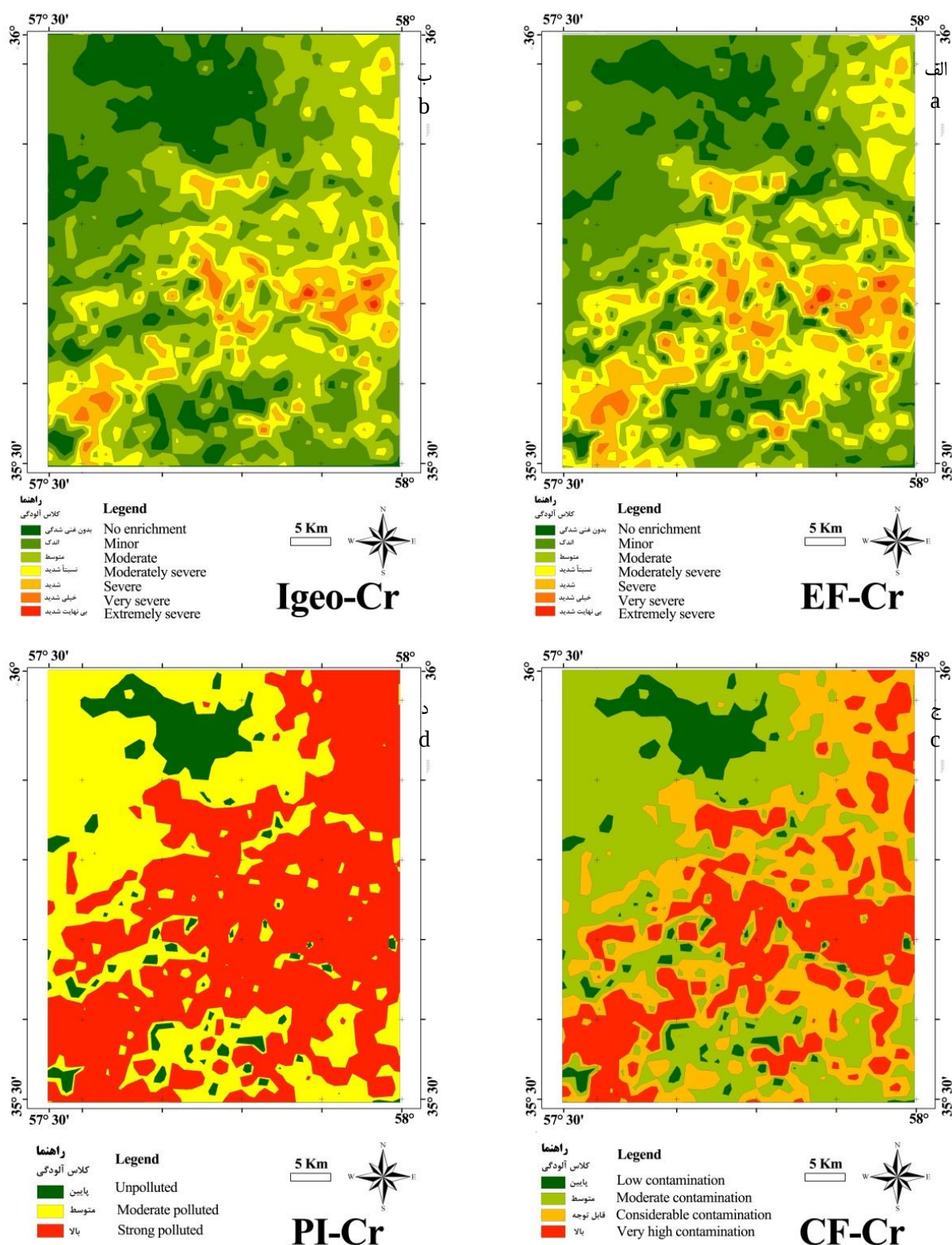
برای تعیین ارتباط عناصر سنگین با یکدیگر از ماتریس همبستگی استفاده گردید (جدول ۵ و شکل ۴). بر اساس نتایج به دست آمده، برخی عناصر با یکدیگر همبستگی مثبت داشته که می‌تواند حاکی از منشاء مشترک آنها باشد. برای مثال کبالت با نیکل و کروم همبستگی خوب و مثبت نشان می‌دهد که بدلیل منشاء مشترک و احتمالاً مرتبط با توزیع کانی‌های آهن و منیزیم‌دار در واحدهای سنگی مافیک منطقه است (جدول ۵ و شکل ۴). عناصر سرب و روی نیز یکدیگر و هم چنین با کبالت و وانادیوم همبستگی مثبت نشان می‌دهند، درحالی که نبود همبستگی و یا همبستگی منفی آرسنیک با این عناصر حاکی از منشاء جداگانه برای این عنصر در مقایسه با سرب و روی، مس، نیکل و کبالت است (جدول ۵ و شکل ۴). حضور عنصر مس نیز با وجود همبستگی محدود با روی، به‌نظر می‌رسد بطور مستقل و احتمالاً بیشتر با فرایندهای کانی‌سازی و فعالیت‌های معدنی در منطقه مرتبط باشد (جدول ۵ و شکل ۴). استرانسیوم تقریباً با اکثر عناصر رابطه منفی و بطور محدود با سرب، آنتیموان و آرسنیک رابطه ضعیف نشان می‌دهد (جدول ۵). این عنصر به لحاظ شیمیایی به کلسیم شباهت زیادی دارد و علاوه بر جانشین شدن در پلاژیوکلازها، در رسوبات کربناته همراه با گچ می‌تواند حضور داشته باشد. این نتایج با پراکندگی سطحی عناصر و نقشه‌های زمین‌شناسی و نتایج حاصل از ضرایب آلودگی انطباق بسیار خوبی نشان می‌دهند.

نتیجه‌گیری

منطقه مورد مطالعه بخشی از زون ایران مرکزی است که توسط سنگ‌های منسوب به توالی افیولیتی، سنگ‌های ولکانیکی شامل توف، آندزیت، داسیت و بعضاً آندزیت بازالت، توده‌های نفوذی

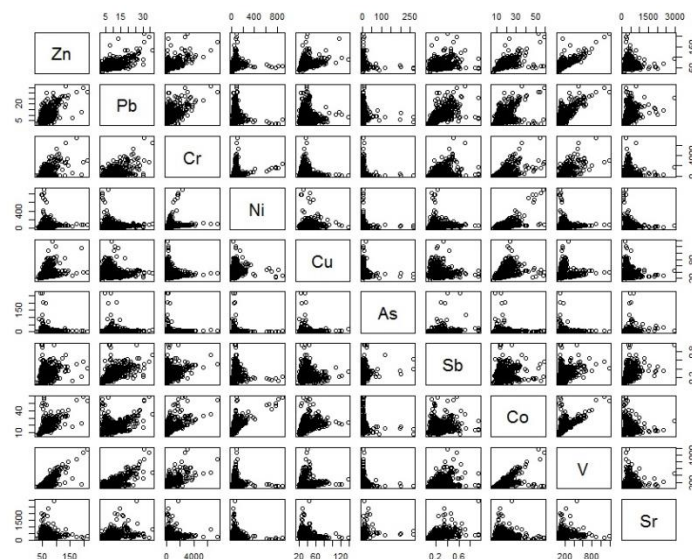
جدول ۵- ضرایب همبستگی عناصر مورد بررسی
Table 5- Correlation matrix for studied elements

Element عنصر	Zn روی	Pb سرب	Cr کروم	Ni نیکل	Cu مس	As آرسنیک	Sb آنتیموان	Co کبالت	V وانادیوم	Sr استرانسیوم
Zn روی	1									
Pb سرب	0.57	1								
Cr کروم	0.49	0.54	1							
Ni نیکل	0.04	-0.1	0.19	1						
Cu مس	0.44	-0.04	-0.16	0.15	1					
As آرسنیک	-0.05	0.02	-0.06	-0.07	-0.03	1				
Sb آنتیموان	0.24	0.58	0.34	-0.02	-0.08	0.2	1			
Co کبالت	0.67	0.38	0.53	0.61	0.45	-0.07	0.15	1		
V وانادیوم	0.76	0.67	0.67	-0.06	0.09	-0.06	0.26	0.65	1	
Sr استرانسیوم	-0.06	0.31	-0.04	-0.22	-0.21	0.15	0.28	-0.2	0.05	1



شکل ۳- پراکنش آلودگی عنصر کروم در منطقه بر اساس شاخص‌های ارزیابی آلودگی الف: ضریب غنی‌شدگی، ب: شاخص زمین‌انباشت، ج: فاکتور آلودگی و د: شاخص آلودگی

Figure 3- Distribution of chromium contamination in the study area based on pollution indices, a: EF, b: I_{geo}, c: CF and d: PI



شکل ۴- ماتریس همبستگی عناصر مورد بررسی در محدوده مورد مطالعه
Figure 4- Correlation matrix of the investigated elements in the study area

زمین‌شناسی منطقه است و به عبارتی آلودگی منطقه عمدتاً زمین‌زاد می‌باشد و آلودگی‌های انسان‌زاد، به‌استثنای فعالیت‌های محدود معدن کاری در ارتباط با کانی‌سازی مس، در منطقه نقش موثر ندارند.

سپاسگزاری

پژوهش حاضر در قالب طرح پژوهشی رساله کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست محیطی نویسنده اول مقاله در دانشگاه آزاد اسلامی مشهد به انجام رسیده است. بدین‌وسیله از آقای مهندس موشخیان به خاطر همکاری در مطالعات آماری و تهیه نقشه‌های مربوطه و داوران محترم بخاطر رهنمودهای علمی و بسیار کاربردی صمیمانه سپاسگزاریم.

بر اساس ماتریس همبستگی که برای تعیین ارتباط عناصر سنگین با یکدیگر استفاده گردید عناصر کبالت با نیکل و کروم همبستگی خوب و مثبت نشان می‌دهند که حاکی از منشأ مشترک و مرتبط با توزیع واحدهای سنگی مافیک در منطقه است. عناصر سرب و روی نیز یکدیگر و همچنین با کبالت و وانادیوم همبستگی مثبت نشان می‌دهند. حضور عنصر مس نیز به احتمال زیاد با فرایندهای کانی‌سازی و فعالیت‌های معدنی در منطقه مرتبط باشد. استرانسیوم که می‌تواند در رسوبات کربناته همراه با گچ حضور داشته باشد تقریباً با اکثر عناصر رابطه منفی و یا بسیار ضعیف دارد. نتایج حاصل از ضرایب همبستگی با نقشه‌های پهنه‌بندی عناصر، نقشه‌های زمین‌شناسی و نتایج حاصل از ضرایب آلودگی، انطباق بسیار خوبی نشان می‌دهند. نتایج حاصل از این پژوهش حاکی از آن است که آلودگی‌های فلزات سنگین در منطقه عمدتاً ناشی از سازندها و ساختارهای

منابع

- 1- Abraham G. 2005. Holocene sediments of Tamaki Estuary: Characterization and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand. Doctoral dissertation, ResearchSpace @ Auckland.
- 2- Abraham G.M.S., and Parker R.J. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. Environmental Monitoring and Assessment 136 (1-3):227-238.
- 3- Adamo P., Arienzo M., Imperato M., Naimo D., Nardi G., and Stanzione D. 2005. Distribution and partition of heavy metals in surface and sub-surface sediments of Naples city port. Chemosphere 61(6): 800-809.
- 4- Adomako D., Nyarko B.J.B., Dampare S.B., Serfor-Armah Y., Osa S., Fianko J.R., and Akaho E.H.K. 2008. Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. Environmental Monitoring and Assessment 141(1-3): 165-175.
- 5- Aghanabati S.A. 2004. Geology of Iran. Geological Survey of Iran. (In Persian)
- 6- Azimzadeh B., and Khademi H. 2013. Estimation of background concentration of selected heavy metals for pollution assessment of surface soils of Mazandaran Province, Iran. Journal of Water and Soil 27(3): 548-559. (In Persian)

- Persian with English abstract)
- 7- Banaei M.H. 2002. Soil Resource Map of Iran. Iran Soil and Water Research Institute, Tehran.
 - 8- Barbieri M., Nigro A., and Sappa G. 2015. Soil contamination evaluation by Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo). *Senses and Sciences* 2(3): 94-97.
 - 9- Barzin M., Kheirabadi H., and Afyuni M. 2015. An investigation into pollution of selected heavy metals of surface soils in Hamadan Province using pollution index. *Journal of Water and Soil Science* 19(72): 69-80. (In Persian with English abstract)
 - 10- Bhuiyan M.A., Parvez L., Islam M.A., Dampare S.B., and Suzuki S. 2010. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials* 173(1-3): 384-392.
 - 11- Daniel B., and Edward A.K. 1995. *Environmental Science, Earth as a Living Planet*.
 - 12- Forstner U. 2004. Sediments dynamics and pollutant mobility in rivers: An interdisciplinary approach. *Lakes and reservoirs: Research and Management* 9(1): 25-40.
 - 13- Gonzales-Macias C., Schifter I., Liuch-Cota D., Endez-Rodriguez L., and Hernandez-Vasquez S. 2006. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment* 118(1-3): 211-230.
 - 14- Guo K., Liu Y.F., Zeng C., Chen Y.Y. and Wei X.J. 2014. Global research on soil contamination from 1999 to 2012: A bibliometric analysis. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B Soil & Plant Science* 64(5): 377-391.
 - 15- Guo Y., Huang C., Pang J., Zha X., Li X., and Zhang Y. 2014. Concentration of heavy metals in the modern flood slackwater deposits along the upper Hanjiang River valley, China. *Catena* 116: 123-31.
 - 16- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic. *Pollution control: A sedimentological approach*. *Water Research* 14: 975-1001.
 - 17- Huisman D.J., Vermeulen F.J.H., Baker J., Veldkamp A., Kroonenberg S.B., and Klaver G.T. 1997. A geological interpretation of heavy metal concentrations in soils and sediments in the southern Netherlands. *Journal of Geochemical Exploration* 59(3): 163-174.
 - 18- Jafarian M., Jalali M., Mohammadi O., and Nozari A. 2000. Geological map of Sheshtamad, 1:100000 scale. Tehran: Geological Survey of Iran.
 - 19- Kabata-Pendias A., and Mukherjee A.B. 2007. *Trace Elements from Soil to Human*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
 - 20- Kesler S.E., Simon A.C., and Simon A.F. 2015. *Mineral resources, economics and the environment*. Cambridge University Press.
 - 21- Kowalska J.B., Mazurek R., Gasiorek M., and Zaleski T. 2018. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental Geochemistry and Health* 40(6): 2395-2420.
 - 22- Luoping Z., Huan F., Tong O., Ronguan L., and Weiqi C. 2007. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China. *Marine Pollution Bulletin* 54: 974-982.
 - 23- Mazhari A. 2017. The investigation of surface soil geochemistry and mineralogical role in the heavy metal bioavailability of Sabzevar area. *Iranian Journal of Crystallography and Mineralogy* 25(2): 279-294. (In Persian with English abstract)
 - 24- McLaughlin M.J., Parker D.R., and Clarke J.M. 1999. Metals and micronutrients—food safety issues. *Field Crops Research* 60(1-2): 143-163.
 - 25- Mousavi E., Soffianian A., Mirghafari N., and Khodakarami L. 2012. Investigation of spatial distribution of heavy metals in Surface soil of Hamadan province. *Iranian Journal of Soil Research (Formerly Soil and Water Sciences)* 25(4): 323-336.
 - 26- Muller G. 1979. Heavy metals in the sediments of the Rhine. *Review* 79(24):133-149.
 - 27- Naeimi Marandi S., Ayoubi S., and Azimzadeh B. 2013. Use of multivariate statistics and geostatistics to differentiate the lithologic and anthropogenic sources of some heavy metals in Zobahan industrial district, Isfahan province. *Journal of Water and Soil* 27(3): 560-596. (In Persian with English abstract)
 - 28- Schiff K.C., and Weisberg S.B. 1999. Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments. *Marine Environmental Research* 48(2): 161-76.
 - 29- Taheri M., Esmaeili Aftabdari M., Khoshzaman T., Tokasi M., and Abbasi M. 2015. Total and available heavy metal concentrations and assessment of soil pollution indices in selected soils of Zanjan. *Journal of Water and Soil* 29(5): 1297-1308. (In Persian with English abstract)
 - 30- Turekian K.K., and Wedepohl K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin* 72(2): 175-92.
 - 31- Weissmannová H.D., and Pavlovský J. 2017. Indices of soil contamination by heavy metals – methodology of calculation for pollution assessment (minireview). *Environment Monitoring Assessment* 189(616): 1-25.
 - 32- World Health Organization (WHO), 2017. *Arsenic in Drinking-water. Guidelines for Drinking-water Quality*, 11 p.
 - 33- World Health Organization (WHO), 2019. *Chromium in Drinking-water. Guidelines for Drinking-water Quality*,

21 p.

- 34- Zhang W., Feng H., Chang J., Qu J., Xie H., and Yu L. 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes. *Environmental Pollution* 157(5): 1533-1543.



Environmental Study of the Distribution of Heavy Metals Contamination in Soils of Sheshtamad Area (Northeastern Iran)

S. Salavati-Nik¹ - S. Saadat^{2*} - M. Allameh³

Received: 17-02-2020

Accepted: 29-04-2020

Introduction: Sheshtamad area is located in the western part of Khorasan Razavi province and includes Sheshtamad city and its surrounding villages. A variety of sedimentary and igneous rock units, mainly belonging to the Cretaceous or younger age, are found in the area. A series of orogenic movements, lithofacies changes and magmatic activities led to the distribution of heavy elements that can cause environmental problems in the area. This study aimed to assess the heavy metal contamination of the soil in the extent of the study area. It has been attempted to investigate the origin of pollution and its impact on the environment using geochemical data.

Materials and Methods: In this study distribution and possibility of contamination from arsenic (As), lead (Pb), zinc (Zn), copper (Cu), chromium (Cr), nickel (Ni), cobalt (Co), antimony (Sb), strontium (Sr) and vanadium (V) were investigated. These variables were determined using chemical analysis of the sediments. For this purpose, network sampling was carried out at 1.5×1.5 km and 3 to 4 samples were taken from each cell. Throughout the study area (geological sheet of 1:100,000 Sheshtamad), 1248 samples of sediments were collected by Jiangxi Company and analyzed by ICP-MS method. The analysis results were summarized in ArcGIS software and elemental concentration zoning was performed by Kriging and Inverse Distance Weighting methods. Some indices have been proposed to evaluate heavy metal contamination in sediments and soils. In order to determine soil contamination with heavy metals, some parameters such as Contamination Factor and Pollution Index were calculated. Multivariate statistical analyses such as correlation analysis have been applied to identify the geochemical behaviors of different geochemical groups.

Results and Discussion: Surface distribution of As with values above 270 mg kg⁻¹ was observed in the drainages of the southern part of the study area. Sr and Sb were measured with values above 2900 mg kg⁻¹ in the drainages from south to eastern part, and above 4 mg kg⁻¹ in south and central drainages, respectively. Surface dispersion of Zn above 210 mg kg⁻¹ was present in the drainages from central, south, southwest and northwestern parts of the region. Cu and Pb were measured with values greater than 240 mg kg⁻¹ in North and Northwestern parts, and greater than 110 mg kg⁻¹ in East, Central and southwest, respectively. Surface distribution of Co element with values above 58 mg kg⁻¹ from drainages in central, north and southwest and V with values higher than 85 mg kg⁻¹ in central and southwest part were also observed. Finally, distribution of Cr element with values above 7400 mg kg⁻¹ in east central and southwestern part and Ni with values higher than 890 mg kg⁻¹ in center and north section were found.

Pb had significant contamination only in a small area of the central part. Cu also showed little pollution only in a small area of the center of the region on the fringes of mining activities. According to the Pollution Index, As had a high pollution in the south and west parts. The central and southwestern parts of the study area show moderate Cr pollution, based on the Contamination Factor. Based on the correlation matrix used to determine the relationship of heavy elements with each other, some elements have a positive correlation with each other, which may indicate their common origin. For example, Co had a positive correlation with Ni and Cr indicating a common origin associated with the distribution of mafic rock units in the region. Pb and Zn have a positive correlation with each other as well as with Co and V, whereas the absence or negative correlation of As with these elements indicates a separate source for this element compared to Pb, Zn, V and Co. The presence of Cu element, despite its limited correlation with zinc, appears to be independent and likely to be more closely related to mineralization processes and mining activities in the region. Sr was negatively or very weakly correlated with most elements. It is chemically similar to calcium and can be present in carbonate sediments with gypsum in addition to substituting for plagioclases. The results of correlation coefficients with elemental zoning maps, geological maps and results of pollution coefficients showed very good agreement. The results of this study

1, 2 and 3- M.Sc. Graduated in Environmental Geology and Associate Professors, Department of Geology and Petroleum Engineering, Mashhad Branch, Islamic Azad University, Mashhad, Iran, respectively.

(* - Corresponding Author Email: saeed.saadat@colorado.edu)

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.85308

indicated that heavy metal contamination in the region was mainly due to the geological characteristics of this area. In other words, that was mainly "lithogenic".

Conclusion: The results showed that Cr in the central and southwestern parts of the region had moderate contamination and it should be considered by experts and residents of the area to prevent Cr entering the biological cycle of the region in the future. It is one of the most toxic heavy metals and contaminated areas should receive proper attention. Studies were also indicated the presence of As in the stream sediments, especially in the southern parts of the region, and it is necessary to measure the permeability of this element into groundwater and surface waters in addition to the soil. V, Sb, Zn and Co had no significant contamination and specific environmental problems at current concentrations, is unlikely. Anthropogenic contamination, except from limited mining activities, did not play a significant role in the contamination of this region.

Keywords: Environment, Heavy metals, Northeast of Iran, Pollution



مقاله علمی-پژوهشی

تأثیر باکتری‌های محرک رشد بر تولید اسیدهای آلی و غلظت سرب و کادمیوم در گیاه کلم

سمانه عبداللہی^{۱*} - احمد گلچین^۲ - فاطمه شهریاری^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۲/۱۶

چکیده

اسیدهای آلی از جمله ترکیبات طبیعی هستند که از ریشه گیاه ترشح می‌شوند و می‌توانند حلالیت و جذب فلزات سنگین را تحت تأثیر قرار دهند. به منظور بررسی تأثیر باکتری‌های محرک رشد گیاه بر تولید اسیدهای آلی و جذب فلزات سنگین توسط ارقام مختلف کلم یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه زنجان اجرا گردید. فاکتورهای آزمایشی شامل سه رقم کلم (کلم زیتنی، کلم بروکلی و کلم برگ) و شش سطح تلقیح با باکتری‌های محرک رشد گیاه شامل *Bacillus megaterium* PTCC1656، *Pseudomonas putida* PTCC1694، *Bacillus subtilis* PTCC1715، *Azotobacter chroococcum* PTCC1079 و *Proteus vulgaris* PTCC1079 بود. نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که نوع رقم، تلقیح با باکتری‌های محرک رشد گیاه و اثرات متقابل آن‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) بر غلظت اسیدهای آلی خاک ریزوسفری، عملکرد تر و خشک گیاه، غلظت سرب و کادمیوم ریشه و بخش هوایی گیاه کلم داشتند. مقایسه میانگین‌ها نشان داد که تولید اسیدهای آلی در منطقه ریزوسفری، حلالیت و غلظت فلزات سنگین در گیاهان را افزایش داد. به‌طوری که بیش‌ترین غلظت اسیدمالیک و سیتریک در خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *P. putida* مشاهده شد. بیش‌ترین غلظت سرب و کادمیوم ریشه و بخش هوایی گیاه کلم نیز در همین تیمار به دست آمد. هم‌چنین بیش‌ترین غلظت اسید استیک، بیش‌ترین عملکرد گیاه کلم، بیش‌ترین غلظت کربن آلی محلول و کمترین اسیدیته خاک ریزوسفری مربوط به تیمار تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* بود.

واژه‌های کلیدی: اسیدآلی، استیک، ریزوباکس، سیتریک، مالیک

مقدمه

فیزیولوژیک دارای اهمیت خاصی هستند و می‌توانند از طریق گیاه جذبی وارد چرخه غذایی انسان شوند (۴ و ۲۹). در این راستا، یافتن روش‌هایی به منظور کاهش غلظت این عناصر در خاک‌ها ضروری می‌باشد.

شرایط ریزوسفر و تعامل ریزجانداران ریزوسفری با گیاه به‌طور بالقوه زیست‌فراهمی فلزات و شبه فلزات را تحت تأثیر قرار می‌دهند (۸۲). به‌طور کلی، گسترش ریشه، اسیدی شدن منطقه ریزوسفر، تولید کربن آلی محلول^۴ (DOC) و تولید ترشحات ریشه از مکانیزم‌های مهم گیاهان در جذب و تحمل به تنش‌های محیطی بسیاری از فلزات سنگین می‌باشد (۳۷). اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم از جمله ترکیبات طبیعی هستند که از ریشه گیاه ترشح شده، می‌توانند حلالیت و گیاه‌فراهمی فلزات سنگین را تحت تأثیر قرار دهند (۵۰). این ترکیبات با تأثیر بر روی فعالیت‌های میکروبی ریزوسفر، شرایط منطقه ریزوسفری را بهبود می‌بخشند (۸۳) و با فلزات سنگین ایجاد کمپلکس نموده و ریشه را در برابر اثرات سمی فلزات محافظت

آلودگی خاک و زوال محیط زیست به‌عنوان یک مشکل جدی و چالش برانگیز، مخاطراتی را برای انسان به‌وجود آورده است. افزایش جمعیت، بهره‌برداری بی‌رویه از منابع طبیعی و فرسایش خاک، آلودگی بخش‌های بزرگی از کره زمین را در طول قرن گذشته باعث شده‌اند (۴ و ۲۹). از مهم‌ترین و شناخته‌شده‌ترین آلاینده‌ها که ورودشان به محیط زیست باعث بروز بیماری‌های مختلف در انسان می‌شود، فلزات سنگین هستند که به‌دلیل ماندگاری بسیار بالا در محیط و عدم تجزیه توسط ریزجانداران خاکری و امکان ورود به چرخه غذایی انسان از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند (۵۷). از میان فلزات سنگین، سرب و کادمیوم به‌دلیل سمی بودن برای انسان و گیاه و نداشتن نقش

۱ و ۲- به‌ترتیب دکتری و استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

(*)- نویسنده مسئول: (Email: samaneh.abdollahi87@yahoo.com)

۳- استادیار گروه گیاه‌پزشکی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.85068

4- Dissolved Organic Carbon (DOC)

می‌کنند (۳۹ و ۶۹). تفاوت تولید اسیدهای آلی بستگی به ویژگی‌های ریزجانداران دارد؛ علاوه بر این، نوع اسید تولیدی به‌طور عمده وابسته به منبع کربن خاک است (۷۱). مین (۵۱) مشاهده کرد که اسیدهای آمینه می‌توانند سمیت یون‌های فلزی را کاهش دهند و بعضی از اسیدهای آلی و یون کادمیوم، کمپلکس‌های غیر قابل دسترس برای گیاهان تولید می‌کنند. لین و همکاران (۴۰) نشان دادند که تجمع کمپلکس‌های کادمیوم با اکسیدهای آهن و منگنز و برخی از اسیدهای آلی در ریزوسفر برنج خیلی بیش‌تر از خاک غیرریزوسفری بود. لین و همکاران (۴۱) نیز تأثیر ترشحات ریشه‌ای را بر جذب فلزات سنگین (سرب و کادمیوم) مورد مطالعه قرار دادند و بیان کردند ترشحات ریشه جذب و توزیع سرب و کادمیوم را در گیاهان تحت تأثیر قرار دادند.

از سوی دیگر باکتری‌های محرک رشد نه تنها در افزایش رشد و عملکرد گیاه، جذب مواد غذایی از محیط و جلوگیری از بیماری‌های گیاهی مؤثر هستند، بلکه به صورت همزیستی با گیاهان در بازسازی و اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین نیز کارایی دارند (۹۳). باکتری‌های محرک رشد با تأثیر بر pH خاک، فراهم کردن آهن از طریق تولید سیدروفور، کاهش پاتوژن‌های گیاهی، افزایش حلالیت فسفر، تولید ایندول استیک اسید و انتقال فلز از خاک به گیاه می‌توانند کارایی گیاه‌پالایی را افزایش دهند (۱). این باکتری‌ها می‌توانند قابلیت‌های زیستی فلزات سنگین در خاک را از طریق مکانیسم‌های مختلفی مانند اسیدی کردن، کلاته کردن، کمپلکس کردن و واکنش‌های احیاء تغییر دهند (۴۵). مثلاً روی پیوند شده با اکسیدهای منگنز در اثر ایجاد شرایط احیاء و حل شدن منگنز آزاد می‌شود (۴۷). همچنین تغییرات pH می‌تواند بر روی گونه‌های شیمیایی فلز در محلول خاک تأثیر بگذارد. تقریباً در تمامی تحقیقات انجام شده از pH به عنوان مهم‌ترین عامل مؤثر بر جذب گیاهی فلزات سنگین یاد شده است، زیرا pH خاک تمام مکانیزم‌های جذب سطحی و جزءبندی فلزات را در محلول خاک کنترل می‌کند. به‌طوری که رابطه معکوسی بین pH و جذب فلزات توسط گیاه وجود دارد (۴). کاهش در میزان pH خاک منجر به افزایش میزان کادمیوم بخش محلول و در نتیجه منجر به افزایش کادمیوم قابل دسترس برای گیاه می‌شود (۱۲ و ۴۸). بسیاری از محققان نیز گزارش کرده‌اند که استفاده از باکتری‌های محرک رشد باعث افزایش جذب کادمیوم توسط گیاه شده است (۳۳، ۶۱، ۶۶، ۷۴ و ۸۴). این امر عمدتاً به افزایش زیست‌فراهمی کادمیوم در خاک مربوط می‌شود (۳۳ و ۶۶).

بعضی از اسیدهای آلی تولید شده توسط ریزجانداران به راحتی می‌توانند در محدوده مجاور پخش شوند و سپس اشکال نامحلول پتاسیم را از مواد معدنی مانند مسکوویت، میکرولین و ارتوکلاز (۷۵)، فلدسپار و ایلیت (۷۳)، فلدسپار، بیوتیت و فیلوسلیکات‌ها (۷۶) آزاد و به فرم محلول در آورند. به‌طور کلی می‌توان گفت که مکانیسم اصلی

باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم، تولید اسیدهای آلی است که منجر به اسیدی شدن محیط اطراف ریشه شده و حلالیت مواد معدنی نامحلول را افزایش می‌دهند (۲). همچنین اسیدی شدن محیط ریشه از طریق تولید اسیدهای آلی می‌تواند باعث افزایش محلول‌سازی فسفات معدنی شود (۸۱). اگر چه مکانیزم انحلال فسفر معدنی توسط اسیدهای آلی به خوبی درک نشده است، با این حال مکانیسم‌های تشکیل کلات و کاهش pH مهم‌ترین فرآیندهای مؤثر در انحلال فسفات معدنی هستند (۷۲). جونز و همکاران (۲۰) توانایی‌های برخی از باکتری‌های محرک رشد را مورد بررسی قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که بیش‌ترین مقدار اسیدهای آمینه شامل: آسپارات، آسپاراژین، گلوتامین، پرولین و بیش‌ترین مقدار اسیدهای آلی شامل: مالونیک و اگزالیک در تیمار تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* (باکتری حل‌کننده پتاسیم) به دست آمد. در مطالعه‌ای مشخص شد که تمام ایزوله‌هایی که توانایی بالا در محلول‌سازی پتاسیم داشتند قادر به تولید اسیدهای آلی سیتریک، فرولیک و کوماریک بودند و بعضی از ایزوله‌ها قادر به تولید اسید مالیک بودند (۷۱).

در بسیاری از مناطق کشور بالاخص استان زنجان به‌دلیل تمرکز فعالیت‌های صنعتی مرتبط با سرب و روی و وجود معادن فراوان و عملیات استخراج، تغلیظ و حمل و نقل مواد معدنی، آلودگی خاک در سطح وسیعی اتفاق افتاده است؛ ولی تحقیقاتی که در آن تأثیر ریزجانداران بر تولید اسیدهای آلی و گیاه‌فراهمی فلزات سنگین در این منطقه مورد بررسی قرار گرفته باشند؛ کم‌تر صورت گرفته است. به‌همین دلیل تحقیق حاضر با هدف تأثیر تلقیح با باکتری‌های محرک رشد گیاه بر تولید اسیدهای آلی و غلظت عناصر سرب و کادمیوم در سه رقم کلم اجرا شد.

مواد و روش‌ها

به منظور نیل به اهداف مورد نظر این پژوهش، یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه زنجان اجرا گردید. فاکتورهای آزمایشی شامل سه رقم کلم (کلم زیتنی (*Brassica oleracea* var. *acephala* L.)، کلم برگ (*Brassica oleracea* var. *capitata* L.) و کلم بروکلی (*Brassica oleracea* var. *italica* L.)) و شش سطح تلقیح با باکتری‌های محرک رشد گیاه شامل *Pseudomonas putida* PTCC1694، *Bacillus megaterium* PTCC1656، *Bacillus subtilis* PTCC1715، *Proteus vulgaris* PTCC1079 و *Azotobacter chroococcum* و یک تیمار بدون تلقیح بود. بنابراین تعداد تیمارهای آزمایشی ۱۸ عدد (۳ × ۶) و با لحاظ نمودن سه تکرار در مجموع ۵۴ واحد آزمایشی بود.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در این مطالعه
Table 1- The physical and chemical properties of the soil used in this study

واحد	مقدار	صفت	واحد	مقدار	صفت
(Unit)	(Quantity)	(Property)	(Unit)	(Quantity)	(Property)
(mg kg ⁻¹)	12.5	فسفر قابل جذب (Available P)	%	55	شن (Sand)
(mg kg ⁻¹)	240	پتاسیم قابل جذب (Available K)	%	27	سیلت (Silt)
(mg kg ⁻¹)	7.4	آهن قابل جذب (Available Fe)	%	18	رس (Clay)
(mg kg ⁻¹)	636	روی کل (Total Zn)	%	0.66	کربن آلی (OC)
(mg kg ⁻¹)	37	روی قابل جذب (Available Zn)	(g C/kg soil)	0.21	کربن آلی محلول (DOC)
(mg kg ⁻¹)	560	سرب کل (Total Pb)	%	13.66	کربنات کلسیم معادل (TNV)
(mg kg ⁻¹)	54	سرب قابل جذب (Available Pb)	%	19	رطوبت مزرعه (FC)
(mg kg ⁻¹)	7	کادمیوم کل (Total Cd)	%	0.21	نیترژن کل (Total N)
(mg kg ⁻¹)	0.62	کادمیوم قابل جذب (Available Cd)	(dS m ⁻¹)	0.926	قابلیت هدایت الکتریکی (EC)
			(1:5)	7.69	اسیدیته خاک (pH)

باکتری‌ها از سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران (بخش کلکسیون میکروارگانیسم‌های صنعتی ایران^۱) تهیه شد و پس از تکثیر به مقدار مورد نیاز مورد استفاده قرار گرفت (جدول ۲). از هر نوع باکتری به میزان دو میلی‌لیتر با جمعیت (۱۰^۸-۱۰^۷ cfu ml⁻¹) پای هر بوته و در منطقه ریشه اضافه شد. شرایط گلخانه از نظر دمایی ۲۰-۱۵ درجه سانتی‌گراد و طول روشنایی ۱۲-۱۰ ساعت در روز بود. در طی دوره رشد، آبیاری گلدان‌ها با آب مقطر در حد رطوبت ظرفیت مزرعه انجام شد. برای این منظور گلدان‌ها در فاصله زمانی هر دو روز یکبار توزین شده و آب از دست رفته تا رسیدن گلدان‌ها به وزن نهایی (رطوبت ظرفیت مزرعه) به گلدان‌ها اضافه گردید. پس از گذشت سه ماه، گیاه کلم برداشت شد. ریشه و بخش هوایی گیاه به‌طور جداگانه داخل پاکت‌های کاغذی قرار داده شدند و در آن به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد خشک گردیدند. غلظت نیترژن برگ براساس روش کج‌دال (VELP scientifica UDK) (۱۵)، فسفر با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر (CE 292 Digital UV-Visible spectrophotometer) (۱۵)

خاک مورد استفاده در این آزمایش یک خاک با آلودگی متوسط به سرب و کادمیوم بود که از موقعیت جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳۵ دقیقه عرض شمالی و ۴۷ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۴۷ درجه و ۴۰ دقیقه طول شرقی (اطراف کارخانه سرب و روی ایران واقع در ۹۰ کیلومتری جنوب غربی استان زنجان مجاور شهر دندی) از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری تهیه و پس از هوا خشک کردن و عبور از الک دو میلی‌متری برخی از ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آن از قبیل غلظت کل سرب و کادمیوم (۲۸) و غلظت قابل جذب سرب و کادمیوم (۴۲) توسط دستگاه جذب اتمی (Varian Spectra. AA20) pH و قابلیت هدایت الکتریکی خاک در عصاره یک به پنج (خاک به آب) (۶۵)، ماده آلی خاک (۸۰)، کربن آلی محلول (DOC) (۷۹)، کربنات کلسیم معادل (۲۷) و بافت خاک (۹) اندازه‌گیری گردید (جدول ۱).

به منظور بررسی دقیق‌تر منطقه ریزوسفری از ریزوباکس استفاده (۸۷) و سه عدد نشاء کلم در قسمت مرکزی هر ریزوباکس (منطقه ریزوسفری) کشت گردید. هر ریزوباکس یک جعبه پلاستیکی به طول ۲۰۰، عرض ۱۲۰ و ارتفاع ۲۰۰ میلی‌متر بود که در آن خاک ریزوسفری با استفاده از توری فلزی با منافذ کوچکتر از ۳۷ میکرون از خاک غیرریزوسفری جدا شدند. ایزوله *Azotobacter chroococcum* از موسسه تحقیقات خاک و آب کرج و سایر ایزوله

1- PTCC - Persian Type Culture Collection
2- Colony forming unit

جدول ۲- برخی ویژگی‌های باکتری‌های محرک رشد مورد استفاده در این مطالعه

Table 2- Characteristics of growth-promoting bacterial species used in this study

گونه باکتریایی (Bacterial species)	توانایی انحلال فسفات معدنی (Phosphate solubilizing)	توانایی انحلال پتاسیم (Potassium solubilizing)	توانایی تثبیت نیتروژن (Nitrogen fixation)	توانایی احیای سولفات (Sulfate reduction)	تولید ایندول استیک اسید (IAA)	تولید سیانید هیدروژن (HCN)
<i>Proteus vulgaris</i>	-	+	-	+	+	-
<i>Pseudomonas putida</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Bacillus subtilis</i>	-	-	-	-	-	+
<i>Bacillus megaterium</i>	-	+	-	-	+	+
<i>Azotobacter chroococcum</i>	-	-	+	-	-	+

+ پاسخ مناسب به صفت مورد مطالعه، - پاسخ نامناسب به صفت مورد مطالعه

+: appropriate response to studied trait, -: lack of appropriate response to studied trait

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس تأثیر نوع رقم و باکتری‌های محرک رشد گیاه بر غلظت برخی اسیدهای آلی خاک ریزوسفری و غلظت عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم برگ گیاه کلم

Table 3- The Analyses of variance of data showing the effects of plant type and PGPR species on concentrations of organic acids of the rhizosphere soil and concentrations of the N, P and K in the leaf of cabbage plant

منابع تغییرات (Variables)	درجه آزادی (df)	اسید مالیک (Malic acid)	اسید استیک (Acetic acid)	اسید سیتریک (Citric acid)	غلظت نیتروژن (N concentration)	غلظت فسفر (P concentration)	غلظت پتاسیم (K concentration)
رقم کلم (Cabbage varieties)	2	14.46**	8144.00**	13747.87**	0.28**	0.01**	5.54**
گونه باکتری (Bacterial species)	5	19.75**	24175.75**	2720.81**	1.95**	0.01**	2.26**
رقم کلم × گونه باکتری (Cabbage varieties × Bacteria species)	10	7.86**	875.99**	752.23**	0.08**	0.0005**	0.13**
خطا (Error)	36	0.0184	24.8753	4.7996	0.004	0.00007	0.004
ضریب تغییرات (Coefficient of Variation (%))	-	7.18	4.48	8.89	3.06	3.87	4.93

** و * به ترتیب در سطح ۱٪ و ۵٪ معنی‌دار و ns اختلاف معنی‌دار نیست.

** significant at 0.01 level, * significant at 0.05 level, ns, not significant.

سانتریفوژ (مدل Heraeus) شدند. محلول رویی از فیلتر ۰/۴۲ میکرومتر عبور داده شد. عصاره حاصل تا زمان قرائت اسیدهای آلی در دمای چهار درجه سانتی‌گراد نگهداری شد (۳۸). استاندارد هر یک از اسیدهای آلی با غلظت‌های صفر، ۱۰۰، ۲۵۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم بر دسی‌لیتر تهیه و پس از کالیبره کردن دستگاه و قرائت استانداردها، عصاره‌های خاک با مقدار ۱۰ میکرولیتر در هر بار تزریق با استفاده از دستگاه HPLC-DAD (PDA detector, Agilent 1200) قرائت و بر حسب میلی‌گرم بر دسی‌لیتر عصاره خاک محاسبه گردید. تجزیه

و پتاسیم با استفاده از دستگاه فلیم‌فتومتر (flame photometer, Jenway PFP7) (۱۵) در عصاره حاصل از هضم تر و غلظت سرب و کادمیوم در اندام‌های هوایی و ریشه به روش آلن و همکاران (۳) با استفاده از دستگاه جذب اتمی (Varian Spectra. AA20) اندازه‌گیری شد.

برای اندازه‌گیری اسیدهای آلی، پنج گرم خاک ریزوسفری هوا خشک شده و عبور داده شده از الک دو میلی‌متری توزین و داخل لوله سانتریفوژهای ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد. ۲۵ میلی‌لیتر آب مقطر دیونیزه اضافه و به مدت ۳۰ دقیقه شیک گردید. سپس شش گرم کلرور پتاسیم به لوله حاوی عصاره و نمونه خاک اضافه و نمونه‌ها مجدداً ۳۰ دقیقه شیک شدند و سپس ۱۰ دقیقه با ۵۰۰۰ دور در دقیقه

1- High performance liquid chromatography- Diode Array Detector

در خاک ریزوسفری تلقیح نشده (تیمار شاهد) اندازه‌گیری شد و با تلقیح خاک با باکتری غلظت اسیدهای آلی افزایش یافت. به‌طوری که بیش‌ترین غلظت اسید مالیک و اسید سیتریک به ترتیب با میانگین‌های ۹/۵۹ و ۱۱۸/۳۴ میلی‌گرم بر دسی‌لیتر عصاره (۱:۵) در خاک ریزوسفری کلم بروکلی، تلقیح شده با باکتری *P. putida* اندازه‌گیری شد (جدول ۴). نتایج حاصل نشان می‌دهد در هر سه رقم کلم خاک‌های ریزوسفری تلقیح شده با باکتری‌های *B. subtilis* و *megaterium* در مکان‌های دوم و سوم قرار گرفتند. به‌طوری که تلقیح خاک با باکتری‌های *P. putida*، *B. subtilis* و *megaterium* غلظت اسید مالیک را در خاک ریزوسفری رقم کلم زینتی به ترتیب ۳/۴، ۲/۵ و ۲ برابر، در رقم کلم بروکلی به ترتیب ۱۰/۵، ۲/۸ و ۲/۳ برابر و در رقم کلم برگ به ترتیب ۳/۴، ۲/۳ و ۱/۸ برابر نسبت به خاک ریزوسفری تلقیح نشده (تیمار شاهد) افزایش داد (جدول ۴).

آماری داده‌ها توسط نرم‌افزار SAS 9.4 (۶۸)، مقایسه میانگین‌ها توسط آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک و پنج درصد و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام شد.

نتایج و بحث

تأثیر رقم و باکتری بر غلظت برخی اسیدهای آلی خاک ریزوسفری

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که نوع رقم، تلقیح با باکتری و اثرات متقابل آن‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) بر غلظت اسیدهای مالیک، استیک و سیتریک داشت (جدول ۳).

مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم و باکتری بر غلظت اسیدهای آلی نشان می‌دهد که کم‌ترین غلظت اسیدهای آلی مالیک، استیک و سیتریک در هر سه رقم کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ

جدول ۴- مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل نوع رقم و باکتری‌های محرک رشد بر غلظت برخی اسیدهای آلی خاک ریزوسفری و غلظت عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم برگ گیاه کلم

Table 4- The interactive effects of cabbage varieties and PGPR species on concentrations of organic acids of the rhizosphere soil and concentrations of the N, P and K in the leaf of cabbage varieties

رقم کلم Cabbage varieties	گونه باکتری PGPR species	اسید سیتریک Citric acid	اسید استیک Acetic acid	اسید مالیک Malic acid	غلظت نیتروژن N concentration	غلظت فسفر P concentration	غلظت پتاسیم K concentration
		میلی‌گرم بر دسی‌لیتر عصاره (۱:۵) (mg/dl 1:5)			درصد (%)		
کلم زینتی Ornamental cabbage	Control	0.61 (k)	21.03 (l)	2.29 (ij)	1.13 (i)	0.16 (i)	0.40 (i)
	<i>Proteus vulgaris</i>	1.04 (hij)	71.69 (i)	7.52 (ghi)	1.32 (h)	0.20 (h)	1.27 (f)
	<i>Pseudomonas putida</i>	2.09 (cd)	112.75 (ef)	30.36 (e)	2.03 (ef)	0.25 (cd)	0.62 (h)
	<i>Bacillus subtilis</i>	1.21 (fghi)	120.44 (de)	8.36 (gh)	2.03 (ef)	0.21 (gh)	0.61 (h)
	<i>Bacillus megaterium</i>	1.50 (ef)	149.44 (c)	12.18 (g)	2.10 (def)	0.20 (h)	1.57 (e)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	1.02 (hij)	72.58 (i)	3.81 (hij)	2.35 (c)	0.21 (gh)	0.71 (h)
کلم بروکلی Broccoli	Control	0.91 (ijk)	43.49 (k)	18.22 (f)	1.40 (h)	0.16 (i)	0.73 (h)
	<i>Proteus vulgaris</i>	1.19 (fghi)	98.32 (gh)	45.91 (d)	1.86 (g)	0.24 (de)	1.31 (f)
	<i>Pseudomonas putida</i>	9.59 (a)	141.30 (c)	118.34 (a)	1.89 (g)	0.30 (b)	0.94 (g)
	<i>Bacillus subtilis</i>	2.12 (c)	179.96 (b)	57.45 (c)	2.07 (def)	0.20 (h)	0.95 (g)
	<i>Bacillus megaterium</i>	2.54 (b)	233.88 (a)	69.28 (b)	2.06 (def)	0.22 (efg)	1.83 (d)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	1.12 (ghi)	104.96 (fg)	29.53 (e)	2.68 (b)	0.21 (gh)	0.93 (g)
کلم برگ Cabbage	Control	0.78 (jk)	56.25 (j)	1.22 (j)	1.17 (i)	0.21 (gh)	1.22 (f)
	<i>Proteus vulgaris</i>	1.07 (hij)	92.39 (h)	2.85 (ij)	1.95 (fg)	0.24 (de)	2.54 (b)
	<i>Pseudomonas putida</i>	2.69 (b)	94.15 (gh)	19.33 (f)	2.09 (def)	0.32 (a)	1.25 (f)
	<i>Bacillus subtilis</i>	1.43 (fg)	128.22 (d)	5.69 (hij)	2.16 (de)	0.23 (def)	1.56 (e)
	<i>Bacillus megaterium</i>	1.79 (de)	189.50 (b)	8.49 (gh)	2.18 (d)	0.26 (c)	2.87 (a)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	1.28 (fgh)	92.46 (h)	2.51 (ij)	2.88 (a)	0.23 (def)	2.11 (c)

میانگین‌ها در هر ستون که حداقل یک حرف مشترک دارند، از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری ($p < 0.05$) با هم ندارند.

Different letters indicate significant differences at the 5% probability level.

مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم و باکتری بر غلظت اسید استیک نشان می‌دهد که بیش‌ترین غلظت اسید استیک با میانگین میلی‌گرم بر دسی‌لیتر عصاره (۱:۵) متعلق به خاک ریزوسفری کلم بروکلی تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* بود (جدول ۴). در هر سه رقم کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ، خاک‌های تلقیح شده با باکتری‌های *B. subtilis* و *P. putida* در مکان‌های دوم و سوم قرار گرفتند. به‌طوری که تلقیح خاک با باکتری‌های *B. megaterium*، *B. subtilis* و *P. putida* غلظت اسید استیک را در خاک ریزوسفری رقم کلم زینتی به ترتیب ۷/۱، ۵/۷ و ۵/۴ برابر، در رقم کلم بروکلی به ترتیب ۵/۴، ۴/۱ و ۳/۲ برابر و در رقم کلم برگ به ترتیب ۳/۴، ۲/۳ و ۱/۷ برابر نسبت به خاک ریزوسفری تلقیح نشده افزایش داد (جدول ۴).

توانایی باکتری‌ها برای کاهش pH به عنوان نشانه‌ای از اسیدی‌سازی محیط بر اثر تولید اسیدهای آلی است (۷۱). به خوبی شناخته شده است که اسیدی شدن محیط ریشه از طریق تولید اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم توسط ریزجانداران نقش مهمی در انحلال مخازن فسفات معدنی و افزایش فسفر محلول در خاک دارند (۳۵، ۵۸، ۷۰ و ۸۱). جونز و همکاران (۲۰) در بررسی توانایی برخی باکتری‌های محرک رشد گیاه گزارش کردند که بیش‌ترین مقدار اسیدهای آلی مالونیک و اگزالیک در تیمار تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* به دست آمد. می‌توان دلیل این امر را توانایی این باکتری در انحلال پتاسیم و تولید ایندول استیک اسید دانست. در مطالعه دیگری گزارش شد که تمام ایزوله‌هایی که توانایی بالا در محلول‌سازی پتاسیم داشتند قادر به تولید ۱۳۰/۴۲ تا ۴۳۴/۴۴ میلی‌گرم بر لیتر اسیدهای آلی سیتریک، فرولیک، کوماریک و مالیک بودند (۷۱). به‌طور کلی می‌توان گفت که مکانیسم اصلی باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم، تولید اسیدهای آلی است که منجر به اسیدی شدن محیط اطراف ریشه شده و حلالیت مواد معدنی نامحلول را افزایش می‌دهند (۲). محققان دیگری نیز تولید اسیدهای آلی مختلف را توسط باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم گزارش کرده‌اند؛ تولید اسیدهای آلی اگزالیک، سیتریک و گلوکونیک (۷۶)، اگزالیک و تارتاریک (۷۳)، اگزالیک، سیتریک، مالیک و تارتاریک (۴۷ و ۶۰) و سیتریک، مالیک، فرولیک و کوماریک (۷۱) گزارش شده است.

تأثیر رقم و باکتری بر غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم برگ کلم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که تلقیح خاک با باکتری تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) بر غلظت عناصر پر مصرف (نیتروژن، فسفر، پتاسیم) در برگ گیاه کلم داشت (جدول ۳). مقایسه میانگین‌های غلظت عناصر پر مصرف در

برگ گیاه کلم نشان می‌دهد که کم‌ترین غلظت عناصر نیتروژن، پتاسیم و فسفر در هر سه رقم کلم مربوط به تیمار شاهد (بدون تلقیح با باکتری) بود و تلقیح با باکتری، غلظت این عناصر در برگ را به‌طور معنی‌داری ($p < 0.01$) افزایش داد. به‌طوری که بیش‌ترین غلظت‌های نیتروژن، فسفر و پتاسیم با میانگین‌های ۲/۸۸، ۰/۳۲ و ۲/۸۷ درصد مربوط به رقم کلم برگ و به ترتیب تیمارهای تلقیح شده با باکتری‌های *A. chroococcum*، *P. putida* و *B. megaterium* بود (جدول ۴). با توجه به توانایی باکتری‌های مورد استفاده در آزمایش (جدول ۲) به خوبی می‌توان دریافت که باکتری *A. chroococcum* با تثبیت نیتروژن سبب افزایش نیتروژن قابل جذب برای گیاه شده و گیاه نیتروژن بیشتری جذب و به اندام‌های هوایی انتقال داده است. هم‌چنین باکتری *P. putida* به دلیل توانایی انحلال فسفر نامحلول سبب افزایش غلظت فسفر قابل جذب در خاک شده و گیاه توانایی جذب فسفر بیشتری نسبت به سایر تیمارها داشته است. باکتری *B. megaterium* نیز با داشتن توانایی انحلال پتاسیم نامحلول توانسته است پتاسیم قابل جذب بیشتری برای گیاه فراهم کند. انحلال فسفات‌های نامحلول و مواد معدنی حاوی پتاسیم و تثبیت بیولوژیکی نیتروژن باعث افزایش دسترسی نیتروژن، پتاسیم و فسفر و در نتیجه بهبود تغذیه گیاه و افزایش رشد گیاه می‌شود (۸۴ و ۹۳).

به‌طور کلی غلظت بالای فلزات سنگین در خاک با جذب عناصر غذایی گیاه مانند فسفر، باعث کمبود فسفر قابل جذب در خاک می‌شود که این امر کاهش رشد گیاه را در پی دارد (۲۳). کمبود فسفر را می‌توان با برخی گونه‌های باکتری‌های محرک رشد گیاه که توانایی حل‌کنندگی فسفات را دارا هستند جبران کرد (۲۲ و ۹۱). جونز و همکاران (۲۰) بیان کردند تلقیح گیاه با باکتری‌های محرک رشد غلظت عناصر غذایی در گیاه را افزایش می‌دهد. آن‌ها بیش‌ترین غلظت عناصر غذایی پر مصرف شامل: نیتروژن، پتاسیم، فسفر، کلسیم و منیزیم را در تیمار تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* گزارش کردند. محققان دیگری نیز افزایش جذب عناصر غذایی نیتروژن، پتاسیم، فسفر، کلسیم و منیزیم توسط گیاه را در اثر تلقیح با گونه‌های باسیلوس گزارش کرده‌اند (۸، ۱۱، ۱۰، ۱۷، ۲۴، ۵۶ و ۷۸).

تأثیر رقم و باکتری بر غلظت سرب و کادمیوم ریشه و بخش هوایی گیاه کلم

نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که رقم، تلقیح با باکتری و اثر متقابل آن‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) بر غلظت سرب و کادمیوم ریشه و بخش هوایی گیاه کلم داشت (جدول ۵).

جدول ۵- نتایج تجزیه واریانس تأثیر نوع رقم و باکتری‌های محرک رشد گیاه بر غلظت‌های سرب و کادمیوم ریشه و بخش هوایی و عملکرد تر و خشک گیاه کلم

Table 5- The analyses of variance of data showing the effects of plant type and PGPR species on concentrations of the Pb and Cd in the root and shoot and fresh-dry biomass weight of cabbage plant

Cd in the root and shoot and fresh dry biomass weight of cabbage plant							
منابع تغییرات (Variables)	درجه آزادی (df)	میانگین مربعات (Mean square)					
		غلظت سرب		غلظت کادمیوم		عملکرد تر (Fresh biomass)	عملکرد خشک (Dry biomass)
		(Pb concentration)	(Cd concentration)				
		ریشه (Root)	بخش هوایی (Shoot)	ریشه (Root)	بخش هوایی (Shoot)		
رقم کلم (Cabbage varieties)	2	14940.92**	495.88**	19.25**	1.44**	175236.4056**	6261.66285**
گونه باکتری (Bacterial species)	5	2180.99**	386.86**	39.78**	2.62**	44658.4806**	1517.48343**
رقم کلم×گونه باکتری (Cabbage varieties × Bacteria species)	10	285.84**	94.33**	5.65**	0.30**	5544.0095**	200.26983**
خطا (Error)	36	15.00	4.33	0.17	0.02	33.2278	4.03538
ضریب تغییرات (Coefficient of Variation (%))	-	4.52	3.69	4.58	2.18	2.974132	5.956490

** و * به ترتیب در سطح ۱٪ و ۵٪ معنی‌دار و ns اختلاف معنی‌دار نیست.

** significant at 0.01 level, * significant at 0.05 level, ns, not significant.

تلقیح شده با باکتری *P. putida* بود (جدول ۶). همان‌طور که در جدول ۶ مشاهده می‌شود بیش‌ترین غلظت کادمیوم ریشه و بخش هوایی کلم برگ نیز مربوط به تیمار تلقیح شده با باکتری *P. putida* بود. به‌طوری که تلقیح خاک ریزوسفری با این باکتری سبب شد غلظت کادمیوم ریشه رقم‌های کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ به ترتیب ۱/۳، ۱/۲ و ۱/۱ برابر و غلظت کادمیوم بخش هوایی به ترتیب ۱/۵، ۱/۴ و ۱/۲ برابر نسبت به تیمار شاهدشان (بدون تلقیح با باکتری) افزایش یابد (جدول ۶).

براساس نتایج حاصل از این پژوهش مشاهده می‌شود که تلقیح با باکتری‌ها، سبب شد غلظت سرب و کادمیوم ریشه و بخش هوایی گیاه نسبت به تیمار شاهد (بدون تلقیح با باکتری) افزایش یابد. دلیل این امر را می‌توان به تولید اسیدهای آلی توسط باکتری‌ها و حلالیت بیشتر فلزات سنگین در منطقه ریزوسفر مرتبط دانست که به موازات آن گیاه مقدار بیشتری از فلزات سنگین را جذب و در گیاه انباشته کرده است. همان‌طور که در جدول ۴ نیز مشاهده می‌شود در هر سه رقم مورد بررسی تیمارهای تلقیح شده با باکتری *P. putida* بیش‌ترین غلظت اسیدهای آلی مالیک و سیتریک را داشتند. نکته قابل توجه دیگر این است که بیش‌ترین غلظت سرب ریشه و بخش هوایی و کادمیوم ریشه در رقم کلم زینتی مشاهده گردید (جدول ۶) اما بیش‌ترین غلظت اسیدهای مالیک، استیک و سیتریک در رقم کلم بروکلی اندازه‌گیری شد (جدول ۴).

مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم و تلقیح با باکتری بر غلظت سرب ریشه و بخش هوایی گیاه کلم نشان می‌دهد که بیش‌ترین غلظت سرب ریشه و بخش هوایی به ترتیب با میانگین‌های ۱۲۰/۲۰ و ۹۰/۷۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم مربوط به رقم کلم زینتی و تیمار تلقیح شده با باکتری *P. putida* بود. همان‌طور که در جدول ۶ مشاهده می‌شود بیش‌ترین غلظت سرب ریشه و بخش هوایی در رقم‌های کلم بروکلی و کلم برگ نیز در تیمارهای تلقیح شده با باکتری *P. putida* اندازه‌گیری شد. به‌طوری که تلقیح با این باکتری سبب شد غلظت سرب ریشه در رقم‌های کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ به ترتیب ۱/۳، ۱/۲ و ۱/۳ برابر و غلظت سرب بخش هوایی در رقم‌های کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ به ترتیب ۱/۷، ۱/۳ و ۱/۵ برابر نسبت به تیمار شاهدشان (بدون تلقیح با باکتری) افزایش یابد (جدول ۶).

مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم و تلقیح با باکتری بر غلظت کادمیوم ریشه و بخش هوایی گیاه کلم نشان می‌دهد که بیش‌ترین غلظت کادمیوم ریشه مربوط به رقم کلم زینتی و تیمارهای تلقیح شده با باکتری‌های *P. putida* و *B. subtilis* (با میانگین‌های ۹/۰۱ و ۸/۸۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و رقم کلم بروکلی و تیمار تلقیح شده با باکتری *P. putida* بودند که از نظر آماری اختلاف معنی‌داری با هم نداشتند. هم‌چنین بیش‌ترین غلظت کادمیوم بخش هوایی با میانگین ۸/۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم مربوط به رقم کلم بروکلی و تیمار

جدول ۶- مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل نوع رقم و باکتری‌های محرک رشد گیاه بر غلظت‌های سرب و کادمیوم ریشه و بخش هوایی و عملکرد تر و خشک گیاه کلم

Table 6- The interactive effects of cabbage varieties and PGPR species on concentrations of the Pb and Cd in the root and shoot and fresh-dry biomass weight of cabbage plant

رقم کلم (Cabbage varieties)	گونه باکتری (PGPR species)	غلظت سرب (Pb concentration)		غلظت کادمیوم (Cd concentration)		عملکرد تر (Fresh biomass)	عملکرد خشک (Dry biomass)
		ریشه (Root)	بخش هوایی (Shoot)	ریشه (Root)	بخش هوایی (Shoot)		
		میلی گرم بر کیلوگرم (mg kg ⁻¹)				گرم در گلدان (g in the plot)	
کلم زینتی (Ornamental cabbage)	Control	91.00 (d)	52.75 (e)	7.21 (b)	4.79 (k)	41.88 (l)	6.25 (i)
	<i>Proteus vulgaris</i>	98.55 (bc)	60.95 (bc)	7.56 (b)	6.15 (ij)	59.64 (k)	8.79 (hi)
	<i>Pseudomonas putida</i>	120.20 (a)	90.77 (a)	9.01 (a)	7.37 (bc)	78.03 (j)	11.49 (gh)
	<i>Bacillus subtilis</i>	95.45 (bcd)	59.77 (cd)	8.85 (a)	6.45 (fghi)	95.80 (i)	14.57 (fg)
	<i>Bacillus megaterium</i>	100.22 (b)	66.00 (b)	7.69 (b)	6.50 (fgh)	109.59 (h)	17.59 (ef)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	95.00 (cd)	60.10 (cd)	7.39 (b)	6.27 (hij)	95.16 (i)	14.65 (fg)
کلم بروکلی (Broccoli)	Control	61.28 (h)	45.88 (f)	7.27 (b)	5.98 (j)	115.19 (h)	20.39 (e)
	<i>Proteus vulgaris</i>	67.27 (fg)	53.47 (e)	7.45 (b)	6.69 (efg)	228.64 (f)	36.08 (d)
	<i>Pseudomonas putida</i>	77.63 (e)	62.05 (bc)	8.76 (a)	8.18 (a)	251.57 (de)	41.06 (c)
	<i>Bacillus subtilis</i>	66.02 (fgh)	54.83 (de)	7.77 (b)	6.86 (cd)	253.13 (de)	47.44 (b)
	<i>Bacillus megaterium</i>	67.95 (f)	56.52 (cde)	7.92 (b)	7.05 (cd)	397.11 (b)	72.50 (a)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	67.50 (fg)	54.22 (de)	7.68 (b)	6.70 (efg)	230.10 (f)	43.01 (bc)
کلم برگ (Cabbage)	Control	55.45 (i)	41.10 (f)	7.12 (b)	6.40 (ghi)	111.64 (h)	20.21 (e)
	<i>Proteus vulgaris</i>	65.62 (fgh)	54.37 (de)	7.24 (b)	6.70 (efg)	213.31 (g)	40.98 (c)
	<i>Pseudomonas putida</i>	73.95 (e)	61.27 (bc)	7.82 (b)	7.51 (b)	249.03 (e)	45.63 (bc)
	<i>Bacillus subtilis</i>	66.90 (fg)	54.27 (de)	7.29 (b)	7.09 (cd)	277.83 (c)	46.42 (b)
	<i>Bacillus megaterium</i>	62.38 (gh)	52.97 (e)	7.34 (b)	6.85 (de)	416.77 (a)	76.96 (a)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	62.38 (gh)	53.52 (e)	7.20 (b)	6.79 (def)	264.27 (d)	43.03 (bc)

میانگین‌ها در هر ستون که حداقل یک حرف مشترک دارند، از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری ($p < 0.05$) از هم ندارند.

Different letters indicate significant differences at the 5% probability level.

ریزجانداران با اسیدی کردن منطقه ریشه و افزایش حلالیت و دسترسی فلزات سنگین، سبب افزایش جذب آن‌ها توسط گیاه می‌شوند. برخی ویژگی‌های باکتری‌های مورد استفاده در این پژوهش مانند: توانایی انحلال فسفات معدنی، انحلال پتاسیم، تولید سیانید هیدروژن، تولید ایندول استیک و نیز تولید اسیدهای آلی می‌توانند دلیلی برای کاهش pH و افزایش حلالیت فلزات سنگین سرب و کادمیوم در منطقه ریشه باشند. بسیاری از محققان نیز گزارش کرده‌اند که استفاده از باکتری‌های محرک رشد باعث افزایش جذب کادمیوم توسط گیاه شده است (۳۳، ۶۱، ۶۶، ۷۴ و ۸۴). این امر عمدتاً به افزایش زیست‌فراهمی کادمیوم در خاک مربوط می‌شود (۳۳ و ۶۶).

تأثیر رقم و باکتری بر عملکرد تر و خشک گیاه کلم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که رقم، تلقیح با باکتری و اثر متقابل آن‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک

شاید بتوان این تفاوت را به توانایی خود رقم کلم زینتی در جذب و انتقال فلزات سنگین به اندام‌های هوایی مرتبط دانست. نیو و همکاران (۵۴) بیان کردند که ذخیره‌سازی بیولوژیکی فلزات سنگین در گیاه علاوه بر ویژگی‌های ماده و عوامل محیطی، به ویژگی‌های خود گیاه نیز بستگی دارد. محققین دیگری نیز نتایج مشابهی را گزارش کرده‌اند (۱۳ و ۴۹). راج‌کومار و فریتس (۶۲) گزارش کردند تلقیح گیاه *Ricinus communis* با ایزوله‌های *Pseudomonas* (PsM6) و *Pseudomonas* (PjM15) سبب افزایش غلظت فلزات سنگین (بجز روی) در ریشه، ساقه و بخش هوایی گیاه گردید. نتایج آن‌ها نشان داد که ایزوله PsM6 کارایی بیش‌تری در محلول کردن فلز روی و ایزوله PjM15 در محلول کردن مس و نیکل داشت. کریمی و همکاران (۳۲) گزارش کردند که تلقیح گیاه خارپنبه با باکتری‌های محرک رشد غلظت سرب ریشه و بخش هوایی گیاه را نسبت به تیمارهای بدون تلقیح افزایش داد.

درصد ($p < 0.01$) بر عملکرد تر و خشک گیاه کلم داشت (جدول ۵). با مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم و باکتری بر عملکرد تر و خشک گیاه کلم مشاهده گردید که بیش‌ترین مقدار عملکرد تر و خشک به ترتیب با میانگین‌های ۴۱۶/۷۷ و ۷۶/۹۶ گرم در گلدان مربوط به رقم کلم برگ و تیمار تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* و کم‌ترین میزان عملکرد تر و خشک به ترتیب با میانگین‌های ۴۱/۸۸ و ۶/۲۵ گرم در گلدان مربوط به رقم کلم زیتنی و تیمار شاهد (بدون تلقیح با باکتری) بود (جدول ۶).

همان‌طور که در جدول ۶ مشاهده می‌شود در هر سه رقم کلم (زیتنی، بروکلی و برگ) بیش‌ترین مقدار عملکرد تر و خشک در تیمار تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* به دست آمد. به‌طوری که عملکرد تر کلم زیتنی، کلم بروکلی و کلم برگ در این تیمار به ترتیب ۳/۵، ۲/۶ و ۳/۷ برابر و عملکرد خشک به ترتیب ۲/۸، ۳/۸ و ۳/۵ برابر نسبت به تیمار شاهد (بدون تلقیح با باکتری) افزایش داشت. در مرحله بعد تیمارهای تلقیح شده با باکتری *B. subtilis* دارای بیش‌ترین عملکرد تر و خشک بودند. به‌طوری که تلقیح خاک ریزوسفری با این باکتری سبب شد عملکرد تر و خشک در رقم کلم زیتنی به ترتیب ۲/۳ و ۲/۳ برابر، در کلم بروکلی به ترتیب ۲/۲ و ۲/۳ برابر و در کلم برگ به ترتیب ۲/۵ و ۲/۳ برابر نسبت به تیمار شاهد (بدون تلقیح با باکتری) افزایش یابد (جدول ۶).

به خوبی شناخته شده است که شمار قابل توجهی از گونه‌های باکتریایی که با ریزوسفر گیاه ارتباط دارند، می‌توانند تأثیر مثبتی بر رشد گیاهان داشته باشند. استفاده از این باکتری‌ها به عنوان کودهای زیستی در کشاورزی، چندین سال است که مورد توجه قرار گرفته است. به نظر می‌رسد که تأثیر مثبت این باکتری‌ها بر رشد گیاه به دلیل تولید تنظیم‌کننده‌های رشد گیاه (۱۱، ۲۱، ۳۱، ۵۶، ۷۷ و ۷۸)، امکان دسترسی بیش‌تر به مواد غذایی در خاک (۵۵)، کنترل بیماری‌ها (۱۶، ۱۸، ۳۰ و ۳۶) و تثبیت نیتروژن (۱۴ و ۹۲) توسط این باکتری‌ها باشد. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که تلقیح گیاهان توسط باکتری‌های محرک رشد گیاه می‌تواند از طریق تقویت رشد و محافظت از گیاهان در برابر فلزات سنگین، باعث افزایش کارایی و راندمان گیاهان شود. نسبت سطح به حجم باکتری‌ها بسیار زیاد است (۶) و این ریزجانداران از ظرفیت بالایی برای جذب فلزات از محلول‌های خاک برخوردار هستند (۵۳). همچنین باکتری‌های محرک رشد گیاه توانایی جذب بیولوژیکی و تجمع بیولوژیکی فلزات سنگین را دارا هستند که می‌تواند در کاهش اثرات سمی فلزات برای گیاه نقش داشته باشد (۹۰).

مطالعات متعددی نشان داده‌اند که استفاده از باکتری‌های محرک رشد، باعث افزایش رشد، توسعه ریشه و جذب فلزات سنگین در کلزا (*Brassica napus*) (۷۴)، خردل (*Brassica juncea*) (۴۳) و کلزا و خردل (۴۴) گردید. مارولاندا-آگوری و همکاران (۴۶) گزارش کردند که تلقیح با باکتری *B. megaterium* باعث افزایش سطح

برگ و ماده خشک کاهو شد. در مطالعه‌ای تلقیح گیاه لوبیا با باکتری *Proteus vulgaris* سبب شد وزن تر و خشک گیاه به ترتیب ۵۵/۸ و ۶۰ درصد نسبت به گیاه شاهد افزایش یابد (۵۱) (۶۴). زی و همکاران (۸۵) گزارش کردند که باکتری *B. subtilis* (GB03) وزن تر و خشک گیاه شاهی گوش موشی (*Brassicaceae*) را به ترتیب ۵۸ و ۷۱ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش داد. سانترو و همکاران (۶۷) گزارش کردند که تلقیح گیاه نعنای فلفلی با باکتری *B. subtilis* وزن خشک ریشه و بخش هوایی گیاه را به ترتیب ۳/۵ و ۲ برابر نسبت به تیمار بدون تلقیح افزایش داد. بهارلویی و همکاران (۵) گزارش کردند که تلقیح گیاه جو و کلزا با گونه‌های *P. putida* و *P. fluorescens* سبب افزایش ماده خشک بخش هوایی گیاه گردید. یو و لی (۸۸) اظهار داشتند که تولید ایندول استیک اسید توسط ایزوله *Proteus vulgaris* (JBLS202) به‌طور موثری باعث رشد گیاهچه کلم چینی شد. به‌طوری که وزن تر گیاه را ۳۲/۶ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش داد. همچنین باتاچاریا و همکاران (۷) گزارش کردند که تلقیح گیاه شاهی گوش موشی با ایزوله (JBLS202) *Proteus vulgaris* وزن تر گیاه را ۷۵ تا ۸۰ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش داد. آن‌ها دلیل این امر را تولید ایندول استیک اسید توسط این ایزوله گزارش کردند. پاتیل (۵۹) در بررسی تأثیر باکتری *B. subtilis* بر رشد گیاه ذرت گزارش کرد که تلقیح گیاه با این باکتری عملکرد تر و خشک گیاه را نسبت به گیاه شاهد (بدون تلقیح) افزایش داد. هاریناتان و همکاران (۲۵) تأثیر دو گونه باکتری *Bacillus* (C2) و *Pseudomonas* (C7) را بر رشد و عملکرد گیاه ارزن مورد بررسی قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که تلقیح گیاه با باکتری *Bacillus* (C2) بیش‌ترین تأثیر را بر افزایش ویژگی‌های فیزیولوژیکی گیاه داشت. محمدزاده و همکاران (۵۲) گزارش کردند که تلقیح گیاه آفتابگردان با باکتری‌های محرک رشد باعث افزایش جذب آهن و روی در گیاه و افزایش زیست توده گیاه گردید. کشاورز زرجانی و همکاران (۳۴) بیان کردند که کاربرد باکتری *B. megaterium* بیش‌ترین وزن خشک اندام هوایی و وزن خشک ریشه را در گیاه گوجه فرنگی تولید کرد که نسبت به تیمار شاهد تا ۵۲/۲۳ درصد افزایش نشان داد.

تأثیر رقم و باکتری بر غلظت سرب، کادمیوم و فسفر قابل جذب، اسیدیته و کربن آلی محلول خاک ریزوسفری بعد از برداشت گیاه کلم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که تلقیح با باکتری تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) بر غلظت سرب قابل جذب، فسفر قابل جذب و کربن آلی محلول خاک ریزوسفری داشته است. اما اثرات متقابل رقم و تلقیح با باکتری‌ها تأثیر معنی‌داری بر غلظت کادمیوم قابل جذب و اسیدیته خاک ریزوسفری نداشت (جدول ۷).

جدول ۷- نتایج تجزیه واریانس تأثیر نوع رقم و باکتری‌های محرک رشد گیاه بر غلظت سرب، کادمیوم و فسفر قابل جذب، اسیدیته و کربن آلی محلول خاک ریزوسفری بعد از برداشت گیاه کلم

Table 7- The Analyses of variance of data showing the effects of plant type and PGPR species on available concentration of Pb, Cd and phosphorus, pH and DOC of the rhizosphere soil after harvest of cabbage plant

منابع تغییرات (Variables)	درجه آزادی (df)	میانگین مربعات (Mean square)				
		سرب قابل جذب (Available Pb)	کادمیوم قابل جذب (Available Cd)	فسفر قابل جذب (Available P)	اسیدیته خاک (pH)	کربن آلی محلول (DOC)
رقم کلم (Cabbage varieties)	2	81.69**	0.006*	18.05**	0.15**	0.16**
گونه باکتری (Bacterial species)	5	170.01**	0.006*	230.47**	0.15**	0.60**
رقم کلم × گونه باکتری (Cabbage varieties × Bacteria species)	10	12.14**	0.004 ^{ns}	7.70**	0.008 ^{ns}	0.01**
خطا (Error)	36	2.99	0.002	1.04	0.018	0.002
ضریب تغییرات (Coefficient of Variation (%))	-	3.87	9.43	4.03	1.99	5.63

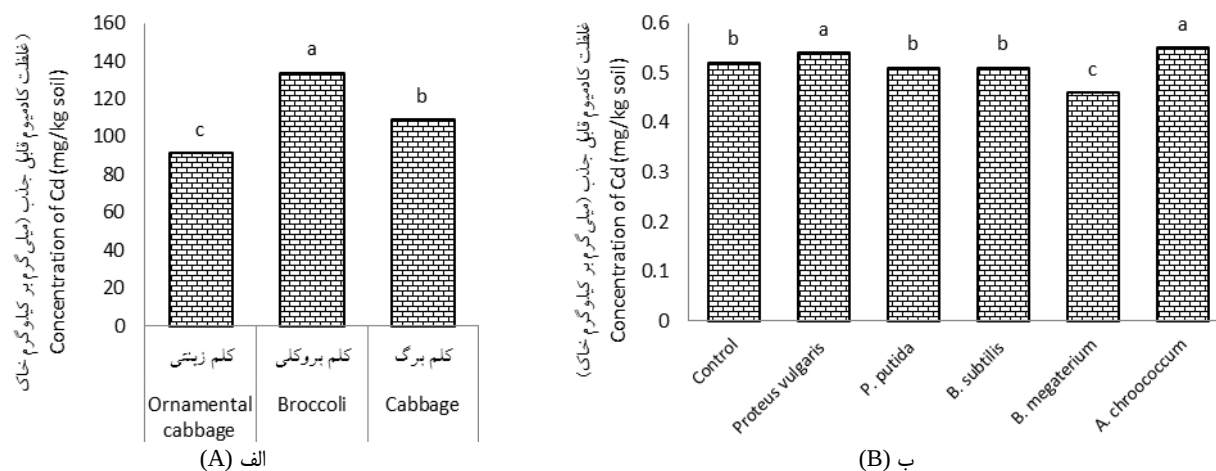
** و * به ترتیب در سطح ۱٪ و ۵٪ معنی‌دار و ns اختلاف معنی‌دار نیست.

** significant at 0.01 level, * significant at 0.05 level, ^{ns}, not significant.

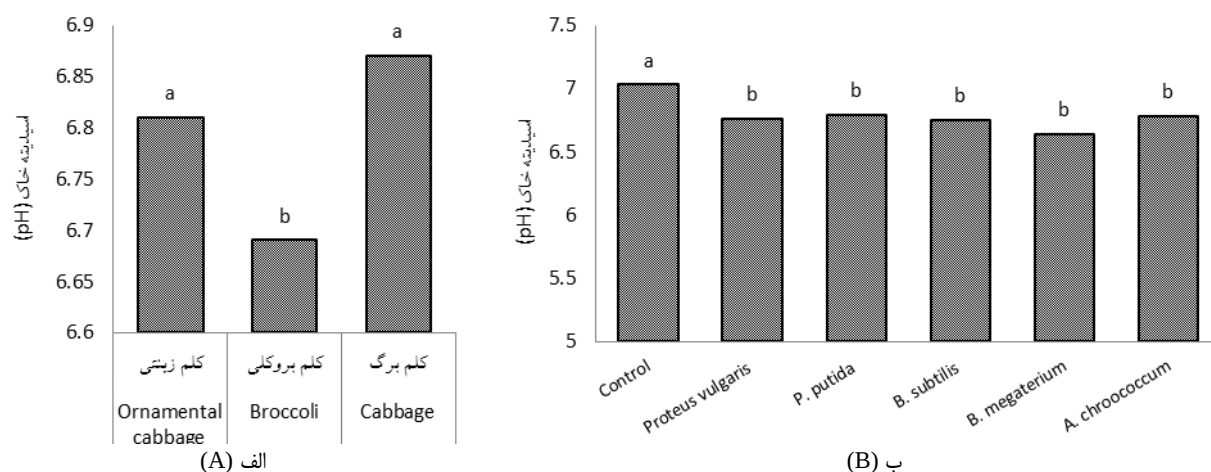
اسیدیته خاک و افزایش غلظت کادمیوم قابل جذب در خاک می‌شود (۳۳، ۶۱، ۶۶ و ۸۶).

مقایسه میانگین‌های تأثیر باکتری‌ها بر اسیدیته خاک نشان می‌دهد که بیش‌ترین اسیدیته مربوط به تیمار شاهد (بدون تلقیح باکتری) بود و تلقیح خاک با باکتری‌ها سبب کاهش اسیدیته خاک ریزوسفری گردید (شکل ۲-ب). به خوبی شناخته شده است که ریشه‌های گیاه توسط چندین فرآیند از جمله اکسیداسیون و تنفس، تعادل کاتیون و جذب آنیون و آزاد سازی آنیون آلی توانایی تغییر اسیدیته خاک را دارند (۲۶). اما، فرایندهای اصلی کنترل تغییرات اسیدیته خاک ریزوسفری رهاسازی H^+ و OH^- از ریشه‌های گیاه به محلول خاک برای جبران عدم تعادل بار ناشی از جذب نابرابر کاتیون‌ها و آنیون‌ها توسط ریشه‌های گیاه است (۲۶). علاوه بر این، گزارش شده است که باکتری‌های محرک رشد گیاه با کاهش اسیدیته خاک، آزاد کردن مواد کلات کننده، انحلال فسفات نامحلول و تغییر پتانسیل احیاء خاک سبب تغییر قابلیت دسترس بودن مواد مغذی و حمل و نقل فلزات سنگین و در نهایت بهبود فرآیند فیتواکسیداتیو می‌شوند (۶۳). تأثیر اسیدیته خاک بر حلالیت فلزات سنگین توسط محققان دیگری نیز گزارش شده است (۱۹).

مقایسه میانگین‌های تأثیر رقم بر غلظت کادمیوم قابل جذب خاک نشان داد که خاک ریزوسفری رقم کلم بروکلی بیش‌ترین غلظت کادمیوم قابل جذب و خاک ریزوسفری رقم کلم زینتی کمترین غلظت کادمیوم قابل جذب را پس از برداشت گیاه داشته است (شکل ۱-الف). هم‌چنین مقایسه میانگین‌های تأثیر باکتری بر غلظت کادمیوم قابل جذب خاک نشان می‌دهد که کم‌ترین غلظت کادمیوم قابل جذب مربوط به تیمار تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* و بیش‌ترین غلظت کادمیوم قابل جذب مربوط به تیمارهای تلقیح شده با باکتری‌های *A. chroococcum* و *proteus vulgaris* است (شکل ۱-ب). همان‌طور که نتایج حاصل نشان می‌دهد تیمارهای تلقیح شده با باکتری‌های *B. subtilis* و *B. megaterium*، *P. putida* و *B. subtilis* بیش‌ترین غلظت اسیدهای آلی (جدول ۴) و بیش‌ترین غلظت سرب و کادمیوم ریشه و بخش هوایی (جدول ۶) را داشتند و کم‌ترین غلظت این عناصر در تیمارهای تلقیح شده با باکتری‌های *A. chroococcum* و *proteus vulgaris* مشاهده گردید (جدول ۴ و ۶). بر این اساس می‌توان گفت که به دلیل جذب کمتر سرب و کادمیوم توسط گیاه در تیمارهای تلقیح شده با باکتری‌های *A. chroococcum* و *proteus vulgaris* مقدار سرب و کادمیوم قابل جذب بیش‌تری در خاک ریزوسفری این تیمارها باقی مانده است. محققان دیگری نیز گزارش کرده‌اند تولید اسیدهای آلی، کلات‌های آهن و سیدروفورها توسط باکتری‌های محرک رشد گیاه، سبب کاهش



شکل ۱- تأثیر نوع رقم کلم (الف) و باکتری‌های محرک رشد گیاه (ب) بر غلظت کادمیوم قابل جذب خاک ریزوسفری بعد از برداشت گیاه کلم
Figure 1- The main effects of cabbage varieties (A) PGPR species (B) on available concentration of the rhizosphere soil after harvest of cabbage plant



شکل ۲- تأثیر نوع رقم کلم (الف) و باکتری‌های محرک رشد گیاه (ب) بر اسیدیته خاک ریزوسفری بعد از برداشت گیاه کلم
Figure 2- The main effects of cabbage varieties (A) PGPR species (B) on pH of the rhizosphere soil after harvest of cabbage plant

به اندام‌های هوایی گیاه نسبت داد و از سوی دیگر می‌توان گفت فعالیت باکتری‌های محرک رشد سبب تبدیل شدن اشکال قابل جذب سرب به اشکال با قابلیت جذب پایین‌تر شده است تا امکان جذب توسط گیاه کاهش یابد.

همان‌طور که در جدول ۸ مشاهده می‌شود بیش‌ترین غلظت فسفر قابل جذب و کربن آلی محلول خاک ریزوسفری بعد از برداشت گیاه کلم مربوط به رقم کلم برگ و به ترتیب تیمارهای تلقیح شده با باکتری‌های *P. putida* و *B. megaterium* بود که به ترتیب ۷۹/۲۲ و ۱۲۰ درصد نسبت به تیمار شاهدش افزایش داشت (جدول ۸).

مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم و تلقیح با باکتری بر غلظت سرب قابل جذب خاک ریزوسفری بعد از برداشت گیاه کلم نشان می‌دهد که بیش‌ترین غلظت سرب قابل جذب مربوط به رقم کلم زینتی و تیمار شاهد (بدون تلقیح با باکتری) بود و تلقیح با باکتری‌ها در هر سه رقم کلم سبب کاهش غلظت سرب قابل جذب خاک شده است. به‌طوری که کمترین غلظت سرب قابل جذب خاک ریزوسفری مربوط به رقم کلم برگ و تیمار تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* بود که ۲۱/۳۳ درصد نسبت به تیمار شاهدش کاهش داشت (جدول ۸). این کاهش غلظت سرب قابل جذب بعد از برداشت گیاه کلم را از یک سو می‌توان به جذب سرب توسط گیاه و انتقال آن

جدول ۸- مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل نوع رقم و باکتری‌های محرک رشد بر بر غلظت سرب، کادمیوم و فسفر قابل جذب، اسیدیته و کربن آلی محلول خاک ریزوسفری بعد از برداشت گیاه کلم

Table 8- The interactive effects of cabbage varieties and PGPR species on available concentration of Pb, Cd and phosphorus, pH and DOC of the rhizosphere soil after harvest of cabbage plant

رقم کلم (Cabbage varieties)	گونه باکتری (PGPR species)	سرب قابل جذب (Available Pb) (mg/kg soil)	فسفر قابل جذب (Available P) (mg/kg soil)	کربن آلی محلول (DOC) (g C/kg soil)
کلم زینتی (Ornamental cabbage)	Control	50.62 (a)	15.08 (h)	0.54 (ij)
	<i>Proteus vulgaris</i>	49.65 (ab)	23.64 (ef)	0.74 (gh)
	<i>Pseudomonas putida</i>	48.52 (a-d)	31.82 (b)	0.83 (fg)
	<i>Bacillus subtilis</i>	38.67 (hij)	25.36 (de)	0.88 (ef)
	<i>Bacillus megaterium</i>	38.84 (hij)	27.79 (c)	1.28 (b)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	49.55 (abc)	24.55 (ef)	0.68 (h)
کلم بروکلی (Broccoli)	Control	48.01 (a-e)	19.31 (g)	0.52 (j)
	<i>Proteus vulgaris</i>	47.81 (a-e)	22.87 (f)	0.65 (hi)
	<i>Pseudomonas putida</i>	50.00 (ab)	32.96 (ab)	0.81 (fg)
	<i>Bacillus subtilis</i>	45.03 (def)	22.77 (f)	0.96 (de)
	<i>Bacillus megaterium</i>	37.83 (ij)	27.01 (cd)	1.30 (b)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	46.20 (b-f)	24.47 (ef)	0.86 (ef)
کلم برگ (Cabbage)	Control	45.29 (c-f)	19.39 (g)	0.65 (hi)
	<i>Proteus vulgaris</i>	43.74 (efg)	23.55 (ef)	0.84 (efg)
	<i>Pseudomonas putida</i>	46.18 (b-f)	34.75 (a)	0.89 (ef)
	<i>Bacillus subtilis</i>	40.31 (ghi)	28.88 (c)	1.15 (c)
	<i>Bacillus megaterium</i>	35.63 (j)	28.84 (c)	1.43 (a)
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	42.10 (fgh)	23.78 (ef)	1.02 (d)

میانگین‌ها در هر ستون که حداقل یک حرف مشترک دارند، از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری ($p < 0.05$) با هم ندارند.

Different letters indicate significant differences at the 5% probability level.

ریزوسفر از یک سو قابلیت دسترسی عناصر غذایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم توسط گیاه را افزایش داد و از سوی دیگر به دلیل کاهش اسیدیته منطقه ریزوسفر حلالیت فلزات سنگین سرب و کادمیوم افزایش یافت. لذا افزایش حلالیت فلزات سنگین در منطقه ریشه سبب افزایش جذب این فلزات توسط ارقام مختلف کلم گردید. این امر از دو جنبه حائز اهمیت می‌باشد: اولاً در مورد ارقام خوراکی شامل کلم برگ و کلم بروکلی باید توجه داشت که کشت این گیاهان در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با توجه به توانایی بالایی که در جذب این فلزات دارند، پرخطر می‌باشد و می‌بایست در صورت کشت نیز قبل از استفاده و عرضه به بازار مصرف از لحاظ غلظت فلزات سنگین در بافت‌های خوراکی مورد آزمایش قرار گیرند. ثانیاً در خصوص رقم کلم زینتی، با توجه به توانایی زیاد این رقم در جذب سرب و کادمیوم، می‌توان این رقم را به منظور پالایش خاک‌های آلوده به این عناصر در فضاهای سبز و زمین‌های آلوده به فلزات سنگین کشت کرد.

اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم تولید شده توسط باکتری‌های محرک رشد گیاه فسفات معدنی را حل می‌کنند و فسفر قابل دسترس را افزایش می‌دهند (۸۹). باکتری‌های *P. putida* و *B. megaterium* با داشتن توانایی انحلال فسفات معدنی، انحلال پتاسیم نامحلول و کاهش اسیدیته خاک سبب افزایش غلظت کربن آلی محلول در خاک شده‌اند که خود این امر در کاهش اسیدیته و افزایش دسترس بودن عناصر غذایی و افزایش رشد گیاه موثر بوده است.

نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که تلقیح خاک ریزوسفری با باکتری‌های محرک رشد گیاه با توجه به توانایی باکتری‌ها در تولید ایندول استیک اسید، سیانید هیدروژن، تثبیت نیتروژن، حلالیت فسفات نامحلول و پتاسیم، سبب رشد و عملکرد بهتر ارقام کلم گردید. افزایش تولید اسیدهای آلی، کربن آلی محلول و اسیدی کردن منطقه

1. Ahmad I., Akhtar M.J., Asghar H.N., Ghafoor U., and Shahid, M. 2016. Differential effects of plant growth-promoting rhizobacteria on maize growth and cadmium uptake. *Journal of Plant Growth Regulation* 35: 303-315.
2. Aleksandrov V.G., Blagodyr R.N., and Ilev I.P. 1967. Liberation of phosphoric acid from apatite by silicate bacteria. *Microbiological Journal* 29: 111-114.
3. Allen S.E., Grimshaw H.M., and Rowland A.P. 1986. Chemical Analysis. pp. 285-344, In: Moore P.D., and Chapman S.B. (Ed.), *Methods in plant ecology*. Blackwell, Scientific Publication, Oxford, London.
4. Alloway B.J. 1995. Heavy metals in soils. 2nd edn. Blackey Academic and Professional.
5. Baharlouei J., Pazira E., and Solhi M. 2011. Evaluation of inoculation of plant growth-promoting rhizobacteria on cadmium uptake by canola and barley, *Proceedings of the 2nd International Conference on Environmental Science and Technology*.
6. Beveridge T.J. 1988. The bacterial surface: general considerations towards design and function. *Canadian Journal of Microbiology* 34: 363-372.
7. Bhattacharyya D., Garladinne M., and Lee Y.H. 2015. Volatile indole produced by rhizobacterium *Proteus vulgaris* JBLS202 stimulates growth of *Arabidopsis thaliana* through auxin, cytokinin, and brassinosteroid pathways. *Journal of Plant Growth Regulation* 34: 158-168.
8. Biswas J.C., Ladha J.K., and Dazzo F.B. 2000. Rhizobia inoculation improves nutrient uptake and growth of lowland rice. *Soil Science Society of America Journal* 64: 1644-1650.
9. Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal* 54: 464-465.
10. Cakmakci R., Turan M., Gulluce M., and Sahin F. 2014. Rhizobacteria for reduced fertilizer inputs in wheat (*Triticum aestivum* spp. *vulgare*) and barley (*Hordeum vulgare*) on Aridisols in Turkey. *International Journal of Plant Production* 8: 163-181.
11. Çakmakçı R., Erat M., Erdoğan Ü., and Dönmez M.F. 2007. The influence of plant growth-promoting rhizobacteria on growth and enzyme activities in wheat and spinach plants. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170: 288-295.
12. Chaney R.L., Green C.E., Filcheva E., and Brown S.L. 1994. Effect of Iron, Manganese, and Zinc Enriched Biosolids Compost on Uptake of Cadmium by Lettuce from Cadmium-Contaminated Soils. pp. 205-207, In: Clapp C.E., Larson W.E., and Dowdy R.H. (Ed.), *Sewage sludge: Land utilization and the environment*. American Society of Agronomy.
13. Curaqueo G., Schoebitz M., Borie F., Caravaca F., and Roldán A. 2014. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi and addition of composted olive-mill waste enhance plant establishment and soil properties in the regeneration of a heavy metal-polluted environment. *Environmental Science and Pollution Research* 21: 7403-7412.
14. Elkoca E., Kantar F., and Sahin F. 2007. Influence of nitrogen fixing and phosphorus solubilizing bacteria on the nodulation, plant growth, and yield of chickpea. *Journal of Plant Nutrition* 31: 157-171.
15. Emami A. 1996. Methods of plant analysis. *Journal of Research Organ Education and Agricultural* 982: 11-28. (In Persian with English abstract).
16. Erman M., Kotan R., Çakmakçı R., Çığ F., Karagöz K., and Sezen M. 2010. Effect of nitrogen fixing and phosphate-solubilizing rhizobacteria isolated from van lake basin on the growth and quality properties in wheat and sugar beet. *Organic Farming Symposium* 28: 325-329.
17. Esitken A., Karlidag H., Ercisli S., Turan M., and Sahin F. 2003. The effect of spraying a growth promoting bacterium on the yield, growth and nutrient element composition of leaves of apricot (*Prunus armeniaca* L. cv. Hacıhaliloglu). *Australian Journal of Agricultural Research* 54: 377-380.
18. Fayetorbay D., Karagoz K., Dadasoglu F., Comakli B., Cakmakci R., and Kotan R. 2010. Common vetch (*Vicia sativa*) growth and yield in relation to single and mixed cultures of plant growth promoting bacteria, mineral and organic fertilizers. *Proceedings of the Turkey IV Organic Farming Symposium* 696-701.
19. Gadd G.M. and Sayer J.A. 2000. Influence of fungi on the environmental mobility of metals and metalloids. pp. 237-256, *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society of Microbiology.
20. Gunes A., Karagoz K., Turan M., Kotan R., Yildirim E., Cakmakci R., and Sahin F. 2015. Fertilizer efficiency of some plant growth promoting rhizobacteria for plant growth. *Research journal of soil biology* 7: 28-45.
21. Güneş A., Turan M., Güllüce M., and Şahin F. 2014. Nutritional content analysis of plant growth-promoting rhizobacteria species. *European Journal of Soil Biology* 60: 88-97.
22. Gupta A., Meyer J.M., and Goel R. 2002. Development of heavy metal-resistant mutants of phosphate solubilizing *Pseudomonas* sp. NBRI 4014 and their characterization. *Current Microbiology* 45: 323-327.
23. Halstead R.L., Finn B.J., and MacLean A.J. 1969. Extractability of nickel added to soils and its concentration in plants. *Canadian Journal of Soil Science* 49: 335-342.
24. Han H.S. and Lee K.D. 2005. Physiological responses of soybean-inoculation of *Bradyrhizobium japonicum* with PGPR in saline soil conditions. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences* 1: 216-221.

25. Harinathan B., Sankaralingam S., Palpperumal S., Kathiresan D., Shankar T., and Prabhu D. 2016. Effect of phosphate solubilizing bacteria on growth and development of Pearl Millet and Ragi. *Journal of Advances in Biology and Biotechnology* 7: 1-7.
26. 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. *Plant and Soil* 248: 43-59.
27. Horváth B., Opara-Nadi O., and Beese F. 2005. A simple method for measuring the carbonate content of soils. *Soil Science Society of America Journal* 69: 1066-1068.
28. Hseu Z.Y. 2004. Evaluating heavy metal contents in nine composts using four digestion methods. *Bioresource Technology* 95: 53-59.
29. Jalil A., Selles F., and Clarke J.M. 1994. Effect of cadmium on growth and the uptake of cadmium and other elements by durum wheat. *Journal of Plant Nutrition* 17: 1839-1858.
30. Karagoz K. and Kotan R. 2010. Effects of some plant growth promoting bacteria on growth of lettuce and bacterial leaf spot disease. *Turkey Biyoloji Mucadele Dergisi* 1: 165-179.
31. Karakurt H., Kotan R., Dadasoglu F., Aslantas R., and Şahin F. 2011. Effects of plant growth promoting rhizobacteria on fruit set, pomological and chemical characteristics, color values, and vegetative growth of sour cherry (*Prunus cerasus* cv. Kütahya). *Turkish Journal of Biology* 35: 283-291.
32. Karimi A., Khodaverdiloo H., and Rasouli Sadaghiani M. H. 2017. Fungi and bacteria as helping agents for remediation of a Pb-contaminated soil by *Onopordum acanthium*. *Caspian Journal of Environmental Sciences* 15: 249-262.
33. Kartik V.P., Jinal H.N., and Amaresan N. 2016. Characterization of cadmium-resistant bacteria for its potential in promoting plant growth and cadmium accumulation in *Sesbania bispinosa* root. *International Journal of Phytoremediation* 18: 1061-1066.
34. Keshavarz Zarjani J., Aliasgharzad N., and Oustan S. 2013. Effects of six strains of potassium releasing bacteria on growth and potassium uptake of Tomato Plant. *Water and Soil Science* 23: 245-255.
35. Khan A., Jilani G., Akhtar M.S., Saqlan Naqvi S., and Rasheed M. 2009. Phosphorus solubilizing bacteria: Occurrence, Mechanisms and their role in crop production. *Agricultural biology Science* 1: 48-58.
36. Kotan R. and Şahin F. 2006. Biological control of *Pseudomonas syringae* pv. *syringae* and nutritional similarity in carbon source utilization of pathogen and its potential biocontrol agents. *The Journal of Turkish Phytopathology* 35: 1-13.
37. Lasat M.M. 2002. Phytoextraction of toxic metals. *Journal of Environment Quality* 31: 109-120.
38. Lawongsa P., Inubushi K., and Wada H. 1987. Determination of organic acids in soil by high performance liquid chromatography. *Soil Science and Plant Nutrition* 33: 299-302.
39. Liao M. and Xie X.M. 2004. Cadmium release in contaminated soils due to organic acids. *Pedosphere* 14: 223-228.
40. Lin Q., Zheng C.R., Chen H.M., and Chen Y.X. 1998. Transformation of cadmium species in rhizosphere. *Acta Pedologica Sinica* 35: 461-467.
41. Lin Q., Chen Y.X., Chen H.M., and Zheng C.M. 2003. Study on chemical behavior of root exudates with heavy metals. *Plant Nutrition and Fertilizer Science* 9: 425-431.
42. 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.
43. Ma Y., Rajkumar M., and Freitas H. 2009. Improvement of plant growth and nickel uptake by nickel resistant-plant-growth promoting bacteria. *Journal of Hazardous Materials* 166: 1154-1161.
44. Ma Y., Rajkumar M., Rocha I., Oliveira R.S., and Freitas H. 2015. Serpentine bacteria influence metal translocation and bioconcentration of *Brassica juncea* and *Ricinus communis* grown in multi-metal polluted soils. *Frontiers in Plant Science* 5: 757-766.
45. Ma Y., Oliveira R.S., Freitas H., and Zhang C. 2016. Biochemical and molecular mechanisms of plant-microbe-metal interactions: relevance for phytoremediation. *Frontiers in Plant Science* 7: 1-19.
46. Marulanda-Aguirre A., Azcón R., Ruiz-Lozano J.M., and Aroca R. 2008. Differential effects of a *Bacillus megaterium* strain on *Lactuca sativa* plant growth depending on the origin of the arbuscular mycorrhizal fungus coinoculated: physiologic and biochemical traits. *Journal of Plant Growth Regulation* 27: 1-10.
47. McBride M.B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.
48. McLaughlin M.J., Smolders E., Merckx R., and Maes A. 1997. Plant uptake of Cd and Zn in chelator-buffered nutrient solution depends on ligand type. In: *Plant nutrition for sustainable food production and environment*, vol.78, pp. 113-118. Developments in Plant and Soil Sciences, Springer, Dordrecht.
49. Meier S., Cornejo P., Cartes P., Borie F., Medina J., and Azcón R. 2015. Interactive effect between Cu-adapted arbuscular mycorrhizal fungi and biotreated agrowaste residue to improve the nutritional status of *Oenothera picensis* growing in Cu-polluted soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178: 126-135.
50. Mench M. and Martin E. 1991. Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. *Plant and Soil* 132: 187-196.
51. Min T. 1998. Progress in study on VA-mycorrhiza fungi in enhancing plant resistance to saline-alkali and heavy

- metals. Turang (China).
52. Mohammadzadeh A., Tavakoli M., Motesharezadeh B., and Chaichi M.R. 2017. Effects of plant growth-promoting bacteria on the phytoremediation of cadmium-contaminated soil by sunflower. *Archives of Agronomy and Soil Science* 63: 807-816.
53. Mullen M.D., Wolf D.C., Ferris F.G., Beveridge T.J., Flemming C.A., and Bailey G.W. 1989. Bacterial sorption of heavy metals. *Applied and Environmental Microbiology* 55: 3143-3149.
54. Niu Z.X., Sun L.N., Sun T.H., Li Y.S., and Wang H. 2007. Evaluation of phytoextracting cadmium and lead by sunflower, ricinus, alfalfa and mustard in hydroponic culture. *Journal of Environmental Sciences* 19: 961-967.
55. Ögüt M. and Er F. 2006. Micronutrient composition of field-grown dry bean and wheat inoculated with *Azospirillum* and *Trichoderma*. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169: 699-703.
56. Orhan E., Esitken A., Ercisli S., Turan M., and Sahin F. 2006. Effects of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) on yield, growth and nutrient contents in organically growing raspberry. *Scientia Horticulturae* 111: 38-43.
57. Papa S., Bartoli G., Pellegrino A., and Fioretto A. 2010. Microbial activities and trace element contents in an urban soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 165: 193-203.
58. Park J., Bolan N., Megharaj M., and Naidu R. 2010. Isolation of phosphate-solubilizing bacteria and characterization of their effects on lead immobilization. *Pedologist* 53: 67-75.
59. Patil V. 2014. *Bacillus subtilis*: A potential salt tolerant phosphate solubilizing bacterial agent. *International Journal of Life Sciences Biotechnology and Pharma Research* 3: 141.
60. Prajapati K.B., and Modi H.A. 2012. Isolation and characterization of potassium solubilizing bacteria from ceramic industry soil. *CIBTech Journal of Microbiology* 1: 8-14.
61. Prapagdee B. and Khonsue N. 2015. Bacterial-assisted cadmium phytoremediation by *Ocimum gratissimum* L. in polluted agricultural soil: a field trial experiment. *International Journal of Environmental Science and Technology* 12: 3843-3852.
62. Rajkumar M. and Freitas H. 2008. Influence of metal resistant-plant growth-promoting bacteria on the growth of *Ricinus communis* in soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere* 71: 834-842.
63. Rajkumar M., Ae N., Prasad M.N.V., and Freitas H. 2010. Potential of siderophore-producing bacteria for improving heavy metal phytoextraction. *Trends in Biotechnology* 28: 142-149.
64. Rani A., Shouche Y.S., and Goel R. 2008. Declination of copper toxicity in pigeon pea and soil system by growth-promoting *Proteus vulgaris* KNP3 strain. *Current Microbiology* 57: 78.
65. Rayment G.E., and Lyons D.J. 2011. *Soil Chemical Methods: Australasia*. vol.3 pp. 512,. CSIRO publishing.
66. Sangthong C., Setkit K., and Prapagdee B. 2016. Improvement of cadmium phytoremediation after soil inoculation with a cadmium-resistant *Micrococcus* sp. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 756-764.
67. Santoro M.V., Zygadlo J., Giordano W., and Banchio E. 2011. Volatile organic compounds from rhizobacteria increase biosynthesis of essential oils and growth parameters in peppermint (*Mentha piperita*). *Plant Physiology and Biochemistry* 49: 1177-1182.
68. SAS Institute Inc. 1990. Output delivery system: User's guide. SAS institute.
69. Schwab A.P., He Y., and Banks M.K. 2005. The influence of organic ligands on the retention of lead in soil. *Chemosphere* 61: 856-866.
70. Serna-Posso E.J., Sánchez-de Prager M., and Cisneros-Rojas C.A. 2017. Organic acids production by rhizosphere microorganisms isolated from a Typic Melanudands and its effects on the inorganic phosphates solubilization. *Acta Agronómica* 66: 241-247.
71. Setiawati T.C. and Mutmainnah L. 2016. Solubilization of potassium containing mineral by microorganisms from sugarcane rhizosphere. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 9: 108-117.
72. Sharma S., Kumar V., and Tripathi R.B. 2017. Isolation of phosphate solubilizing microorganism (PSMs) from soil. *Journal of microbiology and Biotechnology Research* 1: 90-95.
73. Sheng X.F. and He L.Y. 2006. Solubilization of potassium-bearing minerals by a wild-type strain of *Bacillus edaphicus* and its mutants and increased potassium uptake by wheat. *Canadian Journal of Microbiology* 52: 66-72.
74. Sheng X.F. and Xia J.J. 2006. Improvement of rape (*Brassica napus*) plant growth and cadmium uptake by cadmium-resistant bacteria. *Chemosphere* 64: 1036-1042.
75. Sugumaran P. and Janarthanam B. 2007. Solubilization of potassium containing minerals by bacteria and their effect on plant growth. *World Journal of Agricultural Sciences* 3: 350-355.
76. Torre M.A.D.L., Gomez-Alarcon G., Vizcaino C., and Garcia M.T. 1992. Biochemical mechanisms of stone alteration carried out by filamentous fungi living in monuments. *Biogeochemistry* 19: 129-147.
77. Turan M., Ataoğlu N., and Şahin F. 2006. Evaluation of the capacity of phosphate solubilizing bacteria and fungi on different forms of phosphorus in liquid culture. *Journal of Sustainable Agriculture* 28: 99-108.
78. Turan M., Gulluce M., and Şahin F. 2012. Effects of plant-growth-promoting rhizobacteria on yield, growth, and some physiological characteristics of wheat and barley plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43: 1658-1673.
79. Vance E.D., Brookes P.C., and Jenkinson D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C.

- Soil Biology and Biochemistry 19: 703-707.
80. Walkley A. and Black I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37: 29-38.
81. Walpola B.C., and Yoon M.H. 2013. Isolation and characterization of phosphate solubilizing bacteria and their co-inoculation efficiency on tomato plant growth and phosphorous uptake. African Journal of Microbiology Research 7: 266-275.
82. Wenzel W.W. 2009. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. Plant and Soil 321: 385-408.
83. Wu L.H., Luo Y.M., Christie P., and Wong M.H. 2003. Effects of EDTA and low molecular weight organic acids on soil solution properties of a heavy metal polluted soil. Chemosphere 50: 819-822.
84. Wu S.C., Cheung K.C., Luo Y.M., and Wong M.H. 2006. Effects of inoculation of plant growth-promoting rhizobacteria on metal uptake by *Brassica juncea*. Environmental Pollution 140: 124-135.
85. Xie X., Zhang H., and Pare P. 2009. Sustained growth promotion in *Arabidopsis* with long-term exposure to the beneficial soil bacterium *Bacillus subtilis* (GB03). Plant Signaling and Behavior 4: 948-953.
86. Yousaf S., Andria V., Reichenauer T.G., Smalla K., and Sessitsch A. 2010. Phylogenetic and functional diversity of alkane degrading bacteria associated with Italian ryegrass (*Lolium multiflorum*) and Birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) in a petroleum oil-contaminated environment. Journal of Hazardous Materials 184: 523-532.
87. Youssef R.A., and Chino M. 1988. Development of a new Rhizobox system to study the nutrient status in the rhizosphere. Soil Science and Plant Nutrition 34: 461-465.
88. Yu S.M., and Lee Y.H. 2013. Plant growth promoting rhizobacterium *Proteus vulgaris* JBLS202 stimulates the seedling growth of *Chinese cabbage* through indole emission. Plant and Soil 370: 485-495.
89. Zaidi A., Khan M., Ahemad M., and Oves M. 2009. Plant growth promotion by phosphate solubilizing bacteria. Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica 56: 263-284.
90. Zaidi S. and Musarrat J. 2004. Characterization and nickel sorption kinetics of a new metal hyper-accumulator *Bacillus* sp. Journal of Environmental Science and Health 39: 681-691.
91. Zaidi S., Usmani S., Singh B.R., and Musarrat J. 2006. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ-101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. Chemosphere 64: 991-997.
92. Zhang F., Dashti N., Hynes R.K., and Smith D.L. 1996. Plant growth promoting rhizobacteria and soybean [*Glycine max* (L.) Merr.] nodulation and nitrogen fixation at suboptimal root zone temperatures. Annals of Botany 77: 453-460.
93. Zhuang X., Chen J., Shim H., and Bai Z. 2007. New advances in plant growth-promoting rhizobacteria for bioremediation. Environment International 33: 406-413.



Effects of Plant Growth Promoting Rhizobacteria (PGPR) on Organic Acids Production and Concentration of Lead and Cadmium in Cabbage

S. Abdollahi^{1*} - A. Golchin² - F. Shahryari³

Received: 17-02-2020

Accepted: 05-05-2020

Introduction: Contamination of soils by heavy metals is one of the most serious environmental problems that increases the risk of toxic metal entry into the food chains. When heavy metals enter the soil, they are progressively converted to the insoluble form by reactions with soil components. A variety of mechanisms such as absorption, ion exchange, co-precipitation and complexation incorporates heavy metals into soil minerals or bounds them to various soil phases. Organic acids are natural compounds that are secreted from the root of the plant and can affect the solubility and uptake of heavy metals.

Materials and Methods: To evaluate the effects of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) on organic acids production and heavy metal uptake by different cabbage varieties, a factorial pot experiment with completely randomized design and three replications was performed under the greenhouse conditions. The factors included (a) rhizosphere soils of three varieties of cabbage [*Brassica oleracea* var. *acephala* L. (Ornamental cabbage), *Brassica oleracea* var. *italica* L. (Broccoli cabbage) and *Brassica oleracea* var. *capitata* L. (Cabbage)] and (b) five species of PGPR consisting of *Pseudomonas putida* PTCC 1694, *Bacillus megaterium* PTCC 1656, *Proteus vulgaris* PTCC 1079, *Bacillus subtilis* PTCC 1715 and *Azotobacter chroococcum* and control (without rhizobacteria) used to inoculate the rhizosphere soils. The experiment had 18 treatments and there were 54 experimental units and three seedlings of cabbage were planted in each pot. In all treatments inoculated with rhizobacterial species, 2 ml of a bacterial suspension with 10^7 - 10^8 (cfu ml⁻¹) were used to inoculate the soil of root area. The data obtained in this study were statistically analyzed by SAS software (version 9.4) and the mean comparison was performed by Duncan's multiple range test at 1 and 5 percent probability levels.

Results and Discussion: The analysis of variance (ANOVA) showed that the cabbage varieties, bacterial inoculation and their interactions had significant effects ($p < 0.01$) on organic acids concentration, fresh and dry biomass of plant, concentrations of Pb and Cd in root and shoot of cabbage plant. The results showed that inoculation of the rhizosphere soils with PGPR species increased organic acids concentration of rhizosphere. The highest concentration of malic and citric acids in rhizosphere soil (9.59 and 118.34 mg dl⁻¹, respectively) was obtained when the rhizosphere soils of the broccoli were inoculated with *Pseudomonas putida* PTCC 1694 and the highest concentration of acetic acid in rhizosphere (233.88 mg dl⁻¹) was determined when the rhizosphere of broccoli were inoculated with *Bacillus megaterium* PTCC 1656. Inoculation of the rhizosphere with PGPR species also increased the fresh and dry biomass of plant, and Pb and Cd concentrations in cabbage root and shoot. The highest fresh and dry biomass of cabbage (416.77 and 76.96 g in the plot, respectively) were obtained when the rhizosphere soils of cabbage were inoculated with *Bacillus megaterium* PTCC 1656, the highest concentration of Pb in the root and shoot and Cd in the root of cabbage (12.20, 90.77 and 9.01 mg kg⁻¹, respectively) were obtained when the rhizosphere soils of the ornamental cabbage were inoculated with *Pseudomonas putida* PTCC 1694. Inoculation of the rhizosphere soils of the ornamental cabbage, broccoli and cabbage by *B. megaterium* PTCC1656 caused an increase in the DOC concentration by 137, 150 and 120%, respectively, compared to uninoculated rhizosphere soils. Bacterial inoculation also increased the concentrations of available phosphorus in the rhizosphere soils and the highest concentration of phosphorus was measured in the treatments inoculated by *P. putida* PTCC1694. Furthermore, the concentrations of available phosphorus in the rhizosphere soils of the ornamental cabbage, broccoli and cabbage increased by 79, 71 and 111%, respectively, relative to uninoculated rhizosphere soils.

Conclusion: It is concluded that inoculation of Pb and Cd contaminated soils by PGPR species, especially *Bacillus megaterium* PTCC 1656 and *Pseudomonas putida* PTCC 1694, enhances the tolerance of host plants,

1 and 2- Ph.D. and Professor of Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, respectively.
(*- Corresponding Author Email: samaneh.abdollahi87@yahoo.com)

3- Assistant Professor, Plant Protection Department, Faculty of Agriculture, University of Zanjan

DOI: 10.22067/jsw.v34i3.85068

metal uptake performance and thus phytoremediation process by increasing the metal bioavailability and biomass production of the plant. As the distribution and accumulation of heavy metals in plant tissues are important factors for evaluation of plant role in phytoremediation of polluted soils, the PGPR inoculation of rhizosphere soils can be used as a biotechnological tool to enhance biomass production and plant uptake and thus the efficiency of phytoextraction.

Keywords: Acitic, Citric, Malic, Organic acid, Rhizobox

Contents

Design and Analysis of Optimal Ecological Flow Regime Zarrin-Gol River Using Hydrological Methods and Ecohydraulic Habitat Simulation Model	532
M.H. Naderi - M. Zakerinia- M. Salarijazi	
Effects of Irrigation Water Management on Fluctuations of Shallow Groundwater Level (Case Study: Miandoab and Mahabad Regions)	547
A. Firoozi - S.M. Mirlatifi - H. Ebrahimian	
Interaction of Irrigation Regimes and Nitrogen Fertilizer on Soil Moisture Variation and Grain Yield under Tape-Drip Irrigation System	563
N. Kouhi Chelle Karan – H. Dehghanisanij – A. Alizadeh – E. Kanani	
Evaluation of Water Scarcity by Determining Quantity and Quality and Environmental Flow Requirement of Zarrinehrood	577
B. Sarcheshmeh - J. Behmanesh- V. Rezaverdinejad	
Simulation of Yield, Evapotranspiration, Water Requirement and Water Use Efficiency of Wheat Using CERES-WHEAT-DSSAT Model in Shahrekord Plain	592
S. Tofiq - D. Rahimi - H. Yazadnpanah	
Efficiency of Nitrilo Triacetic Acid (NTA) on Leaching and Refining of Cadmium from Soil by Maize	608
N. Mehrab - M. Chorom - M. Norouzi Masir	
The Role of Vermicompost on the Change of Physical, Chemical, Hydraulic and Leaching Components of a Sandy Loam Soil	622
H. Bagheri - H. Zare Abyaneh- A. Izady	
Visible-Near Infrared (VIS-NIR) Spectrophotometry in Predicting Soil Particle Percentage Using Artificial Neural Network and Partial Least Squares Regression	635
E. Mehrabi Gohari - H.R. Matinfar - R. Taghizadeh-Mehrjardi - A. Jafari	
Removal of Carbonates and Organic Matter from Soil Influences Phosphorous Sorption in Calcareous Soil of Kerman Province	648
H. Hosseini - M. Fekri - M.H. Farpoor- M. Mahmoodabadi	
Effect of <i>Azotobacter</i> and <i>Azospirillum</i> on Growth and Physiological Characteristics of Barley (<i>Hordeum vulgare</i>) under Salinity Stress	660
R. Khodadadi - R. Ghorbani Nasrabadi- M. Olamaee- S.A Movahedi-Naini	
Evaluation of Different Ratios of Biofertilizer Components Impact on Potassium Dissolution by <i>Pseudomonas fluorescens</i>	673
S. Ashrafi-Saeidlou - A. Samadi- MH. Rasouli-Sadaghiani- M. Barin- E.Sepehr	
Interaction of Urea Fertilizer and Magnetized Water on Yield and Water and Fertilizer Use Efficiency in Cucumber (<i>Cucumis sativus</i> cv. Kish F)	688
J. Nikbakht - V. Eshghi- T. Barzegar- A.R. Vaezi	
Application of Two Data Mining Techniques for Mapping the Spatial Distribution of Soil Organic Carbon (Case Study: East Shore of Urmia Lake)	705
A. Mousavi - F. Shahbazi- S. Oustan- A.A. Jafarzadeh- B. Minasny	
Effect of Land-Use Change on some Physical and Chemical Indices of Soil Quality in the Bazoft Region, (Chaharmahal-Va-Bakhtiari Province)	720
M. Molaei Arpnahi - M.H. Salehi- M. Karimian Eghbal- Z. Mosleh	
Environmental Study of the Distribution of Heavy Metals Contamination in Soils of Sheshtamad Area (Northeastern Iran)	735
S. Salavati-Nik - S. Saadat - M. Allameh	
Effects of Plant Growth Promoting Rhizobacteria (PGPR) on Organic Acids Production and Concentration of Lead and Cadmium in Cabbage	754
S. Abdollahi - A. Golchin - F. Shahryari	

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 34

No. 3

2020

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
Fotovat, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghadiri, H.	Soil Science	Prof. Griffith University
Kamali, Gh.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Islamic Azad University, Tehran
Khormali, F.	Soil Science	Prof., Agricultural Sciences & Natural Resources University of Gorgan
Lakzian, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Liaghat, A.	Irrigation and Drainage	Prof., University of Tehran
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	Prof., Tabrzi University
Taghvaeian, S.	Irrigation	Assoc. Prof., Oklahoma University

Publisher: Ferdowsi University of Mashhad

Address: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

P.O. Box: 91775- 1163

Fax: +98 511 8787430

E-Mail: jswa3@um.ac.ir

Web Site: <http://jm.um.ac.ir>

Journal of Water and Soil is published bimonthly (six issues per year).